NORGES OFFENTLIGE UTREDNINGER

NOU 1995:4

Virkemidler i miljøpolitikken

Utredning fra et utvalg nedsatt av Miljøverndepartementet i oktober 1992.

Avgitt februar 1995

STATENS FORVALTNINGSTJENESTE
STATENS TRYKKNING

OSLO 1995

Til Miljøverndepartementet

Miljøverndepartementet oppnevnte i oktober 1992 et utvalg for å vurdere virkemiddelbruken i miljøpolitikken.
Utvalget legger med dette frem sin utredning. Utredningen er enstemmig hvor ikke annet fremgår.

Oslo i februar 1995

Atle Fretheim Leder
Geir Asheim
Eivind Berg
Hans Chr. Bugge
Aarne Ø. Røvik
Tore Raasok
Alette Schreiner
Inger Glad Stokland
Eivind Tandberg
Anders Haugestad
Øivind Holm
Dag Petter Sødal

Del I
Innledning

KAPITTEL 1

Oversikt og sammendrag

1.1 INNLEDNING

Den første tiden forurensningsproblemene var på den politiske dagsorden ble det særlig fokusert på større enkeltutslipp, bl.a. utslippene fra industrivirksomhet og avløpsanlegg. Etter hvert er det gradvis lagt økt vekt på miljøproblemer som på en mer komplisert måte er innvevd i produksjons- og forbruksmønstrene. Typiske eksempler på dette er den økte oppmerksomheten rettet mot bruken av fossilt brensel i produksjon og samferdsel, innholdet av miljøgifter i produkter og hvordan tiltak i ulike faser av produktenes livsløp påvirker de avfallsproblemene som skapes.

For øvrig er det et viktig utviklingstrekk at ettersom de mest åpenbare miljøproblemene løses, blir kostnadene ved ytterligere miljøforbedringer stigende, slik at det blir stadig viktigere å utforme kostnadseffektive virkemidler. Samtidig kan det sies å være en tendens til at utformingen av kostnadseffektive virkemidler blir mer komplisert. Bakgrunnen for dette er dels et større antall utslippskilder å forholde seg til (slik at det bl.a. blir mer krevende å oppnå kostnadseffektivitet på tvers av kilder), og dels at virkemidler som i større grad rettes mot produksjons- og forbruksmønstre, kan gjøre det vanskeligere å beregne samfunnsøkonomiske ringvirkninger enn hva som er tilfelle for virkemidler som rettes mot et begrenset antall enkeltutslipp.

Disse forholdene danner en viktig bakgrunn for den analysen av miljøpolitiske virkemidler utvalget er bedt om å foreta. Miljøavgiftsutvalget (NOU 1992: 3) har tidligere foretatt en samfunnsøkonomisk analyse på dette feltet. I sin rapport pekte Miljøavgiftsutvalget på at formålet med miljøavgifter var å bidra til en bedre ressursbruk, og fremla flere forslag til hvordan dette kunne oppnås. Sammenlignet med Miljøavgiftsutvalgets rapport har dette utvalget i tråd med sitt mandat lagt større vekt på behandlingen av juridiske og andre administrative virkemidler. I tillegg har utvalget videreført Miljøavgiftsutvalgets arbeid med hensyn til anvendelse av økonomisk teori i valget mellom og den nærmere utformingen av virkemidlene, og ved å vurdere praktiske muligheter for økt bruk av økonomiske virkemidler.

Videre har utvalget søkt å besvare spørsmålet om hvilke utslippsreduksjoner som er oppnådd gjennom bruken av eksisterende virkemidler, og kostnadene i den forbindelse. Det har imidlertid i mindre grad enn utvalget hadde lagt opp til latt seg gjøre å gi et fullstendig bilde av kostnadene ved virkemiddelbruken, jf. *"Besvarelsen av mandatet"* i avsnitt 20.3. Utvalget peker for øvrig på behovet for at det mer systematisk gjennomføres etterfølgende evalueringer når virkemidler har vært i bruk en stund.

1.2 HOVEDKONKLUSJONENE FRA UTVALGETS ANALYSE AV VIRKEMIDDELBRUKEN

Utvalgets konklusjoner er i hovedtrekk:

Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier

– Mengdeavhengige miljøavgifter synes godt egnet som virkemiddel overfor miljøgifter i produkter, og bør benyttes i større grad. Hvis man ønsker å påvirke flere egenskaper ved produktet, kan en kombinasjon av avgift og direkte regulering være en god praktisk løsning.

- I tilfeller der målet er rask og fullstendig utfasing av et stoff, eller opphør av en utslippstype, er forbud et hensiktsmessig virkemiddel.
- Dagens system med konsesjonsregulering av miljøgiftutslipp fra de store industribedriftene og andre tilsvarende store enkeltkilder bør fortsette.
- Direkte regulering synes best egnet for å sikre gjennomføring av tiltak rettet mot opprensing av eldre avfallsdeponier og gruvevirksomhet.
- Miljøgiftutslipp fra bransjer med et stort antall mindre virksomheter bør primært løses ved å rette virkemidler (bl.a. produktavgifter) mot innsatsfaktorene som skaper forurensninger. Dersom dette ikke løser problemet, kan det i tillegg eller alternativt fastsettes generelle krav til utforming av anlegget, utslippsgrenser og eventuelt regler for avfallsbehandlingen.

Overgjødsling

- Tatt i betraktning den overveiende lokale karakteren av problemene og behovet for lokaltilpasning og styringseffektivitet, har valget av i hovedsak juridiske virkemidler på feltet overgjødsling til nå etter utvalgets mening vært naturlig.
- Beregninger tyder på at miljøavgift på kunstgjødsel er et kostnadseffektivt virkemiddel mot overgjødsling. De jordfaglige forutsetningene om sammenhengen mellom redusert gjødslingsintensitet og nitrogen-avrenningen er imidlertid svært omstridt. Det bør derfor legges betydelig vekt på å fremskaffe et datagrunnlag som belyser disse sammenhengene bedre.
- Dagens virkemiddelbruk på avløpssektoren overfor de lokale problemene som påvirkes av fosforfjerning og tiltak på ledningsnettsiden, bør fortsette. Det synes også inntil videre å være riktig å fortsette dagens virkemiddelbruk når det gjelder bygging av nitrogenfjerningstrinn på de største kloakkrenseanleggene.
- Så lenge det er aktuelt å gi statlig investeringstilskudd til kommunale avløpstiltak, synes det riktig å priortere nitrogenfjerning ved tildeling av midler.
- Utviklingen i retning av å delegere en større del av myndigheten overfor lokale problemer på avløpssektoren til kommunene bør fortsette.

Lokale luftforurensninger og støy

Innenfor problemområdet lokale luftforurensninger og støy har utvalget i første rekke vurdert virkemiddelbruken i forhold til transportsektoren. De viktigste forslagene er:

- Utredningsarbeidet vedrørende vegprising bør videreføres med sikte på en avklaring av praktiske muligheter og juridiske rammer. I mellomtiden, og i den utstrekning utredningene viser at vegprising er mindre aktuelt, bør det satses på å utnytte mulighetene for å bruke dagens bompengeringer for å redusere tids- og stedsavgrensede miljøproblemer, bl.a. gjennom en tidsdifferensiering av avgiftssatsene.
- Mulighetene for å bruke parkering som miljøpolitisk virkemiddel bør bedres ved at kommunene gis bedre muligheter for styring av det private parkeringstilbudet.
- Ut fra erfaringene basert på forsøksordninger med tungtrafikknett, bør det vurderes hvordan forholdene kan legges til rette for en spesifikk regulering av denne trafikken.
- For å sikre helhetlige transportløsninger og reelle avveininger mellom ulike transport- og miljøtiltak, bør det foretas en nærmere vurdering av ansvarsdelingen innen transportsektoren, medregnet ordningen med alternativ bruk av riksvegmidler.

– Siden lokale transport- og miljøproblemer i stor grad er et lokalt ansvar, bør det foretas en gjennomgang av alle relevante virkemidler med sikte på å oppnå bedre samsvar mellom ansvar og virkemidler på kommunalt nivå.

Langtransporterte luftforurensninger

– Systemet med konsesjonsregulering av SO_2 -utslippene fra store punktkilder, og forskriften om svovelinnhold i fyringsolje, bør opprettholdes.
– Primært bør avgiften på svovel i fyringsolje videreføres, og i prinsippet utvides til å omfatte også svovel i kull og koks til energiformål, i bensin og i svovelholdige innsatsvarer til prosessformål.
– Utvalget har ikke vurdert om opphevelse av svovelavgiften og innføring av et system med omsettelige kvoter som omfatter alle SO_2 -utslipp i praksis kan være en mer kostnadseffektiv tilnærming. Utvalget mener dette bør utredes.
– Overfor utslippene av nitrogengasser og VOC vil det være vanskelig å anvende generelle sektorovergripende virkemidler på en kostnads- og styringseffektiv måte. En kombinasjon av mer avgrensede administrative og økonomiske virkemidler som rettes inn mot spesielle kilder er derfor mer aktuelt.
– Virkemiddelbruken overfor svovel til nå synes å ha vært relativt godt samordnet på tvers av industri-, transport- og forbrukersektorene. Det synes ut fra det materialet som foreligger som om virkemiddelbruken også på tvers av stoffer som bidrar til forsuringsproblemet har vært godt samordnet.

Klimaendringer

Virkemiddelbruken overfor klimaendringer er ikke analysert med tanke på konkrete forslag (bl.a. pga. det parallelle arbeidet med en handlingsplan mot klimaendringer). Utvalgets syn er at avgifter er et velegnet virkemiddel på dette området, bl.a. på bakgrunn av miljøproblemets globale karakter og det store antallet utslippskilder. Også avgiftsteknisk ligger forholdene godt til rette for bruk av avgifter overfor CO_2 -utslippene. Avgiftsregulering av andre klimagasser enn CO_2 kan være avgiftsteknisk mer komplisert, og det er usikkert hvilke virkemidler som har de beste effektivitetsegenskapene overfor disse utslippene.

På bakgrunn av miljøproblemets globale karakter er hensynet til hva andre land foretar seg av spesielt stor betydning for innfasingen av nasjonale virkemidler mot klimaendringer.

Ozonreduserende stoffer

– Dagens regulering med forskrifter som forbyr bruk, import, eksport og produksjon bør videreføres for de stoffer som skal fases ut innen kort tid (KFK, karbontetraklorid, metylkloroform).
– For stoffer med lang utfasingstid (HKFK) anbefaler utvalget at det innføres avgifter som opptrappes trinnvis i takt med vedtatte og nye reduksjonskrav. Innføring av avgifter må tilpasses de krav til virkemiddelbruk som kan komme gjennom EØS-avtalen.

Akutte forurensninger

Virkemiddelbruken overfor akutte forurensninger har ikke vært prioritert for en detaljert analyse, men på de områder som er vurdert er utvalgets konklusjoner bl.a.:
– Norge bør internasjonalt arbeide for etablering av kriterier for miljøindeksering av skip som grunnlag for en miljødifferensiering av avgifter i forbindelse med

havneanløp.
- For å svekke motivet for ulovlig dumping av skipsavfall til havs, kan det være ønskelig at avfallsgebyr som betales i havn er uavhengig av hvor mye og hva slags avfall som leveres.

Avfall og gjenvinning

Når det gjelder avfall og gjenvinning har utvalget kun behandlet deler av problemområdet. Utvalgets hovedkonklusjoner er:
- Virkemiddelbruken i forhold til avfall og gjenvinning bør i større grad rette seg inn mot produktavgifter i kombinasjon med refusjonsordninger der innsamling av avfallet er nødvendig for å redusere miljøproblemene. Produktavgifter med refusjon (ulike former for pantesystemer) er de virkemidler som kommer nærmest opp til teoretisk optimal virkemiddelbruk på de deler av avfallsområdet som er avhengig av innsamling.

Konsesjonssystemet

Forurensningslovens konsesjonssystem er av stor betydning i forhold til flere av miljøproblemene. Utvalget har derfor foretatt en egen vurdering av dette virkemidlet, og konkluderer bl.a. med at:
- Konsesjonssystemet er et styringseffektivt virkemiddel og har medført betydelige utslippsreduksjoner på flere områder. Den altoverveiende delen av industriutslipp med lokale miljøkonsekvenser bør fortsatt reguleres gjennom konsesjonssystemet.
- Kostnadseffektivitetshensyn tilsier at konsesjonenes utslippskrav knyttes mest mulig direkte til de forholdene som skaper miljøproblemene, slik at unødvendige begrensninger i bedriftenes tilpasning unngås. Forurensningsmyndighetene bør løpende vurdere mulighetene for forenklinger og økt fleksibilitet i utformingen av utslippstillatelsene.
- Det bør legges økt vekt på tiltak for å redusere overtredelsene av utslippskonsesjonene.
- Hensiktsmessigheten av å benytte en gradert avgift på konsesjonsgitte utslipp bør vurderes når det planlegges virkemiddelbruk med sikte på større utslippsreduksjoner.
- Fordi konsesjonssystemet i utgangspunktet innebærer individuell fastsettelse av utslippskravene i forhold til den enkelte utslippskilde, er det viktig at beslutningsprosessen legges opp slik at den så langt som mulig sikrer kostnadseffektivitet på tvers av kilder og sektorer. Når det gjelder regionale og globale miljøproblemer, vil generelle virkemidler normalt være å foretrekke fremfor konsesjonsregulering.

1.3 BAKGRUNN FOR VALG AV VIRKEMIDLER

Begreper og definisjoner

Virkemidler er de styringsverktøy myndighetene kan benytte for å påvirke menneskers handlemåte. Som en fellesbetegnelse for de handlinger myndighetene ønsker å utløse med sin virkemiddelbruk, benyttes i denne rapporten begrepet *tiltak*. Miljøtiltak omfatter således både fysiske tiltak (f.eks. installering av renseanlegg) og adferdsendring (f.eks. mindre bruk av bil).

Administrative virkemidler er en fellesbetegnelse for andre virkemidler enn de økonomiske. Blant de administrative virkemidlene er det *juridiske virkemidler* som

har størst praktisk betydning. Juridiske virkemidler består som regel av forbud eller påbud i ulike kombinasjoner. En vanlig brukt betegnelse på offentlige forbud og påbud er *direkte regulering*. Også erstatningsreglene og avtaleinngåelser regnes i denne rapporten som juridiske virkemidler.

Andre kategorier av administrative virkemidler er informasjon og fysiske virkemidler (avfallsdunker, fartsdumper etc.)

Mens direkte reguleringer virker ved å forplikte aktørene til å handle på bestemte måter, virker *økonomiske virkemidler* gjennom å påvirke aktørenes vurdering av hva det er økonomisk fordelaktig å foreta seg. Økonomiske virkemidler omfatter særlig hovedgruppene miljøavgifter, omsettelige utslippskvoter, pantesystemer og ulike former for tilskudd/subsidier. Med begrepet miljøavgift vil utvalget normalt mene avgifter som i prinsippet er fastsatt ut fra miljøskaden av utslippene.

Grensen mellom ulike virkemiddelkategorier er ikke skarp. Bl.a. vil juridiske virkemidler ofte utgjøre et nødvendig grunnlag for annen virkemiddelbruk. Økonomiske virkemidler må ha et juridisk fundament, f.eks. i form av påbud om å fremskaffe dokumentasjon i tilknytning til avgiftsberegningen, og påbud om å innbetale avgiften. Omvendt vil juridiske virkemidler kunne ha en bestanddel av økonomisk karakter, som bot, inndragning, forurensningsgebyr eller erstatning.

Utvalget har i sitt arbeid lagt stor vekt på å finne frem til en samfunnsøkonomisk effektiv virkemiddelbruk. Dette innebærer at virkemidlene velges og utformes slik at hvert gitt nivå for miljøkvalitet oppnås til lavest mulig kostnader for samfunnet *(kostnadseffektivitet)* samtidig som det «riktige» nivået for miljøkvalitet nås ut fra en nytte-kostnadsvurdering.

Juridiske rammebetingelser

Grunnlovens § 110 b om miljørettigheter ble vedtatt av Stortinget i 1992 og lyder som følger:

> Enhver har Ret til et Milieu som sikrer Sundhed og til en natur hvis Produksjonsævne og Mangfold bevares. Naturens Ressourcer skulle disponeres ud fra en langsiktig og alsidig Betragtning, der ivaretager denne Ret ogsaa for Efterslægten.
>
> For at ivaretage deres Ret i henhold til foregaaende Led, ere Borgerne berettigede til Kundskab om Naturmilieuets Tilstand og om Virkningerne af planlagte og iværksatte Indgreb i Naturen.
>
> Statens Myndigheder give nærmere Bestemmelser til at gjennemføre disse Grundsætninger.

Grunnlovsbestemmelsen vil være retningsgivende for lovgivningen og forvaltningens myndighetsutøvelse, og dessuten ha betydning for tolkningen av lover og andre regler.

Et prinsipp som ikke er direkte nedfelt i grunnloven, men som regnes for å ha grunnlovs rang er det såkalte legalitetsprinsippet, som innebærer at myndighetene må ha lovhjemmel for miljøpolitiske virkemidler i den grad det dreier seg om bestemte typer pålegg eller inngrep ovenfor private aktører. At prinsippet har grunnlovs rang, innebærer at det bare kan endres gjennom prosedyrene for grunnlovsendringer.

Forvaltningsloven inneholder bestemmelser om saksbehandlingen i forbindelse med forvaltningsvedtak (bl.a. om retten til å bli varslet og å uttale seg før vedtak treffes, og om retten til å klage). Til grunn for disse saksbehandlingsreglene ligger fundamentale rettssikkerhetsprinsipper vedrørende borgernes adgang til medvirkning i beslutningsprosesser som angår dem. Det er derfor naturlig å betrakte også

disse reglene som rammebetingelser for virkemiddelbruk, selv om forvaltningsloven kan endres gjennom vanlig lovendringsprosedyre. Hvilke beslutningsprosesser som kreves, vil bl.a. være av betydning for virkemidlenes administrasjonskostnader.

Grunnlovens § 75 a er tolket slik at skatter og avgifter – i motsetning til lover – vedtas av Stortinget i plenum, og eller bare kan vedtas med virkning frem til utgangen av det påfølgende år («ettårsregelen»). I tilknytning til Stortingets avgiftsvedtak må det imidlertid også vedtas lovbestemmelser bl.a. vedrørende innkrevingen av avgiften og straff for overtredelser. Den spesielle prosedyren for avgiftsvedtak gjelder ikke gebyrer som kan anses som betaling for å få utført en offentlig tjeneste, f.eks. kommunale avfallsgebyrer.

Internasjonale rammebetingelser for virkemiddelbruk

På mange områder av miljøpolitikken danner internasjonale avtaler og erklæringer rammebetingelser for utformingen av nasjonale virkemidler.

Noen former for internasjonale avtaler og erklæringer har i første rekke betydning for ambisjonsnivået i miljøpolitikken, og sier lite om den nærmere utformingen av nasjonenes virkemiddelbruk. Det viktigste eksempelet på dette er avtaler som går ut på at samlede utslipp fra et land skal reduseres med et visst antall prosent innen et visst tidspunkt. Bl.a. er hovedelementene i nordsjødeklarasjonene vedrørende miljøgifter og næringssalter av en slik art.

Selv om denne typen avtaler ikke legger direkte føringer på virkemiddelutformingen, vil like prosentvise utslippsreduksjoner for alle land være uheldig med tanke på kostnadseffektivitet på tvers av landegrensene. Den nylig reviderte svovelprotokollen er en mer nyansert miljøvernavtale med differensierte forpliktelser mellom landene basert på kostnadseffektivitet og naturens tålegrenser.

Heller ikke internasjonale avtaler om at miljøkvaliteten på et område skal tilfredsstille visse minimumskrav, influerer i utgangspunktet på hva slags virkemidler som skal benyttes. Et eksempel på dette er EUs luftkvalitetsdirektiver, som er bindende for Norge i henhold til EØS-avtalen.

Derimot vil internasjonale forpliktelser i form av standardkrav for kategorier av utslippskilder eller produkter ha direkte betydning for den nærmere utformingen av landenes virkemidler. Denne typen reguleringer tar ofte utgangspunkt i en eller annen definisjon av «beste tilgjengelige teknologi». Flere internasjonale avtaler har elementer av en slik karakter, f.eks. Pariskonvensjonen, som for nærmere bestemte utslippskilder inneholder krav og anbefalinger vedrørende utslippene av enkelte miljøgifter. Etter inngåelsen av EØS-avtalen er det imidlertid EUs utslipps- og produktstandarder som er av størst praktisk betydning for norsk virkemiddelbruk. F.eks. er det i EU-direktiver knyttet krav til utslippskilder som kommunale avløpsanlegg, avfallsforbrenningsanlegg og titandioksidindustrien. Videre er det en rekke bestemmelser vedrørende produkters miljøskadelige egenskaper; bl.a. støy- og avgasskrav til kjøretøy, krav til andre støyende produkter, krav til svovelinnholdet i mineraloljer, bestemmelser om ozonreduserende stoffer, regulering av helsefarlige stoffer og produkter, samt regelverk med utspring i avfallsproblemene knyttet til drikkevareemballasje, spillolje, miljøfarlige batterier og PCB.

Internasjonale standardkrav vil kunne redusere mulighetene for å ta hensyn til variasjoner i lokale resipientforhold og aktørenes tiltakskostnader; noe som kommer i strid med kostnadseffektivitetskriterier.

Betydningen av dette vil avhenge av miljøproblemets og utslippskildenes karakter. Det vil være betydelig mindre behov for resipienttilpasning når det gjelder virkemidler overfor miljøgifter enn i forhold til næringssaltutslipp, og for så vidt

gjelder ozonreduserende stoffer og klimagasser er atmosfæren felles resipient for alle utslipp. Videre vil betydningen av manglende fleksibilitet i forhold til aktørenes tiltakskostnader avhenge av i hvor stor grad disse kostnadene varierer fra utslippskilde til utslippskilde.

De uheldige virkningene av standardkrav kan til en viss grad reduseres dersom det tas hensyn til geografiske variasjoner i miljøkvalitet og tiltakskostnader. F.eks. varierer EUs krav til rensing av kommunalt avløpsvann med forskjellige sårbarhetsklasser som resipientene deles inn i.

Bakgrunnen for at det benyttes standardkrav i forbindelse med reguleringer på tvers av landgrensene, er bl.a. at forskjeller i landenes pålegg om miljøtiltak kan innebære konkurransevridninger, med den mulige konsekvens at virksomheter flyttes til land med relativt milde miljøkrav. Ved like resipientforhold vil slik konkurransevridning være uønsket. Dersom resipientforholdene varierer, bør imidlertid virkemiddelbruken overfor virksomhetene variere i samsvar med forskjellene i miljøkonsekvenser.

Når det spesielt gjelder produktkrav, vil en viktig begrunnelse for standardisering være å unngå at nasjonale forskjeller virker handelshindrende. For å tilfredsstille dette hensynet er EUs produktkrav i stor utstrekning totalharmonisert, mens utslippsstandardene for stasjonære kilder bare utgjør minstekrav. EUs produktreguleringer vil dermed legge sterkere føringer på landenes virkemiddelbruk enn utslippsstandardene.

Med hensyn til avgifter krever ikke EØS-avtalen tilpasning til felles politikk i EU, og avtalen vil derfor formelt sett ikke begrense bruken av miljøavgifter under forutsetning av at nasjonale og importerte produkter behandles likt.

I rapportens del III er det for øvrig gitt en nærmere beskrivelse av de internasjonale rammebetingelsene sett i forhold til de enkelte forurensningsproblemene.

Virkemiddelbruken i norsk miljøpolitikk

Som i andre land har det i norsk miljøpolitikk i hovedsak vært benyttet juridiske virkemidler. Bruken av miljøavgifter har imidlertid øket noe fra omkring 1989-90.

Rettsregler med innvirkning på forurensningsproblemene kan inndeles i privatrettslige og offentligrettslige regler. De privatrettslige reglene bestemmer rettsforholdet mellom private aktører, og omfatter bl.a. regler som begrenser utøvelsen av eiendomsretten av hensyn til naboeiendommer, og regler om erstatningsansvar for forurensningsskader. De offentligrettslige reglene bestemmer rettsforholdet mellom myndighetene og den enkelte. Myndighetenes regulering av forurensende virksomhet gjennom f.eks. forurensningsloven tilhører denne kategorien rettsregler.

Utviklingen av miljøretten i vårt århundre har vært preget av at de privatrettslige reglene (eventuelt i kombinasjon med straffebestemmelser) etter hvert har vist seg utilstrekkelig som reguleringsmekanisme, og derfor har blitt supplert og erstattet av offentligrettslige regler.

I lovverket er det forurensningsloven som er viktigst, men også produktkontrolloven og plan- og bygningsloven har betydning i forhold til mange ulike forurensningproblemer. I tillegg kommer en lang rekke sektorlover som kan ha stor innvirkning på mer avgrensede områder av forurensningspolitikken, f.eks. petroleumsloven, vegtrafikkloven og sjødyktighetsloven. Også de generelle lovene på forurensningsfeltet tar utgangspunkt i forskjellige utsnitt av våre omgivelser. I forurensningsloven er det reglene om stedbundne utslippskilder som er av størst praktisk betydning, i produktkontrolloven er det produktene som er gjenstand for regulering, mens det i plan- og bygningloven tas utgangspunkt i arealbruken.

Forurensningslovens oppbygning er slik at det i utgangspunktet er ulovlig å forurense, samtidig som loven inneholder flere unntaksbestemmelser. Praktisk viktig er bestemmelsen om at forurensningsmyndighetene etter søknad kan gi tillatelse til virksomhet som kan medføre forurensning. Hvis det gis utslippstillatelse, er det som regel på nærmere bestemte vilkår, f.eks. at utslippene skal holde seg under visse utslippsgrenser eller at det iverksettes konkrete forurensningsbegrensende tiltak. Når forurensningsmyndighetene avgjør om det skal gis utslippskonsesjon og fastsetter vilkårene, følger det av forurensningsloven at det skal legges vekt på de forurensningsmessige ulempene ved virksomheten, sammenholdt med de fordeler og ulemper som virksomheten for øvrig vil medføre.

Konsesjonssystemet danner utgangspunkt for reguleringen av det vesentligste av industriforurensningene, inkludert utslipp fra petroleumssektoren. Også utslippene fra kommunale avløpsanlegg og fiskeoppdrett reguleres i henhold til konsesjonsordningen. På enkelte områder er forurensning tillatt i den grad man holder seg innenfor forskrifter gitt av Miljøverndepartementet for å regulere den forurensende virksomheten. F.eks. er landbruksforurensningene i hovedsak regulert på denne måten.

Et generelt unntak fra forurensningsforbudet gjelder for forurensninger som ikke medfører nevneverdige skader eller ulemper. Forurensningsloven inneholder for øvrig bl.a. bestemmelser om avfall, akutt forurensning og erstatning for forurensningsskader. Reglene om erstatning for forurensningsskader kom inn i loven i 1989 og slår fast et generelt prinsipp om ansvar uten skyld (objektivt ansvar) for slike skader.

Produktkontrolloven fastsetter en generell aktsomhetsplikt som går ut på at den som har befatning med produkter, skal vise aktsomhet og treffe rimelige tiltak for å forebygge at produktene medfører helseskade eller miljøforstyrrelse i form av forurensning, avfall eller støy.

For øvrig er produktkontrolloven en typisk fullmaktslov som overlater mye av den nærmere utformingen av regelverket til forvaltningen. Kompetansen er etter loven delt mellom Miljøverndepartementet og Barne- og familiedepartementet. Miljøverndepartementet har myndigheten til å forebygge at produkter medfører miljøforstyrrelser eller helseskade som følge av kjemiske egenskaper.

Med hjemmel i produktkontrolloven er det bl.a. gitt forskrifter om innholdet i produkter (f.eks. fosfatinnholdet i vaskemidler og innholdet av miljøskadelige stoffer i motorbensin), om støy fra produkter (bl.a. transportable kompressorer, fritidsbåter og gressklippere), vedrørende forbud mot visse produkter (f.eks. KFK og PCB) og om pante- og returordninger for avfall (vrakpantordningen og panteordningene for drikkevareemballasje).

Plan- og bygningsloven inneholder både regler om planlegging og byggesaksbehandling. I miljøpolitikken er det særlig planleggingen som er av betydning, og myndigheten er etter loven derfor delt slik at Miljøverndepartementet er ansvarlig for plandelen av loven, mens Kommunal- og arbeidsdepartementet er ansvarlig for byggesaksdelen.

Hovedtyngden av det praktiske planleggingsarbeidet etter plan- og bygningsloven finner sted på kommunalt nivå. Arealplaner tar utgangspunkt i kart som angir hva det er meningen å bruke de forskjellige områdene til. En bindende arealplan innebærer at *omdisponering* av arealene ikke kan skje i strid med planen (uten at det først skjer en omregulering eller gis dispensasjon). I allerede utbygde områder vil således annet lovverk, som forurensningsloven, vegtrafikkloven ol., være av større relevans enn plan- og bygningsloven.

Videre har plan- og bygningsloven i første rekke en funksjon i forhold til lokale miljøproblemer. Nye veger, industrivirksomhet og boligområder skal f.eks. plan-

legges slik at lokalbefolkningen i minst mulig grad utsettes for luftforurensninger og støy. Ved å influere på energibruk, transportbehov og mulighetene for kollektiv transport kan imidlertid arealdisponeringen også ha betydning for utslipp fra energi- og samferdselssektoren med regionale og globale miljøkonsekvenser.

Økonomiske virkemidler har hatt størst praktisk betydning i forhold til luftforurensninger, bl.a. gjennom CO_2 -avgiften, blyavgiften på bensin og den svovelgraderte mineraloljeavgiften. I tillegg vil avgiftene på bensin og diesel gi insentiver til lavere forbruk. For øvrig er det i landbrukssektoren lagt miljøavgifter på plantevernmidler og handelsgjødsel, samtidig som man har søkt å foreta en miljøtilpasning av landbrukets overføringsordninger.

I forhold til avfallsproblemet er det bl.a. benyttet avgifter på drikkevareemballasje som ikke går inn i et retursystem, smøreoljeavgift og vrakpantavgift. Det gis også tilskudd til finansiering av pante- og retursystemer for spillolje og bilvrak.

For øvrig gis det ulike former for økonomiske tilskudd til miljøtiltak (bl.a. kommunale avløpsanlegg) og til utvikling og utprøving av miljøteknologi. Det er videre fastsatt ulike gebyrer for offentlige tjenester i miljøsektoren, som f.eks. Statens forurensningstilsyns kontrollgebyr.

Økonomisk teori om virkemiddelbruk

Utvalgets gjennomgang av økonomisk teori om virkemiddelbruk (utredningens del V) danner et viktig grunnlag for de konklusjoner utvalget trekker om fremtidig virkemiddelbruk på de enkelte miljøområdene. Utvalget har gått gjennom relevante deler av nyere økonomisk teori om virkemiddelbruk, og diskutert teoretisk viktige forutsetninger i forhold til den faktiske forurensningssituasjonen og miljøproblemenes egenskaper.

For at en økonomi skal kunne fungere samfunnsøkonomisk effektivt uten offentlige inngrep, må prisen på varene i økonomien inkludere de totale samfunnsøkonomiske kostnader ved at varene fremstilles og forbrukes. I vårt tilfelle betyr dette at miljøkostnadene skal være inkludert i prisene. Dersom bare en del av miljøkostnadene knyttet til en vare bæres av den som har eiendomsretten til varen, vil miljøkostnadene ikke være fullt ut inkludert i prisen. Det oppstår da såkalte negative eksterne virkninger i form av negative miljøeffekter. Resultatet vil være at det blir for lite miljøgoder tilgjengelig (for mye forurensning) i forhold til det som er samfunnsøkonomisk optimalt. Årsaken til dette er at aktørene ikke tar hensyn til skadevirkningene av forurensninger i sine privatøkonomiske vurderinger.

Formålet med miljøpolitiske virkemidler er å korrigere for de feiltilpasninger som oppstår når miljøkvaliteten bestemmes i et fritt og imperfekt marked. Målet kan i dette teoretiske perspektivet oppfattes som todelt. Man skal både (1) utforme virkemidlene slik at et hvert gitt nivå for miljøkvalitet oppnås til lavest mulige kostnader for samfunnet (*kostnadseffektivitet*), og (2) nå det «riktige» nivået ut fra en nytte-kostnadsvurdering. Dersom disse kriteriene oppfylles samtidig har en oppnådd *samfunnsøkonomisk effektivitet* i miljøpolitikken.

Et virkemiddel karakteriseres som *styringseffektivt* dersom det bevirker at miljøforbedringer kan oppnås med stor grad av sikkerhet.

Dynamisk effektivitet betegner i hvilken grad virkemidlene gir stimulans til ytterligere utslippsreduksjoner og/eller kostnadsbesparelser over tid.

Økonomisk teori tar vanligvis utgangspunkt i modeller for fullkommen konkurranse hvor det forutsettes at private aktører tar priser for gitt og at alle selgere og kjøpere har samme informasjon om de varer og tjenester som omsettes. Forurensninger er et samfunnsøkonomisk problem fordi dette er virkninger som ikke fanges opp av prissystemet (eksterne virkninger).

Under forutsetning av at eksterne virkninger ikke løses gjennom avtaler mellom forurenser og skadelidte, er det ønskelig at myndighetene regulerer adgangen til å foreta forurensende utslipp.

Dersom myndighetene har samme informasjon om virksomhetenes kostnader forbundet med å redusere forurensende utslipp (tiltakskostnader) som virksomheten selv, og myndighetene kan observere i hvilken grad utslipp reduseres, vil virkemidlene miljøavgift, individuellt fastsatte utslippskvoter og omsettelige utslippskvoter ha de samme effektivitetsegenskapene. Et resipientkrav vil, dersom det bare er en kilde til problemet, også ha de samme effektivitetsegenskapene i en slik enkel modell. De ulike virkemidlene vil imidlertid ha ulike fordelingseffekter og medføre ulike inntekter til statskassen.

Under slike ideelle forutsetninger ville det heller ikke være noen forskjeller i den dynamiske effektiviteten, dvs. virkemidlenes kostnadseffektivitet over tid. All teknologiutvikling ville være kjent og forutsigbar for alle parter, og virkemidler og tiltak kunne tilpasses løpende uten kostnadsforskjeller mellom virkemiddeltypene.

Hovedkonklusjonen er altså at under enkle, ideelle forutsetninger er alle de virkemidlene som er vurdert like gode. Dette skyldes særlig at myndighetene har fullkommen informasjon og derfor kan gi virkemidlene en optimal utforming. De ulike virkemiddelkategoriene vil imidlertid ha ulike effektivitetsegenskaper når en eller flere av de ideelle forutsetningene ikke er oppfyllt. I punktene under følger en forenklet gjennomgang av noen aktuelle situasjoner der det antas at en og en forutsetning ikke er oppfylt. For en mer fullstendig drøfting vises til utredningens *"Økonomisk teori om virkemiddelbruk"* i kapittel 16 i del V.

– *Ufullkommen informasjon* om tiltakskostnader er et sentralt problem i miljøpolitikken. Ved *ren usikkerhet* både fra myndigheters og forurensers side vil den generelle konklusjonen bli stående, nemlig at alle virkemiddelkategorier er like kostnadseffektive, og like effektive i forhold til å oppnå det optimale utslippsnivået. Ofte har *myndigheter mindre kunnskap om tiltakskostnadene* (kostnader knyttet til å redusere et utslipp) enn bedriftene. Med *én bedrift* vil fastsettelse av en utslippstillatelse med en fast kvote for utslipp gi dette utslippsnivået med sikkerhet, men myndighetene vil ikke vite hva dette vil koste bedriften. Med en utslippsavgift vil myndighetene vite inntil hvilken marginal kostnad aktørene vil gjennomføre tiltak, men vil ikke vite hvilket utslippsnivå som blir resultatet. En avgift og en kvote vil derfor kunne ha ulike effektivitetsegenskaper. Når miljøskadekostnadene stiger relativt raskere enn tiltakskostnadene vil det være ønskelig å komme nærmest mulig det optimale utslippsnivået (noe som peker mot kvoteregulering), mens det i det motsatte tilfellet er ønskelig å komme nærmest mulig den optimale marginalkostnaden ved tiltak (der avgiftsregulering er best egnet). Det vises til *""* i figur 16.1 i *"Skjev informasjon om tiltakskostnadene"* i avsnitt 16.3.1.2 i del V.

  Ved *flere kilder* vil rangeringen mellom en utslippsavgift og en kvote være lik situasjonen med en kilde over dersom kvotene gjøres omsettelige, og dersom vi forutsetter at miljøskaden fra den siste enheten utslipp er den samme for alle kilder. Dette vil først og fremst gjelde for utslipp med regionale og/eller globale miljøkonsekvenser.

– Ofte er det i praksis *teknisk vanskelig og/eller kostbart å observere eller å måle utslipp*. I slike situasjoner blir myndighetene henvist til å påvirke utslippet indirekte. Hovedprinsippet for en slik tilnærming vil være å rette virkemidlene mot faktorer som i størst mulig grad samvarierer med miljøproblemet, uten at bedriftens øvrige tilpasninger endres. Det vil i slike tilfeller være et empirisk spørsmål hvorvidt generelle avgifter vil være bedre eller dårligere enn direkte generell eller indivuell regulering av faktorbruken.

- For de aller fleste miljøproblemene vil *utslippets lokalisering ha betydning for størrelsen på miljøproblemet*. Unntak er de rene globale miljøproblemene (bl.a. klimaendringer). I de vanlige situasjoner med lokale eller regionale miljøkonsekvenser av utslippene, slik at samme utslipp fra ulike kilder gir ulik skade pr. utslippsenhet, vil det oppstå uheldige feiltilpasninger dersom det ilegges en flat miljøavgift på alle utslipp. Tilsvarende problemer vil også oppstå dersom det benyttes direkte reguleringer der ulike kilder behandles likt (f.eks. felles teknologikrav). I slike situasjoner vil optimal regulering innebære varierende og kildespesifikke eller geografisk differensierte krav i henhold til utslippenes miljøskade.
- For en rekke miljøproblemer vil *skader av utslipp ha virkning over lang tid*. Det at utslipp har virkning over lang tid påvirker ikke i seg selv valget av virkemidler, og de generelle konklusjonene vil gjelde. Usikkerheten og spesielt risikoen for fremtidige alvorlige skader som vi ikke kjenner til i dag kan imidlertid være spesielt stor for forurensninger som har virkning over lang tid.
- For mange miljøproblemer vil det være *flere stoffer som fører til samme problem* (avhengighet på miljøskadesiden). Dersom skaden forbundet med et utslipp avhenger av utslippsnivået av andre stoffer, vil dette påvirke hva som er det optimale nivået for utslipp av hvert stoff. Det er i praksis mangel på kunnskap om miljøkonsekvensene av samvirket mellom flere utslippskomponenter. Denne typen usikkerhet vil normalt være mest relevant i forhold til å fastsette mål, og vil i liten grad ha betydning for valg mellom virkemiddelkategorier.
- I flere tilfeller kan det også være *avhengighet mellom utslipp av flere ulike miljøskadelige stoffer i en gitt produksjonsprosess*. Så lenge utslippene er observerbare og forutsetningene ellers er ideelle, vil den generelle konklusjonen om at alle virkemiddelkategoriene er like effektive i økonomisk forstand fortsatt gjelde.
- Ofte vil det være *manglende informasjon om teknologisk utvikling* fremover i tid (dynamisk tilpasning). Dersom det bare er *en bedrift*, vil en teoretisk utformet gradert miljøavgift (en avgift som på ethvert utslippsnivå svarer til den marginale miljøskadekostnaden) gi de nødvendige insentiver slik at bedriften investerer i ny teknologi når dette er samfunnsøkonomisk lønnsomt. En flat utslippsavgift (en lik avgift uansett utslippsnivå) vil gi for sterke insentiver til investering i ny teknologi, mens en utslippskvote gir for svake insentiver til nyinvestering. *Med flere bedrifter* vil det i praksis ikke være mulig å bruke en gradert utslippsavgift. Dersom myndighetene lar avgiftssats og kvote være upåvirket av at tiltakskostnadene reduseres gjennom ny teknologi, vil de samme konklusjonene som for en bedrift fortsatt gjelde (flat avgift gir for sterke insentiver, fast kvote gir for svake insentiver til nyinvestering). Dersom myndighetene justerer avgiftssats og utslippskvote løpende ettersom tiltakskostnadene reduseres, vil en flat avgift gi tilnærmet optimale insentiver, mens de individuelle, faste kvotene også i dette tilfellet vil gi for svake insentiver til nyinvesteringer. Dersom kvotene i en slik situasjon gjøres omsettelige, og dersom myndighetene reduserer antall kvoter gjennom oppkjøp etter hvert som bedriftene investerer i ny teknologi, vil også et kvotesystem gi god dynamisk effektivitet.
- Som regel vil virkemiddelbruken medføre *administrasjonskostnader* både for myndighetene og for berørte aktører. Størrelsen på disse kostnadene vil variere mellom ulike virkemidler, og må beregnes på bakgrunn av en konkret vurdering av den enkelte situasjon.
- I teorigjennomgangen ovenfor er det forutsatt *overholdelse av de rettsreglene* som er grunnlaget for de ulike virkemidlene, enten reglene gjelder avgiftsinnbetaling eller utslippsgrenser. Forhold som påvirker aktørenes overholdelse av

miljøreguleringer kan være informasjon om reglene, ulemper ved å følge dem, risikoen for at overtredelser blir oppdaget, sanksjoner ved regelbrudd, moralske barrierer mot å bryte reglene, og eventuelle fordeler ved etterlevelse. Forut for virkemiddelbeslutninger bør det således foretas en vurdering av hvordan forholdene ligger til rette for å oppnå etterlevelse, og hvordan bl.a. den konkrete utformingen av virkemidler og sanksjoner kan forebygge overtredelser.

– Det kan tenkes tilfeller med omsettbare kvoter og *markedsmakt i kvotemarkedene*. Dersom noen bedrifter gjennom sine transaksjoner kan påvirke prisen på omsettbare kvoter, vil disse bedriftene kunne manipulere kvotehandelen på en slik måte at det ikke oppnås like marginale tiltakskostnader. Dette vil ikke påvirke utslippsmengden, men vil øke de samfunnsøkonomiske kostnadene. I slike situasjoner vil derfor avgifter kunne ha fortrinn fremfor omsettbare kvoter.

I presentasjonen av økonomisk teori er det i første rekke tatt utgangspunkt i ulike former for offentlig regulering, fordi det er slike virkemidler som har klart størst praktisk betydning i forhold til forurensningsproblemene. Imidlertid kan også privatrettslige regler, som erstatningsreglene og naborettslige regler, fungere som miljøpolitiske virkemidler – særlig overfor akutte utslipp og forurensningsproblemer med bare lokale miljøkonsekvenser. En regel om objektivt erstatningsansvar innebærer at den ansvarlige må internalisere kostnadene ved negative konsekvenser av sin handlemåte, og har dermed lignende effektivitetsegenskaper som miljøavgifter. Uaktsomhetsansvaret betyr at potensielle skadevoldere kan fri seg fra erstatningsansvaret ved å overholde nærmere bestemte adferdsnormer, og har således enkelte likhetspunkter med forbud og påbud.

1.4 VIRKEMIDLER RETTET MOT DE ENKELTE MILJØPROBLEMENE

Hovedtyngden av utvalgets analyser av fremtidig virkemiddelbruk er rettet mot de miljøproblemene som ikke nylig har vært gjenstand for stortingsbehandling eller inngår i interdepartementale samarbeidsprosesser som går parallelt med utvalgets arbeid. Avfall og gjenvinning er derfor behandlet relativt kort i denne utredningen. Det samme gjelder virkemiddelbruken overfor klimagasser og nitrogenoksider.

Heller ikke akutte forurensninger eller driftsutslipp fra skip og petroleumsvirksomheten, har blitt utførlig behandlet. Dette har dels sammenheng med at Stortinget nylig har behandlet en stortingsmelding om oljevernberedskapen, men også at utvalget av kapasitetsgrunner har måttet foreta enkelte prioriteringer.

I sammendraget er hovedvekten lagt på utvalgets anbefalinger om fremtidig virkemiddelbruk. I del VI av rapporten er det gitt en nærmere beskrivelse av de ulike miljøproblemenes karakter, noe som er av stor betydning for i hvilken grad de ulike forutsetninger for økonomisk teori har gyldighet, og dermed for valget av kostnadseffektive virkemidler. I del VI er det for øvrig gitt en beskrivelse av mål og måloppnåelse for hvert miljøproblem. Der det er tilstrekkelig med kostnadsdata er det også forsøkt å sammenstille kostnader knyttet til tiltak og virkemiddelbruk.

Miljøgifter og helsefarlige stoffer

Miljøgiftene omfatter en stor gruppe ulike kjemiske forbindelser, med tungmetaller og klorholdige organiske stoffer som de mest sentrale. Miljøgifter er stoffer som er lite nedbrytbare i naturen, som er akutt eller kronisk giftige og som kan oppkonsentreres i næringskjeden, slik at selv små konsentrasjoner kan gi skadelige effekter på naturmiljø og mennesker. Miljøgifter kan også være kreftfremkallende eller gi ska-

der på arvestoff, reproduksjonsprosesser og fostre, på immunforsvar, nervesystem og muskelfunksjoner hos både mennesker og dyr.

Utslipp av miljøgifter kan skje i alle stadier av produktstrømmene i samfunnet; bl.a. i forbindelse med gruvedrift, produksjon av råstoffer og ferdigvarer i industrien, bruk av produkter i husholdninger og næringsliv, avfallsbehandling og transport.

Konsentrerte utslipp av miljøgifter gir omfattende lokale skader, men stoffene spres også etter hvert over store områder med luft- og havstrømmer. Forurensning av miljøet med slike stoffer er derfor et alvorlig problem både lokalt og regionalt. Direkte skader på menneskers helse i forbindelse med bruk av helsefarlige kjemikalier er et nært beslektet og viktig problem, og virkemiddelutformingen på de to områdene bør vurderes i sammenheng.

Virkemiddelbruken rettet mot miljøgiftsutslipp og helseskadelige kjemikalier i Norge har til nå vært dominert av juridiske reguleringer basert på forurensningsloven og produktkontrolloven. Andre virkemidler som tilskuddsordninger, informasjon og samarbeidsprosjekter, og i mindre grad avgifter, har vært benyttet som supplerende virkemidler. Det totale antallet enkeltvirkemidler som har betydning på miljøgiftfeltet er relativt stort, og avspeiler kompleksiteten til dette miljøproblemet.

Konsesjonsreguleringen av industrien har vært det viktigste enkeltvirkemidlet, og er hovedårsaken til de betydelige utslippsreduksjonene som er oppnådd for en rekke stoffer. På produktsiden står systemet for klassifisering, merking og registrering av kjemikalier sentralt. For noen av de farligste miljøgiftene er det fastsatt egne forskrifter som forbyr eller regulerer bruken av disse.

Erfaringene med bruk av konsesjonssystemet overfor *de største industribedriftene* synes gode på miljøgiftsfeltet. Ut fra behovet for lokaltilpasning og en akseptabel lokal miljøkvalitet, de gode erfaringene til nå og det faktum at en svært stor del av nødvendige og mulige tiltak allerede er gjennnomført, vil utvalget anbefale at konsesjonsreguleringen av disse kildene opprettholdes. Muligheten for å kombinere slik regulering med en gradert miljøavgift på konsesjonsgitt utslipp er et alternativ som bør vurderes når det planlegges virkemiddelbruk med sikte på å oppnå ytterligere reduksjoner.

Direkte regulering synes også best egnet for å sikre gjennomføring av tiltak rettet mot *eldre deponier og gruvevirksomhet*. Bransjer med et større antall mindre bedrifter, som f.eks. fotobransjen, er det ikke praktisk mulig å konsesjonsbehandle innen realistiske ressursrammer. Den beste virkemiddelbruken som kan gjennomføres i praksis synes her å være å hindre at problemer oppstår, ved å rette virkemidler mot innsatsfaktorene som skaper forurensninger. Dersom dette ikke løser problemet, kan det i tillegg eller alternativt fastsettes forskrifter med krav til utforming av anlegget, utslippsgrenser og evt. regler for avfallsbehandlingen.

Etter at tallfestede reduksjonsmål for enkeltstoffer ble vedtatt i 1989/90, og de store industriutslippene er sterkt redusert, er vi nå inne i en fase der fokus skifter fra lokale vurderinger av de store punktkildene til en mer sektorovergripende vurdering av strategier for å oppfylle nasjonale utslippsmål. Det bør derfor legges økt vekt på å gjennomføre tverrsektorielle samfunnsøkonomiske analyser av problemomfang og virkemidler på miljøgiftsfeltet. Antakelig vil dette resultere i at tiltak mot *produktrelaterte utslipp* blir mer sentrale fremover.

Erfaringene med de virkemidlene som til nå er brukt mot enkeltstoffer og enkeltprodukter viser både gode og dårlige eksempler. De juridiske reguleringene har stort sett virket etter hensikten med hensyn til å oppnå miljømessige resultater, mens erfaringene med informasjon og avgifter/avgiftsforslag er mer blandet. Avgiften på bly i bensin er et eksempel på en vellykket bruk av avgifter. Systemet for klassifisering, merking og registrering av kjemikalier ut fra helsefare synes også å

fungere etter hensikten med ordningene. En viktig årsak til å prioritere slike systemer er at generelle rammebetingelser foretrekkes fremfor spesielle virkemidler, f.eks. merkeforskrift fremfor regulering av enkeltstoff, avgifter etter generelle helse- eller miljøkriterier fremfor enkeltavgifter på produkt eller stoff. Dette gir antakelig best ressursutnyttelse på reguleringssiden, best stoffovergripende prioritering, regulering nærmest opp mot effekter og forebyggende fremfor reparerende karakter på virkemidlene. Problemet er at det er praktisk vanskelig å få frem gode overgripende klassifiseringssystemer. Utvalget har ikke empirisk grunnlag for å si noe om hvorvidt en alternativ virkemiddelbruk overfor helsefarlige kjemikalier og miljøgifter i produkter kunne gitt de samme eller bedre resultater til en lavere samfunnsmessig kostnad.

Miljøgifter er et problemfelt der man for ulike stoffer og bruksområder kan komme til ulike konklusjoner angående både optimal virkemiddelbruk, og spesielt praktisk gjennomførbar virkemiddelbruk. Utvalgets generelle syn på dette er at økonomiske virkemidler bør få økt anvendelse på områder der dette er praktisk mulig og tilstrekkelig styringseffektivt, ut fra en konkret vurdering av fordeler og ulemper ved ulike virkemidler i hvert enkelt tilfelle. Generelt synes forbud gjennom forskrifter best egnet hvis målet er rask og fullstendig utfasing av et stoff eller full stopp av en utslippstype. Avgifter synes også mindre egnet hvis stoffet har en meget spredt og uoversiktelig forekomst i produkter, og avgiften ikke kan legges på råvareleddet. Det er åpenbart lettere å gjennomføre og få effekt av et avgiftssystem dersom stoffene som skal avgiftslegges inngår i et begrenset antall produkter og utgjør en vesentlig bestanddel av disse. Når avgiftsgrunnlaget ikke er tydelig, kan forskrifter med påbud og forbud kunne ha fortrinn i tilfeller der det finnes gode alternativer. Et pante- eller retursystem synes videre å ha en rekke positive egenskaper der det kan oppnås miljøgevinster ved separat avfallsbehandling av produktet til akseptable kostnader.

Gjennom EØS-avtalen er eller vil en rekke rammer bli lagt som påvirker Norges valg av virkemidler betydelig. Mulighetene for en nasjonal bruk av juridiske virkemidler som avviker vesentlig fra EUs synes på de fleste produktrelaterte områder å være liten. Avgifter er et nasjonalt anliggende og handlefriheten i forhold til EU derfor større.

Overgjødsling

Overgjødsling (eutrofiering) er et alvorlig forurensningsproblem i norske vassdrag og fjorder. For store tilførsler av næringssaltene fosfor, nitrogen og organisk stoff i innsjøer, elver og fjorder reduserer vannkvaliteten og skaper miljøproblemer. I ferskvann utgjør fosfor hovedproblemet, mens nitrogen utgjør et større problem i saltvann. Overgjødsling skyldes utslipp fra kommunale avløp, fra landbruket, fra fiskeoppdrettsnæringen og fra industrien. Naturlige tilførsler eller bakgrunnsavrenning fra utmarksområder er relativt store på næringssaltområdet. Nitrogennedfall på grunn av langtransporterte luftforurensninger inngår i bakgrunnsavrenningen, slik at også denne er delvis menneskeskapt.

Overgjødsling er først og fremst et lokalt problem. For nitrogenutslipp vil miljøproblemet ha regional karakter, ved at det er den totale mengden nitrogen i de nære kyst- og havområder som bidrar til eutrofieringen. Norske utslippsreduksjoner foretas av hensyn til problemene lokalt, og påvirker i liten eller ingen grad forholdene i selve Nordsjøen utenfor de nærmeste kystfarvannene.

Virkemidlene har hittil i hovedsak vært rettet mot enkelttiltak gjennom bruk av forskrifter, utslippskonsesjoner eller tilskuddsordninger. I landbrukssektoren er virkemiddelbruken dominert av forskrifter (som bl.a. regulerer enkelttiltak rettet mot

silopressaft, husdyrgjødselhåndtering og bakkeplanering) og tilskuddsordninger (til tekniske miljøtiltak og til redusert jordarbeiding). I tillegg har de generelle overføringene til landbruket de senere årene blitt dreid mot økt arealstøtte og redusert prisstøtte, noe som kan dempe motivasjonen for intensiv drift og således redusere avrenningen av næringssalter. Utslippene fra kommunale avløp, fiskeoppdrettsanlegg og industri er regulert gjennnom forurensningslovens konsesjonssystem. Kommunenes kostnader ved bygging og drift av avløpsanlegg kan dekkes fullt ut gjennom de kommunale kloakkavgiftene. I tillegg gis det statlige tilskudd til kommunale oppryddingstiltak på avløpssektoren.

Nordsjødeklarasjonene (fra 1987 og 1990) inneholder en erklæring som for Norge innebærer at utslipp av næringssaltene nitrogen og fosfor skal reduseres i størrelsesorden 50% på kyststrekningen fra svenskegrensen til Lindesnes fra 1985 til 1995. Med dette utgangspunkt ble det i 1991 gjennomført en omfattende sektorovergripende tiltaksanalyse der aktuelle tiltak ble valgt ut fra kostnadseffektivitet på tvers av sektorer for at reduksjonene skulle nås på billigste måte, samtidig som det ble tatt hensyn til lokale problemer knyttet til overgjødsling. Selv om flere av forutsetningene bak beregningene er endret siden tiltaksanalysen ble gjennomført, mener utvalget at endringene så langt ikke fører til omprioriteringer i forhold til foreslåtte tiltak i hver sektor. Utvalget anbefaler likevel at tiltaksanalysen revideres i 1995.

Utvalget mener at dagens virkemiddelbruk på avløpssektoren (konsesjonsregulering kombinert med en tilskuddsordning) er rimelig godt tilpasset de lokale problemene knyttet til fosforfjerning og tiltak på ledningsnettsiden. Det synes også inntil videre å være riktig å fortsette dagens virkemiddelbruk når det gjelder bygging av nitrogenfjerningstrinn på de største kloakkrenseanleggene. Utvalget mener imidlertid det videre arbeidet rettet mot nitrogen må vurderes på nytt i lys av resultatene fra den revisjonen av tiltaksanalysen som skal foretas i 1995. I dette arbeidet bør også mulige økonomiske virkemidler (utslippsavgifter eller omsettbare kvoter) overfor nitrogenutslipp fra kommunalt avløp vurderes videre.

Så lenge det er aktuelt å gi statlig investeringstilskudd til kommunale avløpstiltak, mener utvalget det er riktig å priortere nitrogenfjerning ved tildeling av midler.

Etter hvert som arbeidet med opprydding på avløpssektoren kommer lenger, vil spørsmålet om ytterligere fosforfjerning oftere bli et rent lokalt anliggende. Utvalget anbefaler derfor at utviklingen i retning av å delegere en større del av myndigheten på denne sektoren til kommunene fortsetter.

Landbruket er inne i en periode hvor sektorens rammebetingelser er i endring. Generelt peker utviklingen mot lavere produktpriser og redusert lønnsomhet for de fleste landbruksproduksjoner. Dersom denne utviklingen fører til at jordbruksarealer går ut av drift, vil dette på lang sikt redusere avrenningen av nitrogen og fosfor. Også en overgang til økt grasproduksjon (beiting) i forhold til kornproduksjon vil bidra til å redusere arealavrenningen. Dette kan påvirke rangeringen av tiltak både innen landbrukssektoren og på tvers av sektorer. Nedlegging av arealer i det sentrale Østlandsområdet i et omfang som kan redusere behovet for fosfor- og nitrogenfjerning i avløpssektoren i forhold til arbeidsmålene for kommunal sektor synes imidlertid svært lite sannsynlig.

Når det gjelder nitrogenavrenning fra landbruket er det også stor usikkerhet knyttet til hvilke effekter det er mulig å oppnå med dagens arealbruk og produksjon. Med bakgrunn i at dagens tiltak rettet mot nitrogenavrenning fra landbruket ikke synes å være tilstrekkelige til å nå arbeidsmålet for sektoren i henhold til tiltaksanalysen, har utvalget vurdert generelle virkemidler (henholdsvis økt avgift på nitrogen i handelsgjødsel, omsettbare kvoter for nitrogen i handelsgjødsel og et pantesystem for nitrogen i innsatsvarer og produkter) som et supplement til dagens tiltaksorienterte virkemidler basert på direkte reguleringer gjennom forskrifter. Ved vurderin-

gen av disse virkemidlene har utvalget ved siden av omdiskuterte virkninger av redusert gjødsling på avrenningen, lagt vekt på slike virkemidlers substitusjonseffekter i forhold til tiltak som bidrar til en bedre husholdering med nitrogenressursene (særlig gjennom bedre utnyttelse av husdyrgjødsel).

Beregningene i vedlegg I peker i retning av at generelle økonomiske virkemidler på dette området kan innebære vesentlig lavere samfunnsøkonomiske kostnader enn det tiltaksanalysen beregnet. Videre viser beregningene at det foreslåtte pantesystemet vil ligge nærmest opp til den teoretisk mest optimale virkemiddelbruken både når det gjelder insentivvirkninger og dynamiske virkninger både på kort og lang sikt. Deretter følger en miljøavgift (eventuelt med tilbakeføring av avgiften av hensyn til inntektsfordelingsvirkningene). Omsettbare kvoter vil medføre noe mer administrasjon, og vil dermed i en sammenligning mellom de tre generelle økonomiske virkemidlene komme noe dårligere ut i forhold til kostnadseffektivitet. Omsettbare kvoter på handelsgjødsel vil imidlertid være mer styringseffektive i forhold til totalt forbruk av handelsgjødsel.

Dersom forutsetningene bak disse beregningene gjelder, synes det naturlig å legge økt vekt på slike virkemidler. De jordfaglige forutsetningene om sammenhengen mellom redusert gjødslingsintensitet og nitrogen-avrenningen er imidlertid svært omstridt, og miljøeffekten og dermed kostnadseffektiviteten må i dag anses som usikker. Det bør derfor legges betydelig vekt på å fremskaffe et datagrunnlag som belyser disse sammenhengene bedre.

Utvalgsmedlem Eivind Berg viser til at man i nyere forsøksresultater i liten grad har oppnådd redusert avrenning ved å gjødsle med mindre mengder nitrogen enn det plantene kan nyttiggjøre seg. Miljøtiltakene i landbruket kan stimuleres mer effektivt ved bruk av andre virkemidler enn de generelle økonomiske, jf. merknad under "Oppsummering og konklusjon" i *avsnitt 23.5 i del VI.*

Lokale luftforurensninger og støy

Lokale luftforurensninger kan ha negativ innvirkning på menneskers helse og trivsel, og dessuten føre til skader på vegetasjon og nedbryting av materialer i bygninger. Støy kan bl.a. medføre søvnproblemer, konsentrasjonsforstyrrelser og stress. Mens lokale luftforurensninger i første rekke er et problem i byer og tettsteder, har støyplagene en større geografisk utbredelse.

Det er vegtrafikk som er den største bidragsyteren til lokale luftforurensninger og støy. Andre kilder til lokale luftforurensningsproblemer er industriprosesser, oljefyring og vedfyring, mens støyproblemene også forårsakes av bl.a. flytrafikk, jernbane, industrivirksomhet, bygg- og anleggsvirksomhet, skytebaner og diverse produkter.

Lokale luftforurensninger og støy må sees i sammenheng med klimaendringer og langtransporterte luftforurensninger fordi forbruk av fossilt brensel er en viktig felles årsak til de tre problemkategoriene, og fordi det til dels er de samme utslippskomponentene som forårsaker lokale og langtransporterte luftforurensninger. I avsnittet nedenfor om langtransporterte luftforurensninger redegjøres det nærmere for virkemiddelbruken i forhold til utslippene av SO_2 og NO_X, som også er av sentral betydning for den lokale luftkvaliteten.

De sektorovergripende virkemidlene på området omfatter bl.a. avgifter og forskrifter vedrørende fossilt brensel, som til dels er rettet mot globale og regionale miljøproblemer, men som også vil ha innvirkning på lokale miljøproblemer (se avsnittene om klimaendringer og langtransporterte luftforurensninger). Videre har plan- og bygningsloven en overordnet funksjon i forhold til lokaliseringen av kildene til lokale luftforurensninger og støy.

Når det spesielt gjelder forurensninger og støy fra vegtrafikk benyttes et stort antall virkemidler, og mange myndigheter er involvert. *Vegtrafikkens omfang og transportmiddelfordelingen* influeres av virkemidler som påvirker pris og kvalitet på ulike transportmidler (drivstoffavgifter, bompengeordninger, tilskudd til kollektivtransport m.m.). I tillegg kan planlegging etter plan- og bygningsloven i noen grad påvirke transportbehovet. *Utslippene fra det enkelte kjøretøy* påvirkes bl.a. av den blydifferensierte bensinavgiften og den svovelgraderte mineraloljeavgiften. Videre er det fastsatt forskrifter med støy- og avgasskrav for nye kjøretøy. *Kanalisering av trafikkstrømmene* utenom steder med befolkningskonsentrasjoner, kan redusere miljøulempene ved vegtrafikk. For å sikre en mer helhetlig planlegging av arealbruken foregår nå all vegplanlegging etter plan- og bygningsloven. *Utformingen og bruken av veganleggene* har også betydning for miljøbelastningen fra vegtraséene. Vegnormaler stiller tekniske krav til dimensjonering og utforming av veganleggene og omhandler bl.a. støytiltak. Vegtrafikkloven regulerer trafikken på vegnettet, bl.a. gjennom fartsgrenser.

Industriutslippene er i hovedsak regulert gjennom forurensningslovens konsesjonssystem. Utslippene fra *vedfyring* er foreløpig ikke undergitt regulering, men det legges opp til at nye byggeforskrifter skal inneholde utslippskrav for vedovner i nye bygg.

Det benyttes for øvrig virkemidler rettet mot nærmere spesifiserte *støykilder*, bl.a. støygraderte landingsavgifter ved Fornebu og Bodø lufthavn og forskrifter om støy fra transportable kompressorer, gravemaskiner, motorgressklippere, m.m.

Utvalget har i analysen valgt å konsentrere seg om transportsektoren. Det er denne sektoren, og spesielt vegtrafikken, som er den viktigste utslippskilden på området. Den relative betydningen av vegtrafikken øker etter som industriutslippene reduseres. Selv om det fokuseres på transportsektoren, understrekes imidlertid at den konkrete utformingen og dimensjoneringen av virkemidlene må baseres på nytte-kostnadsvurderinger som omfatter alle relevante utslippskilder.

Optimal virkemiddelutforming overfor vegtrafikk innebærer at alle aktørene stilles overfor de marginale samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til deres bidrag til miljøproblemene. Den mest aktuelle tilnærmingen til dette er gjennom et avgiftssystem, men det er i praksis vanskelig å finne velegnede avgiftsgrunnlag for avgifter som skal avspeile lokalt avgrensede problemer. Drivstoffavgiftene kan vanskelig tilpasses geografiske variasjoner i utslippenes skadevirkninger. Vegprising innebærer at det må betales for bruk av visse vegstrekninger, men bl.a. kostnadene ved slike ordninger vil være en begrensende faktor.

Utredningsarbeidet vedrørende vegprising bør videreføres med sikte på en avklaring av bl.a. praktiske muligheter og juridiske rammer. I mellomtiden og i den utstrekning utredningene viser at vegprising er mindre aktuelt, bør det satses på å utnytte mulighetene for å bruke dagens bompengeringer for å redusere tids- og stedsavhengige kø- og miljøproblemer, bl.a. gjennom tidsdifferensiering av avgiftssatsene.

Ved fornuftig *planlegging* i forbindelse med vegutbygginger, vil behovet for dyre reparerende tiltak, f.eks. av støyhensyn, kunne reduseres. Utviklingen i arealbruken (bl.a. lokaliseringen av boliger og arbeidsplasser) vil for øvrig på lang sikt påvirke aktørenes muligheter for å tilpasse seg høyere pris på fossilt brensel eller andre restriksjoner på transport.

Hva som er den samlede miljøeffekten av *investeringer i infrastruktur*, må vurderes konkret. Vegutbygginger kan gjøre det mer attraktivt å kjøre bil – f.eks. ved at køproblemene reduseres og reisetiden går ned – og vil således kunne være et insitament til økt bilbruk. På den annen side kan vegomlegninger medføre kanalisering av trafikken som reduserer lokale miljøulemper. Det er derfor av sentral betydning

at det i forbindelse med planer om nye transportanlegg gjennomføres konsekvensanalyser, herunder nytte- kostnadsanalyser, som så langt det er mulig inkluderer miljøhensynene.

Mulighetene for bruk av *parkering som miljøpolitisk virkemiddel* bør bedres ved at kommunene gis bedre mulighet for styring av det private parkeringstilbudet. Bruk av parkeringsavgifter vil bidra til mer kostnadseffektive løsninger enn ved bare å regulere antallet parkeringsplasser.

Tungtrafikk er et så betydelig miljøproblem i enkelte områder at det på bakgrunn av erfaringene fra varslede forsøksordninger bør vurderes hvordan forholdene kan legges til rette for en spesifikk regulering av denne trafikken.

At samferdselssektorens miljøvirkninger er både lokale, regionale og globale, tilsier en *ansvarsdeling mellom nasjonalt og lokalt beslutningsnivå*. Det er et naturlig utgangspunkt at lokale miljøproblemer løses på lokalt nivå. Imidlertid kan landsomfattende virkemidler benyttes overfor lokale miljøproblemer dersom fordelene ved generell virkemiddelbruk oppveier ulempene ved manglende lokaltilpasning. Dessuten bør sentrale myndigheter fastsette rammebetingelser for lokal virkemiddelbruk for å sikre at lokale myndigheter i sine virkemiddelvalg tar hensyn til effekten i forhold til regionale og globale problemer. En viktig rammebetingelse er generelle statlige virkemidler som øker kostnadene ved bilbruk. Andre aktuelle rammebetingelser er bl.a. retningslinjer for den kommunale planleggingen og generelle minstekrav til miljøkvalitet. For øvrig kan grenseverdier for luftforurensninger og støy benyttes for å sikre visse minimumskrav til den lokale miljøkvaliteten.

Når det spesielt gjelder det lokale transportsystemet, er ansvaret i dag delt mellom stat, fylkeskommune og kommune. For å sikre helhetlige transportløsninger og reelle avveininger mellom ulike transport- og miljøtiltak, bør det foretas en nærmere vurdering av ansvarsdelingen innen transportsektoren, medregnet ordningen med alternativ bruk av riksvegmidler.

Siden lokale transport- og miljøproblemer i stor grad er et lokalt ansvar, bør det foretas en gjennomgang av alle relevante virkemidler med sikte på å oppnå bedre samsvar mellom ansvar og virkemidler på kommunalt nivå.

Langtransporterte luftforurensninger

Langtransporterte luftforurensninger omfatter her to miljøproblemer; *forsuring* som skyldes utslipp av svoveldioksid (SO_2), nitrogenoksider (NO_X) og ammoniakk; og *ozon ved bakken*, som skyldes utslipp av flyktige organiske forbindelser (VOC) og nitrogenoksider. Begge problemene skyldes i hovedsak langtransporterte luftforurensninger fra andre land, med Storbritannia og Tyskland som de største bidragsyterne. Dette er typiske regionale miljøproblemer.

Nedfall av sure forbindelser forsurer vassdrag og skader fiskebestander og planteliv. Surt vann kan føre til at metaller løses ut fra jordsmonn og vannledninger, som kan medføre dårligere drikkevannskvalitet og helseproblemer. Sur nedbør tærer også på tre, stein og metall i bygninger og monumenter. De forsurende gassene medfører også dårlig lokal luftkvalitet og gir helseskader ved høye konsentrasjoner (jf. avsnittet om lokale luftforurensninger og støy ovenfor). Ozon og andre fotokjemiske oksidanter dannes i de lavere luftlag når blandinger av NO_X og VOC utsettes for sterkt sollys. Ozon ved bakken kan ved høye konsentrasjoner gi akutte skader på helse, vegetasjon, avlinger og materialer. Også ved lavere konsentrasjoner kan det oppstå slike skader, men da etter lengre tids eksponering. Både SO_2 -, NO_X - og VOC-utslippene er sterkt knyttet til utvinning og bruk av fossile brensler, mens landbruket er den viktigste ammoniakkilden. Det er hittil i liten grad brukt virkemidler overfor NH_3 og VOC-utslippene i Norge.

Det norske arbeidet med å redusere forsuringsproblemene har i stor grad vært preget av internasjonalt samarbeid med sikte på å få redusert utslippene i Europa. Et resultat av dette er ECE-konvensjonen om langtransporterte grenseoverskridende luftforurensninger, som danner rammen for spesifikke bindende reduksjonsavtaler mellom landene i Europa – såkalte protokoller. Den siste SO_2 -protokollen er en avansert miljøavtale med differensierte forpliktelser, som bygger på prinsippene om kostnadseffektivitet og naturens tålegrenser.

De norske reduksjonene av SO_2 og NO_X har hittil i stor grad også vært påkrevet av hensyn til lokale miljøkonsekvenser. Hovedvirkemidlet overfor de store industriutslippene og andre større punktutslipp av SO_2 , og i noen få tilfeller av NO_X , er konsesjonsregulering etter forurensningsloven. Utslippene fra mindre kilder, som i hovedsak skyldes bruk av fyringsolje, er regulert gjennom forskriften om svovelinnhold i fyringsolje. Den setter øvre grenser for tillatt svovelinnhold i olje for henholdsvis Oslo og Drammen, de tolv sørligste fylkene og i resten av landet. For store punktkilder som ligger i områder der hensynet til en akseptabel lokal luftkvalitet gjør det nødvendig med tiltak overfor disse kildene, bør systemet med konsesjonsgrenser opprettholdes. Forskriftskravene til svovelinnholdet i fyringsolje bør også videreføres, bl.a. for å oppfylle EØS-avtalen.

For ytterligere reduksjoner ut over disse administrative kravene, og for kilder som ikke omfattes av kravene, vil avgiften på svovel i fyringsolje med tilhørende refusjonsordning etter utvalgets vurdering sikre en kostnadseffektiv gjennomføring av tiltak. Svovelavgiften utgjør i 1994 7 øre pr. påbegynt 0,25 % vektandel svovel i oljen. Avgiften dekker om lag 70 % av forbrenningsutslippene av SO_2 , og omfatter bl.a. ikke bensin (som inneholder relativt lite svovel) eller faste brensler som koks og kull. Avgiften dekker heller ikke produktrelaterte prosessutslipp av SO_2 .

Utvalget ser positivt på en overgang til en finere inndeling av avgiftstrinnene spesielt for de laveste svovelkonsentrasjonene, og mener i utgangspunktet at avgiften bør utvides til å omfatte også svovel i kull og koks til energiformål og bensin. Utvalget mener videre prinsipielt at en utvidelse av avgiften til også å omfatte bruk av svovelholdige innsatsvarer til prosessformål er en god tilnærming til et ideelt virkemiddel for å oppnå tiltak rettet mot prosessutslippene av SO_2 ut over det som er påkrevd ut fra lokale hensyn. Fordi kull, koks og råolje til raffinering gir de største bidragene, er det særlig viktig at avgiften omfatter disse innsatsvarene, men en eventuell utvidelse av avgiften burde i prinsippet omfatte alle innsatsvarer.

Dersom svovelavgiften videreføres som hovedvirkemiddel, samtidig som en utvidelse av denne avgiften til å omfatte innsatsvarer med prosessformål av praktiske eller konkurransemessige årsaker ikke er mulig å gjennomføre, mener utvalget at en noe endret praktisering av konsesjonssystemet basert på konsernvis konsesjonsbehandling vil kunne være en aktuell virkemiddelbruk overfor disse utslippene. Utvalget har ikke vurdert om opphevelse av svovelavgiften og innføring av et system med omsettelige kvoter som omfatter alle utslipp kan være en praktisk og gjennomførbar tilnærming. Utvalget mener dette alternativet bør utredes videre. En slik utredning må sees i sammenheng med utarbeidelsen av en handlingsplan for å oppfylle det nasjonale målet om 76 % reduksjon i SO_2 -utslippene innen år 2000 sammenliknet med 1980.

Kjøretøyforskriftenes avgasskrav er det viktigste virkemidlet overfor utslipp av NO_X fra vegtrafikken, og vil bli videreført innenfor EU/EØS-systemet. NO_X -utslipp er årsak til flere ulike miljøproblemer, og reduksjoner i disse utslippene vil være vesentlige både i forhold til lokale helseskader, bakkenær ozon, forsuring og overgjødsling. Overfor utslippene av nitrogengasser og VOC vil det være vanskelig å anvende generelle sektorovergripende virkemidler på en kostnads- og styringseffektiv måte. En kombinasjon av mer avgrensede administrative og økonomiske vir-

kemidler som rettes inn mot spesielle kilder vil derfor trolig være mer aktuelt. Doseringen og rekkefølgen av en slik virkemiddelbruk bør avpasses i forhold til en sektorovergripende analyse av kostnadseffektiviteten av virkemidler og tiltak. Blant tiltak med like store kostnader pr. kg utslipp bør tiltak med store lokale effekter utløses først. For store enkeltkilder der måling eller beregning av utslipp kan være økonomisk forsvarlig, er utslippsavgifter et interessant alternativ, forutsatt at hensynet til lokal luftkvalitet blir ivaretatt.

Den historiske virkemiddelbruken overfor svovel synes alt i alt å ha vært relativt godt samordnet på tvers av industri-, transport- og forbrukersektorene. Tiltak overfor SO_2 synes også å ha vært forholdvis billige i forhold til alternative tiltak mot NO_X for å oppnå samme reduksjon i forsuring. Vurdert i ettertid synes det derfor i hovedsak å ha vært hensiktsmessig å prioritere SO_2 først slik man har gjort.

Klimaendringer

Menneskeskapte utslipp fører til økning i den atmosfæriske konsentrasjonen av klimagasser. Blant verdens ledende forskere er det bred enighet om at dette bidrar til økning i den globale middeltemperaturen fordi disse gassene fungerer som glasset i et drivhus – de slipper inn kortbølget stråling fra solen og hindrer langbølget stråling fra jorden fra å slippe ut igjen. Økning i den globale middeltemperaturen og regionale forskjeller i temperaturøkningen vil kunne føre til endringer i nedbørsmønstre og vindsystemer, forflytting av klimasoner og heving av havnivået.

Klimaendringer er et globalt miljøproblem, der lokaliseringen av utslippskildene ikke har betydning for skadene av utslippet.

Den viktigste klimagassen er CO_2 . Bruk av fossilt brensel (olje, kull og gass) er hovedårsaken til de menneskeskapte CO_2 -utslippene. Fossilt brensel benyttes i stor grad til energiformål, bl.a. i industrien, petroleumsvirksomheten, samferdselssektoren og i husholdningene. I deler av industrien inngår fossilt brensel direkte i fremstillingen av produktet, og resulterer i det man omtaler som prosessutslipp av CO_2 . Andre viktige klimagasser er metan, lystgass og fluorholdige gasser.

I 1991 ble CO_2 -avgiften innført. Avgiften er begrenset til bruk av fossile brensler til energiformål, og inneholder dessuten diverse unntak. Resultatet er at avgiften dekker ca. 60-70 % av totale CO_2 -utslipp og mindre enn halvparten av samlede norske utslipp av klimagasser. I enkelte sektorer og bransjer er det benyttet virkemidler dels for å redusere utslipp av klimagasser og dels for å løse andre miljøproblemer eller oppfylle andre samfunnsmål. På *samferdselssektoren* vil alle virkemidler som påvirker vegtrafikkens omfang eller energieffektiviteten til det enkelte kjøretøy, også påvirke CO_2 -utslippene.

Det er i mindre grad iverksatt virkemidler mot andre klimagasser enn CO_2 . Et eksempel er imidlertid at det i henhold til forurensningsloven er gitt pålegg om tiltak for å begrense metanutslippene fra nye avfallsdeponier.

De norske CO_2 -utslippene økte sterkt fra 1960 til 1980. Etter 1980 har utslippene vært relativt stabile. Utviklingen i utslippene av CO_2 er fra 1991 påvirket av CO_2 -avgiften. Det er imidlertid vanskelig å tallfeste virkningen av en avgift på dette området med særlig sikkerhet fordi mange andre faktorer influerer på utslippene.

Fordi det parallelt med utvalgets arbeid er under utarbeidelse en handlingsplan mot klimaendringer, nøyer utvalget seg med en kort redegjørelse for spesielle hensyn bak valg av virkemidler på dette området.

CO_2 -utslippene stammer fra mange små kilder og noen store. At det dreier seg om mange kilder til samme miljøproblem, innebærer at kostnadseffektivitet på tvers av kilder er viktig, og det er et hensyn som generelle avgifter er egnet til å fremme. Det eksisterer en entydig sammenheng mellom bruken av fossilt brensel til energi-

formål og størrelsen på utslippet, slik at en produktavgift her vil utgjøre en god tilnærming til en utslippsavgift.

For andre klimagasser enn CO_2 er det usikkert hvilke virkemidler som har de beste effektivitetsegenskapene. Hovedpoengene er at det for disse gassene til dels dreier seg om et mindre antall kilder, og at forholdene heller ikke avgiftsteknisk ligger så godt til rette som i forhold til CO_2 .

Foruten rammebetingelsene i Klimakonvensjonen som Norge har undertegnet, vil også andre lands faktiske virkemiddelbruk ha betydning for hvilke virkemidler som vurderes som hensiktsmessig nasjonalt. Dette fordi det dreier seg om et globalt miljøproblem, og at det derfor er fare for såkalt «karbonlekkasje», f.eks. ved at industribedrifter flyttes til land med mildere virkemiddelbruk ovenfor klimagasser.

Ozonreduserende stoffer

Ozonlaget beskytter mot skadelig ultrafiolett stråling (UV-stråling) og er helt nødvendig for livet på jorden. Stoffer med klor- eller bromforbindelser bidrar til reduksjon av ozonlaget. Omkring 80 % av klorforbindelser og 30 % av bromforbindelser som i dag finnes i stratosfæren, er menneskeskapte. De viktigste ozonreduserende stoffene er klorfluorkarboner (KFK), haloner, metylkloroform, karbontetraklorid, metylbromid, hydrobromfluorkarboner (HBFK) og hydroklorfluorkarboner (HKFK). Disse benyttes i dag i hovedsak i kuldebransjen og til tekstilrens, samt i brannslokningsapparater. For miljøvirkningen av ozonreduserende stoffer er det de samlede globale utslippene som bestemmer miljøproblemets omfang.

Reguleringen av ozonnedbrytende stoffer har skjedd gjennom bruk av forskrifter som forbyr bruk, import, eksport og produksjon av KFK og haloner. Tilsvarende forslag til regulering foreligger for karbontetraklorid og metylkloroform. I forkant av KFK-forskriften ble det opprettet et bransjeorganisert mottakssystem for brukt KFK, delvis motivert av et betinget stortingsvedtak om avgift på KFK dersom ikke forbruket gikk ned.

Ozonområdet er kjennetegnet ved at Norge er bundet av internasjonale avtaler som for de fleste stoffene setter relativt korte utfasingsfrister, og at målsettingene og utfasingstidspunktene er skjerpet flere ganger. Dersom utfasingsperioden er kort, vil effektivitetstapet ved at tiltak ikke gjennomføres etter stigende kostnader i forhold til nytte være relativt beskjedent. Jo nærmere utfasingstidspunktet man er på det tidspunkt virkemiddelbruken skal fastsettes, desto viktigere er kravet til styringseffektivitet. På denne bakgrunn vil utvalget anbefale at dagens forskriftsregulering videreføres for stoffer med kort utfasingstid.

I utgangspunktet bør kostnadseffektivitet være det viktigste kriteriet for valg av virkemidler for stoffer med lang utfasingstid. HKFK skal etter dagens mål utfases trinnvis over en lang tidsperiode. Etter utvalgets vurdering vil en kostnadseffektiv tilnærming tilsi at bruk av avgifter er det best egnede virkemidlet når det gjelder stoffer med lang utfasingstid. En avgift bør da opptrappes trinnvis i takt med reduksjonsmålene.

Slik EØS-avtalen og EU-regelverket i dag er utformet står Norge fritt til selv å velge virkemidler på dette området. EØS-avtalen legger opp til en ny gjennomgang av dette miljøproblemet i løpet av 1995. Videre er det forventet at EU i løpet av kort tid vil vedta et generelt forbud mot HKFK på alle områder som ikke har unntak. Utvalgets konklusjon om avgift som det mest kostnadseffektive virkemidlet når det gjelder stoffer med lang utfasingstid må derfor tilpasses de krav som kan komme gjennom EØS-avtalen og gjennom endringer i EUs politikk på området.

Akutte forurensninger, samt driftsutslipp til vann fra skip og petroleumsvirksomheten

I forurensningsloven defineres akutte utslipp som forurensninger av betydning som inntrer plutselig, og som ikke er tillatt i henhold til loven. Driftsutslipp til vann fra skip og petroleumsvirksomheten er av hensiktsmessighetsgrunner behandlet sammen med akutt forurensning, bl.a. fordi begge problemområdene i praksis handler mye om oljeutslipp til vann.

Akutte utslipp kan stamme fra mange forskjellige typer utslippskilder, og gjelde utslipp til både vann, luft og jord av alle slags stoffer. Mest vanlig i Norge er akutte oljeutslipp til sjø. Akutte oljesøl har i første rekke lokale miljøkonsekvenser, men sammen med driftsutslippene av olje bidrar de akutte utslippene også til et forhøyet nivå av olje i vannmassene over større områder.

I forurensningsloven er det fastsatt en generell plikt for alle aktører til å forebygge akutt forurensning. I en situasjon hvor det er fare for ulovlige forurensninger, kan dessuten forurensningsmyndighetene gi pålegg om hvilke tiltak som skal iverksettes. Videre inneholder forurensningsloven nærmere bestemmelser om beredskapsplikt og om plikt til å varsle om akutte utslipp. Når akutte utslipp har skjedd, har den ansvarlige plikt til å foreta opprydning. Erstatningsreglene og straffebestemmelsene er praktisk viktige i forhold til akutte utslipp.

Forskrift om gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten fastsatt av Miljøverndepartementet og Oljedirektoratet har bl.a. som formål å forebygge akutte utslipp, mens forurensningslovens konsesjonssystem er det sentrale virkemidlet i forhold til driftsutslippene fra denne sektoren.

Forskrift om hindring av forurensning fra skip m.m. fastsatt av Sjøfartsdirektoratet er det viktigste virkemidlet både overfor akutte utslipp og driftsutslipp fra skip.

Selv om utvalget ikke har prioritert å foreta en nærmere analyse av virkemiddelbruken overfor de miljøproblemer som omfattes av dette kapitlet, er det foretatt en drøftelse av enkelte aktuelle problemstillinger vedrørende akutte forurensninger.

Erstatningsansvaret er stort sett mer anvendelig som virkemiddelinstrument overfor akutte utslipp enn i forhold til andre typer forurensninger. Dette har bl.a. sammenheng med at akutte utslipp representerer en ekstraordinær hendelse, slik at erstatningsansvarets svakheter med hensyn til koordinering av virkemiddelbruken på tvers av utslippskilder, er av mindre betydning enn ellers. Videre har erstatningsreglene spesielle insentivvirkninger som vil kunne ha en gunstig effekt i forhold akutte utslipp.

Direkte reguleringer av tiltak for å forebygge akutte utslipp kan i gitte tilfeller være hensiktsmessig, men må ikke legge sterkere bånd på virksomhetene enn det som er nødvendig for formålet.

Etter utvalgets vurdering bør Norge være en aktiv pådriver i arbeidet med å utarbeide kriterier for miljøindeksering av skip som grunnlag for en differensiering av avgifter i forbindelse med havneanløp.

Under gitte forutsetninger mener utvalget at det i forhold til skipsavfall kan være ønskelig at avfallsgebyret er uavhengig av hvor mye og hva slags avfall som leveres. Dette for å svekke motivene for ulovlig dumping av avfallet.

Avfall og gjenvinning

De siste 40-50 årene har vært kjennetegnet av en sterk økonomisk vekst i hele den vestlige verden, som igjen har ført til en kraftig økning av avfallsmengdene. Det genereres årlig over 5 millioner tonn avfall i Norge i form av *forbruksavfall*, *produksjonsavfall* (ekskl. bl.a. treforedlings- og gruveavfall) og *spesialavfall*.

Det meste av avfallet går til *deponering* eller *forbrenning*. *Gjenvinningen* i Norge er preget av gode løsninger på enkelte områder, mens det på andre områder er lite gjenvinning i forhold til det teknologiske potensialet. Dagens avfallshåndtering medfører en rekke miljøproblemer, hvorav de viktigste er forurensning av vann, luft og jord. Videre innebærer dagens avfallshåndtering en sløsing med ressurser som i større grad kunne vært utnyttet ved resirkulering.

Forurensningsloven inneholder et alminnelig forbud mot forsøpling. Kommunene er gjort ansvarlige for innsamlingen av forbruksavfall finansiert med avfallsgebyr. Virkemidlene på avfallsområdet omfatter ellers både forskriftsregulering (bl.a. om spesialavfall, eksport og import av farlig avfall og PCB), produktavgifter (drikkevareemballasje), retursystemer basert på produktavgifter og refusjon ved innsamling (spillolje, bilvrak) og tilskudd. Myndighetenes arbeid med spesialavfall ble intensivert mot slutten av 1980-tallet. For å bedre situasjonen på innsamlingssiden ble selskapet A/S Norsk spesialavfallsselskap (NORSAS) stiftet i 1988. I 1991 ble selskapet Norsk avfallshandtering A/S (NOAH) etablert for å arbeide frem tilfredsstillende behandlingsløsninger for sluttbehandling av spesialavfallet. Bl.a. som en følge av frivillige avtaler mellom Miljøverndepartementet og aktuelle bransjer, er det for en del avfallskategorier iverksatt en bransjeorganisert innsamlingsordning finansiert ved såkalte bransjegebyr (blybatterier, drikkekartonger).

Prinsippene bak dagens nye avfallspolitikk stiller strenge krav til rett prising i forhold til avfallsproblemenes samlede samfunnsøkonomiske kostnader (gjennom bl.a. avgifter, gebyrer og krav til innsamling og behandling av avfallet). Videre er finansieringen av avfallspolitikken sentral for å kunne fordele kostnadene på de rette instanser. For å minimere problemene med avfall er det som en hovedregel nødvendig at avfallet *samles inn* for felles gjenvinning/ombruk/forbrenning/deponering. Der avfallet har en stabilt høyere verdi enn innsamlingskostnadene, vil innsamlingssystemer normalt organisere seg selv uten statlig inngripen. For en del produkter vil det være slik at innsamling er bedriftsøkonomisk lønnsom i visse regioner, men ulønnsom i andre regioner på grunn av små mengder og/eller store avstander (f.eks. når det gjelder spillolje).

Etter utvalgets vurdering bør en på avfallsområdet i større grad enn i dag innføre produktavgifter som i størst mulig grad relateres til de samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til avfallsdisponeringen. Videre bør deler av produktavgiften bli refundert når avfallet leveres til forsvarlig håndtering som reduserer de samfunnsmessige kostnadene. Hvorvidt det skal utvikles refusjonssystemer mot innsamlerne eller refusjon til den enkelte avfallsbesitter (pantesystem) vil etter utvalgets vurdering avhenge av forhold knyttet til den enkelte avfallsfraksjon.

Utvalget vil understreke at det virkemidlet som ligger nærmest opp til en teoretisk ideell utslippsavgift på avfallsområdet vil være en produktavgift med et refusjonssystem. I praksis vil det etter utvalgets vurdering være flere måter å organisere og finansiere et innsamlings- og behandlingssystem for avfall. Generelt bør bransjene stimuleres til selv å løse oppgavene f.eks. gjennom selvpålagte gebyrer der bransjene er oversiktelige og mulighetene for gratispassasjerer er små. På avfallsområder der gratispassasjerer kan hindre utvikling av innsamlings- og behandlingssystemer som er samfunnsøkonomisk lønnsomme, bør fastsettelse av produktavgift, innkreving og refusjon etter utvalgets vurdering i større grad overlates til myndighetene.

Produktavgiften skal i prinsippet reflektere to forhold. Den ene komponenten er de marginale miljøkostnadene ved avfallsdisponeringen. Den andre komponenten skal reflektere statens kostnader knyttet til den virkemiddelbruken som settes inn for å oppnå en optimal innsamlingsgrad for vedkommende produkt. I praksis vil det være hensiktsmessig at størrelsen på produktavgiften fastlegges gjennom en lang-

siktig, samfunnsøkonomisk vurdering, hvor man forsøker å fange opp de gjennomsnittlige kostnadselementene over en periode på noen år.

Utvalgets flertall, medlemmene Asheim, Berg, Bugge, Fretheim (leder) og Glad Stokland, mener at den delen av produktavgiften som fastsettes ut fra statens kostnader ved innsamlingssystemet er å betrakte som et «forhåndsbetalt avfallsgebyr», dvs. betaling for en konkret avfallsbehandlingstjeneste. Flertallet mener at et slikt system etablerer et klart skille mellom miljøavgifter, som ikke bør øremerkes, og gebyrer, som er betaling for en konkret tjenste.

Utvalgets mindretall, medlemmene Røvik, Raasok, Schreiner og Tandberg, mener en slik begrepsbruk legger opp til øremerking av avgifter og dermed reiser skatte- og avgiftspolitiske spørsmål som ligger utenfor utvalgets mandat.

Forurensningslovens konsesjonssystem

Fordi konsesjonssystemet for forurensende virksomhet er et sentralt virkemiddel med et anvendelsesområde som går på tvers av de ulike forurensningsproblemene, har utvalget foretatt en samlet drøftelse av dette virkemidlet. Størst betydning har konsesjonssystemet i forhold til industriforurensninger, og det er derfor i første rekke bruken av utslippskonsesjoner overfor industrivirksomhet som behandles.

Konsesjonssystemet er i utgangspunktet et *styringseffektivt* virkemiddel i den forstand at det gir grunnlag for fastsettelse av konkrete og kontrollerbare krav som er egnet til å sikre at eventuelle målsettinger nås til fastsatt tid. Gjennom konsesjonssystemet er det oppnådd betydelige utslippsreduksjoner på flere områder.

Manglende etterlevelse av konsesjonenes utslippsbegrensninger vil imidlertid kunne redusere konsesjonssystemets styringseffektivitet. Opplysninger kan tyde på en uakseptabel høy andel overtredelser av utslippskonsesjonene, og det bør derfor vurderes å skjerpe sanksjonene overfor slike overtredelser.

Av hensyn til *kostnadseffektiviteten i forhold til den enkelte bedrift* bør utslippskravene knyttes mest mulig direkte opp til det forholdet som skaper miljøproblemet slik at unødvendige begrensninger i bedriftenes tilpasning unngås. Utslippsgrenser er derfor å foretrekke fremfor teknologikrav. For øvrig bør forurensningsmyndighetene løpende vurdere mulighetene for forenklinger og økt fleksibilitet i utformingen av utslippstillatelsene, bl.a. under hensyntagen til den tekniske og kostnadsmessige utviklingen i måle- og kontrollmetoder.

Konsesjonssystemet innebærer individuell fastsettelse av utslippskravene i forhold til den enkelte utslippskilde. Beslutningsprosessen skal sikre at berørte interesser blir trukket inn. Samtidig er det viktig at beslutningsprosessen legges opp slik at den så langt som mulig sikrer *kostnadseffektivitet på tvers av kilder og sektorer.* Når det gjelder regionale og globale miljøproblemer, vil generelle virkemidler være å foretrekke fremfor konsesjonsregulering. Der hvor det av praktiske grunner likevel er aktuelt å benytte konsesjonssystemet overfor regionale og globale miljøproblemer, må kravene til den enkelte virksomhet sees i sammenheng med de virkemidlene som rettes mot andre kilder til samme problem ved hjelp av sektorovergripende analyser.

En hovedinnvending mot konsesjonssystemet er at det ikke gir de rette insentiver til å redusere tiltakskostnader og utslipp over tid (*dynamisk effektivitet*). Dagens ordning inneholder visse insentiver til utslippsreduksjoner, bl.a. gjennom krav til bedriftene om utredninger av ytterligere tiltak og mulighet for å skjerpe kravene hvis forutsetningene endrer seg, men dette sikrer ikke at utslippsnivåene vil samsvare med det de rette insentivene ville ha gitt.

Konsesjonssystemet legger opp til såkalt *«integrert forurensningskontroll»* som betyr at det i virksomhetenes utslippskonsesjoner kan fastsettes bestemmelser

vedrørende forurensninger av både vann, luft og jord, samt avfallsbehandling og støy. Både for bedriftene og myndighetene er det administrative fordeler med å kunne nøye seg med én konsesjonsbehandling. I tillegg legger integrert forurensningskontroll forholdene til rette for en helhetlig vurdering av bedriftenes utslipp og avfallsproblemer.

På bakgrunn av gjennomgangen av ulike alternativer til dagens konsesjonssystem, har utvalget kommet til at den altoverveiende delen av industriutslipp med lokale miljøkonsekvenser fortsatt bør reguleres ved hjelp av konsesjonssystemet. Samtidig mener utvalget at man nå har kommet i en fase av forurensningspolitikken hvor det for enkelte typer utslipp og virksomheter kan være ønskelig å erstatte eller supplere konsesjonssystemet med andre virkemidler.

Bruk av *avgifter* er mest aktuelt i forhold til regionale og globale miljøproblemer. Når det gjelder industriutslipp med lokale miljøkonsekvenser som skyldes en enkelt bedrifts utslipp er en gradert avgift på konsesjonsgitte utslipp et alternativ som må tas med i vurderingen når det planlegges virkemiddelbruk med sikte på større utslippsreduksjoner.

Omsettlige utslippskvoter kombinerer i prinsippet hensynet til styringseffektivitet med ønsket om kostnadseffektiviet på tvers av kilder. Forutsetningen er at overføringen av utslippskvoter fra et sted til et annet ikke medfører uakseptable endringer i miljøkonsekvensene.

For å forenkle regelverket bør det vurderes om *forskrifter* kan supplere konsesjonssystemet på områder hvor det er mange små og ensartede utslippskilder og resipientforholdene ikke varierer for mye, samtidig som forholdene ikke ligger til rette for bruk av generelle økonomiske virkemidler.

1.5 SAMMENFATNING AV ERFARINGENE FRA ANALYSEN AV FORURENSNINGSPROBLEMENE

For å kunne velge de mest effektive virkemidlene, bør det foretas sammenlignende vurderinger av de aktuelle alternativene. Gjennom utvalgets arbeid med konkrete virkemiddelvalg har det vist seg at det særlig er to dimensjoner ved problemområdene som er utslagsgivende i slike vurderinger, og det er miljøproblemenes og utslippskildenes karakter.

Relevante sider ved *miljøproblemets karakter* er bl.a. i hvilken grad miljøkonsekvensene varierer med utslippsstedet, om én og samme utslippskomponent har ulike typer miljøkonsekvenser, om utslippene akkumuleres slik at de har virkninger over tid, om det er bestemte tålegrenser i resipientene og andre forhold av betydning for miljøskadefunksjonen.

Med *utslippskildenes karakter* menes bl.a. antallet kilder, variasjoner i tiltakskostnadene mellom ulike kilder, om ett og samme miljøtiltak har effekt på flere utslippskomponenter, mulighetene for å måle utslipp, om forbruket av bestemte produkter (f.eks. som innsatsfaktorer) samvarierer med miljøproblemene og om det finnes et felles tilknytningspunkt for virkemiddelbruken på tvers av kilder og sektorer.

Med tanke på de ulike virkemiddeltypenes anvendelsesområde har det særlig vist seg å være av betydning i hvilken grad forurensningenes miljøkonsekvenser varierer med utslippsstedet. En vanlig inndeling i denne forbindelse er om miljøvirkningene er lokale, regionale eller globale.

Flere momenter trekker i retning av at det viktigste anvendelsesområdet for *avgifter* er i forhold til miljøproblemer av global eller regional karakter. Dette skyldes bl.a. at avgifters fortrinn med tanke på kostnadseffektivitet på tvers av kilder er av stor betydning i tilfeller hvor det er mange utslippskilder som bidrar til samme

problem. Samtidig vil flate avgifter pga. redusert styringseffektivitet og lokaltilpasning være mindre egnet overfor lokale miljøproblemer hvor miljøskadene er sterkt avhengig av utslippsstedet.

Det er avgiftstekniske fordeler ved å knytte avgiftsordninger til omsetningen av produkter. Dermed forsterkes også konklusjonen om at miljøavgifter har sitt kjerneområde i forhold til globale og regionale miljøkonsekvenser. Dette fordi produkter kan fraktes fra sted til sted slik at produktavgifter som regel vil være lite målrettede i forhold til lokale miljøproblemer.

Bruk av *omsettlige utslippskvoter* er mest aktuelt i tilfeller hvor miljøeffektene er uavhengige av hvilke av de involverte utslippskildene som står for utslippene. Bakgrunnen er forutsetningen om at overføringen av utslippskvoter fra et sted til et annet ikke skal medføre uakseptable endringer i miljøkonsekvensene. Denne forutsetningen vil lettest kunne være oppfylt når det dreier seg om globale og regionale miljøproblemer. Bruk av omsettelige utslippskvoter kan imidlertid også tenkes å være et alternativ når flere virksomheter har utslipp til samme lokale resipient, f.eks. en fjord.

Det er naturlig å benytte *direkte reguleringer* i form av forbud dersom nyttekostnadsvurderinger leder til at visse utslipp eller produktegenskaper ikke bør forekomme i det hele tatt. Bl.a. på bakgrunn av komplikasjonene ved å differensiere økonomiske virkemidler i forhold til at miljøskadene kan variere med utslippsstedet, vil dessuten direkte reguleringer i alminnelighet ha fortrinn når det dreier seg om få og store kilder til lokale miljøproblemer. I den grad lokale miljøproblemer forårsakes av mange utslippskilder (som f.eks. lokale luftforurensninger og støy som følge av vegtrafikk), kan det imidlertid være fordelaktig å benytte økonomiske virkemidler. For øvrig vil som regel direkte reguleringer være det mest nærliggende alternativet dersom administrasjonskostnadene knyttet til kontroll av aktuelle avgiftsgrunnlag blir for høye, og det heller ikke er hensiktsmessig å benytte omsettelige kvoter.

Privatrettslige regler, som f.eks. erstatningsreglene, vil i første rekke kunne ha praktisk betydning i forhold til akutte utslipp og rent lokale forurensningsproblemer.

Erfaringen fra gjennomgangen av de ulike forurensningsproblemene er at de fleste utslippskomponentene har størst skadevirkninger i nærheten av utslippspunktet. Unntaket er i første rekke utslipp som kan bidra til globale miljøproblemer gjennom reduksjon av ozonlaget og klimaendringer. Det typiske ved utslipp som medfører regionale miljøproblemer er at disse utslippskomponentene også har lokale miljøvirkninger. Dette gjelder f.eks. SO_2 - og NO_X -utslipp til luft og utslipp av næringssalter og miljøgifter til vann.

I tilfeller hvor ett og samme utslipp har forskjellige miljøvirkninger er det ønskelig å kunne anvende ulike virkemidler overfor de ulike typene av miljøproblemer. Analysen av virkemidler overfor SO_2 -utslipp i *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 gir et eksempel på dette. For store punktutslipp av SO_2 bør det av hensyn til lokal luftkvalitet fastsettes utslippsgrenser. For ytterligere utslippsreduksjoner av hensyn til regionale forsuringsproblemer, kan forholdene ligge til rette for bruk av generelle økonomiske virkemidler, som f.eks. omsettelige kvoter.

Når det benyttes ulike virkemidler overfor samme type utslipp, må dimensjoneringen av virkemidlene justeres i forhold til hverandre. I den grad utslippet reduseres av hensyn til lokale miljøkonsekvenser, vil det selvfølgelig også ha betydning for de regionale miljøkonsekvensene og vice versa.

I tillegg til at det før innføring av nye virkemidler bør foretas helhetlige vurderinger av aktuelle alternativer, mener utvalget at det i større grad enn i dag bør gjennomføres *etterfølgende evalueringer* når virkemidlene har vært i bruk en stund. Eta-

blering av resultatkontrollsystemer bør være en integrert del av virkemiddelbruken på ethvert område. Gjennom slik oppfølging vil myndighetene både kunne korrigere kursen på området og dessuten bygge opp erfaringsmateriale vedrørende egenskapene til ulike typer miljøpolitiske virkemidler både når det gjelder miljøvirkninger og kostnader.

KAPITTEL 2

Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid

2.1 BAKGRUNN, MANDAT OG SAMMENSETNING

I nasjonalbudsjettet for 1992, s. 45 heter det:

> Bruk av administrative virkemidler har vært dominerende i miljøpolitikken i 70- og 80-årene. Disse virkemidlene vil fortsatt være viktige, bl.a. overfor lokale miljøproblemer og problemer som krever raske resultater med stor grad av sikkerhet. Regjeringen vil imidlertid foreta en gjennomgang av eksisterende bruk av slike virkemidler for å se om de tjener til å nå miljømålene på en effektiv måte.

Dette fikk tilslutning ved Stortingets behandling. I St.meld. nr. 2 (1992-93) Revidert nasjonalbudsjett, er dette gjentatt i følgende form:

> Regjeringen vil legge opp til at berørte departementer sammen utformer et program for oppfølging av forslagene i Miljøavgiftsutvalgets innstilling. Herunder nedsettes det en interdepartemental arbeidsgruppe som skal gjennomgå de administrative virkemidlene som i dag benyttes for å redusere miljøproblemene med sikte på en effektivisering av virkemiddelbruken.

Utvalget ble nedsatt av Miljøverndepartementet i oktober 1992 under navnet «Utvalg for vurdering av administrative virkemidler i miljøpolitikken» (Virkemiddelutvalget). Utvalget fikk følgende mandat:

Utvalget skal gjennomgå de administrative virkemidlene som i dag benyttes for å redusere miljøproblemene med sikte på en effektivisering av virkemiddelbruken. Arbeidet bør i hovedtrekk konsentrere seg om følgende oppgaver:

- Beskrive de administrative virkemidlene som benyttes i dag, hvilke utslippsreduksjoner som er oppnådd gjennom bruken av disse virkemidlene, samt de økonomiske og adminstrative konsekvensene forbundet med dette. Erfaringene med bruk av administrative virkemidler i andre land skal også beskrives.
- Analysere virkemidlenes effekt i forhold til måloppnåelse, kostnadseffektivitet, fordelingsvirkninger, evne til å stimulere til teknologisk utvikling, samt andre positive og negative virkninger.
- Beskrive og analysere effekten av eksisterende og planlagte økonomiske virkemidler, så langt utvalget finner det naturlig og nødvendig for sitt arbeid.
- Vurdere kriterier for bruk av administrative virkemidler, herunder avgrensing til og sammenheng med andre virkemidler, og i denne sammenheng vurdere endrede rammebetingelser som følge av den internasjonale utviklingen, utviklingen innen EU m.v.
- Fremme konkrete forslag til effektivisering av virkemiddelbruken.

Utvalgets sammensetning har vært:

- Forhandlingsleder Atle Fretheim (leder), Miljøverndepartementet
- Professor Geir Asheim, Sosialøkonomisk institutt, Universitetet i Oslo
- Førsteamanuensis Hans Chr. Bugge, Institutt for offentlig rett, Universitet i Oslo
- Rådgiver Einar Holtane, Kommunal- og arbeidsdepartementet, til 1.6.93
- Avdelingsdirektør Tore Raasok, Samferdselsdepartementet

– Rådgiver Aarne Ø. Røvik, Nærings- og energidepartementet, fra 1.3.93
– Byråsjef Alette Schreiner, Kommunal- og arbeidsdepartementet, fra 1.6.93
– Rådgiver John M. Skjelvik, Nærings- og energidepartementet, til 1.3.93
– Avdelingsdirektør Inger Glad Stokland, Miljøverndepartementet, fra 1.7.93
– Rådgiver Eivind Berg, Landbruksdepartementet
– Avdelingsdirektør Eivind Tandberg, Finansdepartementet

I tillegg har underdirektør Trygve Hallingstad, Miljøverndepartementet, deltatt i utvalgets møter som fast observatør. Miljøverndepartementet har hatt ansvaret for sekretariatsarbeidet, som i hovedsak har blitt utført av utvalgssekretær Anders Haugestad, forsker Øivind Holm og rådssekretær Dag Petter Sødal. En rekke personer i deltakende departementer og i Statens forurensningstilsyn har bidratt til sekretariatsarbeidet, og har deltatt i utvalgets møter etter behov.

2.2 NÆRMERE OM MANDATET OG UTVALGETS ARBEID

Mandatet

En vurdering av virkemiddelbruken på alle områder innen miljøvernpolitikken ville vært en meget omfattende oppgave. Utvalget har derfor konsentrert seg om forurensningsproblematikken inkludert avfallsbehandling, slik mandatet legger opp til. En viktig årsak til at utvalget ble opprettet, er ønsket om å sikre at miljøpolitikken utformes på en mest mulig kostnadseffektiv måte. En hovedoppgave har således vært å foreta en gjennomgang av økonomisk teori om virkemiddelbruk, og de praktiske erfaringene med virkemiddelbruken på forurensningsfeltet vurdert ut fra hensynet til samfunnsøkonomisk effektivitet. Utvalget har lagt begge disse tilnærmingsmåtene til grunn for sine vurderinger av eksisterende og fremtidig virkemiddelbruk.

Utvalget har derfor ansett det som nødvendig å gå detaljert og grundig inn i både økonomisk teori og praktiske erfaringer og problemstillinger. Utvalgets arbeidsmål har vært så langt som mulig å vurdere teoretiske effektiviseringsmuligheter opp mot den praktiske situasjonen på de ulike innsatsområdene i forurensningspolitikken, inkludert drøfting av hvilke forutsetninger som må oppfylles for at man skal kunne ta et foreslått virkemiddel i praktisk bruk. Utredningen er derfor blitt omfattende, og stoffet til dels komplisert.

Av utvalgets mandat fremgår at det i hovedsak er de administrative virkemidlene utvalget skal gjennomgå. Dette har sammenheng med at de økonomiske virkemidlene var tema for Miljøavgiftsutvalget, som avga sin utredning i 1992 (NOU 1992: 3). Samtidig fremgår det av mandatet at utvalget skal beskrive og analysere effekten av økonomiske virkemidler, så langt utvalget finner det nødvendig for sitt arbeid. I praksis har utvalget i relativt stor grad også behandlet de økonomiske virkemidlene, fordi det er ønskelig å se de ulike virkemiddeltypene i forhold til hverandre, slik at det kan avklares hvor de respektive virkemidlene har sine fortrinn, og hvordan de kan utfylle hverandre.

Hovedvekten i utvalgets analyser er lagt på de områdene i forurensningspolitikken som ikke nylig har vært gjenstand for stortingsbehandling eller inngår i andre interdepartementale samarbeidsprosesser som går parallelt med utvalgets arbeid. Virkemiddelbruken innen områdene klimagasser og nitrogenoksider er derfor behandlet relativt kort her, fordi dette inngår i handlingsplaner for disse to områdene som er under utarbeiding. Avfallspolitikken er nylig inngående behandlet av Regjering og Storting, og vil ikke bli behandlet utførlig her.

Utvalget har lagt til grunn at det er Regjeringens totale politikk og alle berørte myndigheters samlede arbeid på de ulike problemområdene som skal vurderes, ikke

bare den delen av virkemiddelbruken som miljøvernmyndighetene har ansvaret for. En hensiktsmessig ansvars- og oppgavedeling mellom ulike myndigheter er en sentral forutsetning for en effektiv gjennomføring av miljøvernpolitikken. Til grunn for diskusjonen av dette ligger prinsippet om integrering av miljøhensyn i sektorpolitikken og sektormyndighetenes ansvar for miljø/bærekraftig utvikling på egne områder, som er en sentral del av Regjeringens politikk.

Naturligvis er det ikke bare myndighetenes virkemiddelbruk som kan lede til miljøforbedringer. Private aktører kan endre adferd i miljøvennlig retning uten at det nødvendigvis har sammenheng med virkemidler iverksatt av myndighetene. F.eks. vil bedriftsøkonomisk lønnsomme prosessendringer for bedre utnyttelse av råvarene, samtidig kunne medføre reduserte utslipp. Også krav i markedet om miljøvennlig produksjon og produkter får stadig større betydning. Dette bl.a. fordi det finnes aktører som har moralske motiv for å handle miljøvennlig, selv om resultatet av det skulle være i strid med den økonomiske egeninteressen.

I denne rapporten er det myndighetenes virkemiddelbruk som fokuseres. Likevel er det klart at man ved utformingen av virkemidlene må ta hensyn til hvilke andre positive påvirkningsfaktorer som finnes, slik at eventuelle samspillseffekter kan utnyttes.

Det har ikke ligget i utvalgets mandat å gjennomgå målene for miljøpolitikken. Arbeidet er således avgrenset til spørsmålet om å finne de mest effektive virkemidlene for å oppnå forbedringer i miljøtilstanden og oppfylle de målene som er satt. Dette betyr at selv om utvalgets analyser på et område skulle vise at målene er nådd på en effektiv måte innen gitte frister, er ikke det noe endelig grunnlag for å si om politikken har vært bærekraftig eller ikke i et langsiktig perspektiv. Om forholdet mellom økonomisk effektivitet og bærekraftig utvikling henvises til del V, *"Økonomisk effektivitet og forholdet til andre hensyn som fordeling og langsiktig bærekraft"* i avsnitt 16.1.2.

Rapportens innhold

Utvalgets innstilling starter i *del I* med oversikt og sammendrag (kapitel 1), mandat (*"Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid"* i kapittel 2), definisjoner og begrepsavklaringer (*"Definisjoner og begrepsavklaring"* i kapittel 3).

Deretter gis det i *del II* en oversikt over rettsregler på forurensningsfeltet (både privatrettslige (*"Privatrettslige regler"* i kapittel 4) og offentligrettslige (*"Offentligrettslige regler"* i kapittel 5)) og juridiske rammebetingelser for virkemiddelbruk (*"Juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk"* i kapittel 6), bl.a forvaltningslovens saksbehandlingsregler og det rettslige grunnlaget for bruk av miljøavgifter.

I *del III* (*"Oversikt over viktige problemstillinger"* i kapitlene 7-*"Bindinger på de enkelte innsatsområdene"* i 9) blir internasjonale rammebetingelser for norsk virkemiddelbruk beskrevet både generelt og konkret for hvert forurensningsproblem. Det er fokusert på hvordan disse føringene påvirker valg av virkemidler.

I *del IV* (*"Sverige"* i kapitlene 10-*"Fellestrekk og ulikheter i landenes virkemiddelbruk"* i 15) gis det en oversikt over viktige trekk ved virkemiddelbruken i forurensningspolitikken i noen utvalgte land.

Med et teoretisk utgangspunkt foretas det i *del V* en gjennomgang av generelle retningslinjer for virkemiddelbruk overfor forurensningsproblemer. Hovedvekten i teoridelen er lagt på økonomisk teori, men det blir også presentert elementer basert på rettssosiologi, statsvitenskap og informasjonsfag. Del V omfatter *"Økonomisk teori om virkemiddelbruk"* i kapitlene 16-*"Organisering og ansvarsdeling som forutsetning/rammebetingelse for virkemiddelbruk"* i 19.

Gjennom analysen i *del VI* undersøker utvalget den praktiske rekkevidden av de teoretiske utgangspunktene for virkemiddelbruken, og forsøker å finne frem til praktisk realiserbare forslag til forbedringer i virkemiddelbruken (*"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapitlene 22-*"Avfall og gjenvinning"* i 29). Fremstillingen er disponert i forhold til forurensningsproblemene, og analysen av hvert problem følger i hovedsak en felles mal med tre hoveddeler. Først gis det en *beskrivelse* av miljøproblemet og årsakene til at det oppstår, hvilke politiske mål som er satt og hvilke virkemidler har vært brukt på området. Deretter gis en *vurdering* av virkemidlene på innsatsområdet, ut fra bl.a. miljøeffekter og kostnader, samt ulike kriterier for virkemiddelbruken, herunder kostnadseffektivitet og styringseffektivitet. Vurderingene søkes så langt mulig basert på faktiske opplysninger og erfaringsmateriale, i tillegg til det teoretiske grunnlaget. Organisering, ansvarsdeling og implementering av sektoransvaret for miljø på området drøftes også der det er relevant. Den tredje delen av analysen tar utgangspunkt i noen utvalgte forbedringspunkter, og gir en mer *detaljert analyse* av mulige alternative virkemidler og tilpasninger overfor disse avgrensede problemene.

I tillegg til de ulike forurensningsproblemene behandles også konsesjonssystemet for forurensende utslipp i del VI (*"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21). Bakgrunnen er at dette virkemidlet er av sentral betydning i forhold til flere forskjellige forurensningsproblemer.

Rapporten avsluttes med en oppsummering av generelle erfaringer fra analysen av de enkelte forurensningsproblemene (del VI, *"Generelle erfaringer fra analysen av de enkelte forurensningsproblemene"* i kapittel 30).

Utvalgets arbeid

Utvalget har i alt hatt 22 ordinære arbeidsmøter i perioden 23.11.92 til 24.11.94. Avslutningen av rapporten har tatt noe lengre tid enn beregnet. Dette har ført til visse variasjoner mellom de ulike kapitlene når det gjelder oppdatering av faktiske forhold. Hele rapporten er oppdatert frem til august 1994.

Det har vært skriftlig kontakt med de mest berørte organisasjoner m.m., som har hatt anledning til å fremme sine oppfatninger overfor utvalget. Videre har utvalget hatt møter med Næringslivets hovedorganisasjon og representanter fra Norsk Hydro knyttet til et besøk i Grenland.

Som et ledd i arbeidet har utvalget arrangert tre seminarer med inviterte foredragsholdere over spesielle temaer. Temaene var (i) historisk gjennomgang og vurdering av virkemiddelbruken i miljøpolitikken, (ii) økonomisk teori om virkemiddelbruk, og (iii) erfaringene med og oppfølgingen av SFTs tiltaksanalyser, med spesiell vekt på Osloluftanalysen.

Utvalget har engasjert Det Norske Veritas Industri Norge A/S og ECON Energi a.s. til i fellesskap å foreta en ekstern, tverrfaglig og empirisk vurdering av virkemidler og tiltak i miljøpolitikken. Evalueringen er delt i tre delstudier. Den første tar for seg alle utslipp til luft og vann i Grenlandsområdet ut fra et tverrsektorielt resipientperspektiv. Den andre har et bransjeperspektiv med treforedlingsindustrien som eksempel. Den tredje tar for seg virkemiddelbruken overfor fem utvalgte stoffer på tvers av alle sektorer og typer av kilder.

Fritjof Nansens Institutt (FNI) har vært engasjert til å foreta en studie av virkemiddelbruken i fem andre land. Rapporten presenterer de virkemidlene landene har benyttet og deres erfaringer med dem. I tillegg vurderes sammenhengene mellom landenes virkemiddelvalg og deres styringsmessige tradisjoner, herunder ansvarsdelingen mellom ulike myndighetsorganer. Videre har utvalgsmedlem Hans Chr. Bugge og stipendiatene H. Christopher Heyerdahl og Endre Stavang ved Institutt

for offentlig rett ved Universitetet i Oslo utredet juridiske og rettsøkonomiske problemstillinger.

KAPITTEL 3

Definisjoner og begrepsavklaring

3.1 OVERSIKT OVER DE ULIKE TYPENE VIRKEMIDLER

Det finnes ulike måter å dele inn offentlige virkemidler på, se bl.a. Eckhoff (1983). Utvalget har valgt å benytte en inndeling og begrepsbruk som ligger nært opp til det som brukes av de relevante politiske og administrative myndigheter.

Virkemidler er de styringsverktøy myndighetene kan benytte for å påvirke menneskers handlemåte. Som en fellesbetegnelse for de handlinger som utløses av myndighetenes virkemiddelbruk, benyttes i denne rapporten begrepet *tiltak*. Miljøtiltak omfatter således både tekniske tiltak (f.eks installering av renseanlegg) og andre former for tilpasning (f.eks mindre bruk av bil).

Det skilles mellom økonomiske og administrative virkemidler. Blant de administrative virkemidlene er det *juridiske virkemidler* som har størst praktisk betydning. Juridiske virkemidler består som regel av forbud og påbud i ulike kombinasjoner. Forbudet eller påbudet kan rette seg direkte mot formålet med reguleringen, som f.eks forbud mot bruk av ozonreduserende stoffer eller påbud om innlevering av spesialavfall, men kan også gjelde forhold av mer indirekte betydning. Eksempler på det siste er påbud om å foreta utslippsmålinger og påbud om gi myndighetene opplysninger om mulige miljøkonsekvenser av nye kjemikalier.

Forbud og påbud kan være enten generelle eller individuelle, og kan kombineres med adgang til å gi tillatelser eller fritak. F.eks er forurensningslovens generelle forurensningsforbud kombinert med at miljømyndighetene kan gi utslippskonsesjon.

En vanlig brukt fellesbetegnelse på offentlige forbud og påbud er *direkte regulering*. *Utslippkvoter* og *resipientkrav* er ulike former for direkte regulering. En utslippskvote er i denne sammenheng et forbud mot utslipp utover en fastsatt grense. Et resipientkrav innebærer et forbud mot at miljøtilstanden i en gitt resipient blir dårligere enn det fastsatte kravet. Dersom det er bare en utslippskilde til resipienten, er det i prinsippet mulig å benytte resipientkrav som et selvstendig virkemiddel. Dersom miljøproblemet forårsakes av flere utslippskilder/aktører, bør det i tillegg benyttes virkemidler som fordeler ansvaret mellom de ulike aktørene.

Begrepet *miljøkvalitetsnorm* benyttes i denne utredningen om mer generelle krav til miljøkvaliteten, f.eks. om nasjonale grenseverdier for konsentrasjoner av forurensende stoffer. *Veiledende* miljøkvalitetsnormer kan sees på som et hjelpemiddel for det offentlige i arbeidet med å utforme de miljøpolitiske virkemidlene. *Bindende* miljøkvalitetsnormer påvirker virkemiddelbruken ved at de fungerer som nedre grenser for ambisjonsnivået i miljøpolitikken

Erstatningsreglene kan sies å ligge i grenselandet mellom juridiske og økonomiske virkemidler. At en handling medfører erstatningsansvar, vil i praksis kunne ha samme virkning som et forbud. På den annen side har erstatningsreglene det til felles med økonomiske virkemidler at reaksjonen er av økonomisk art. I denne rapporten betraktes likevel erstatningsansvaret som et juridisk virkemiddel.

Som juridiske virkemidler regnes også *avtaler mellom myndigheter og private aktører*, som bl.a. kan innebære en forpliktelse for myndighetenes avtalepartner til å foreta nærmere bestemte forurensningsbegrensende tiltak. Et praktisk eksempel er at en bransjeorganisasjon påtar seg å stå for innsamling og gjenvinning av bransjens avfallsprodukter.

En annen kategori administrative virkemidler er *informasjon*. Dersom manglende informasjon er årsaken til at aktørene lar være å opptre miljøvennlig, f.eks ved at de ikke er klar over at det er økonomisk fordelaktig for dem å gjennomføre miljøtiltak eller ikke vet hvordan det skal gjøres, kan informasjon fungere godt som et selvstendig virkemiddel.

Blant de administrative virkemidlene regnes dessuten *fysiske virkemidler*, dvs. innretninger som kan lette eller vanskeliggjøre bestemte handlinger. Eksempler er myndighetenes utplassering av avfallsdunker og bygging av fartsdumper.

Mens direkte reguleringer virker ved å forplikte aktørene til å handle på bestemte måter, virker *økonomiske virkemidler* gjennom å påvirke aktørenes vurdering av hva det er økonomisk fordelaktig å foreta seg. Økonomiske virkemidler omfatter hovedgruppene miljøavgifter, omsettelige utslippskvoter, pantesystemer og tilskudd/subsidier. De ulike økonomiske virkemidlene er nærmere beskrevet av Miljøavgiftsutvalget (NOU 1993:3, s. 104-107).

Grensen mellom forskjellige virkemiddelkategorier er ikke skarp. Bl.a. vil juridiske virkemidler ofte utgjøre et nødvendig grunnlag for annen virkemiddelbruk. Økonomiske virkemidler må ha et juridisk fundament, f.eks. i form av påbud om å fremskaffe dokumentasjon i tilknytning til avgiftsberegningen og påbud om å innbetale avgiften. Omvendt vil juridiske virkemidler kunne ha en bestanddel av økonomisk karakter, som bot, inndragning, forurensningsgebyr og erstatning.

Videre vil informasjon kunne være en nødvendig del av annen virkemiddelbruk. Folk må f.eks. få kjennskap til en ny forskrift eller avgiftsordning dersom slike virkemidler skal ha noen effekt.

3.2 HENSYN VED VALG AV VIRKEMIDLER

Utvalget har funnet det naturlig innledningsvis kort å presentere de viktigste hensyn som bør telle med ved valg mellom alternative virkemidler for å løse et forurensningsproblem. Gjennom presentasjonen klargjøres også flere sentrale begreper som omtales senere i del V. Gjennomgangen er i tillegg ment å gi en bakgrunn for utvalgets analyser av virkemiddelbruken på hvert innsatsområde i del VI.

Ønsket om å bruke dagens virkemidler på en mer effektiv måte eller å finne nye mer effektive virkemidler er et hovedpunkt i utvalgets mandat. *Økonomisk effektivitet og kostnadseffektivitet* vil derfor normalt være overordnede hensyn i analysen. Betydningen av de ulike momentene kan ellers variere fra sak til sak. Vurderinger ut fra kriteriene kan knyttes til enkeltvirkemidler eller til den samlede virkemiddelbruken på et område.

Styringseffektivitet er et annet sentralt hensyn. Kriteriet dreier seg om hvorvidt et virkemiddel fører til at et gitt mål oppnås med tilfredstillende treffsikkerhet og lokaltilpasning, og til fastsatt tid.

Dynamisk effektivitet dreier seg om i hvilken grad virkemidlene gir riktige insentiver til utvikling av ny teknologi og overgang til alternative innsatsfaktorer.

Fordelingsvirkninger dreier seg om hvilken fordeling av fordeler og ulemper ulike virkemidler gir mellom ulike aktører og interessegrupper. Ofte står fordelingen av kostnader og inntekter sentralt, men også miljømessige effekter og andre momenter kan være en del av fordelingsvirkningene. Slike hensyn bør etter utvalget syn ikke trekkes direkte inn i beregningen/diskusjonen av virkemidlenes samfunnsøkonomisk effektivitet, men beskrives som et eget moment. Virkning på *konkurranseevnen* overfor utlandet er en spesiell type fordelingsvirkning som kan ha stor betydning både for ambisjonsnivå og for valg av virkemidler, spesielt i forbindelse med globale og regionale miljøproblemer.

Spørsmål som hvordan virkemidler påvirker stabiliteten i næringslivets rammebetingelser, og hvor fleksible de er ved endringer i ytre rammebetingelser eller andre viktige forhold kan også være relevante ved vurdering av ulike virkemidler. For en nærmere drøfting av fordelingsvirkninger vises til *"Fordelingsvirkninger"* i avsnitt 3.5.

All virkemiddelbruk medfører visse *administrasjonskostnader*. I en vurdering av de ulike virkemidlenes kostnadseffektivitet vil administrasjonskostnadene telle med som ett av flere elementer.

Ulikheter mellom virkemidler i forhold til *beslutningsprosess og myndighetsfordeling* er et moment som kan ha betydning for virkemiddelbruken i noen sammenhenger. Kunnskap om organisatoriske forhold kan være viktig for å forstå hvorfor et isolert sett mindre kostnadseffektivt virkemiddel har blitt foretrukket.

Det er et relevant spørsmål om vi er i stand til og villige til å treffe de beslutninger som er påkrevd for å oppnå en langsiktig bærekraftig utvikling. Beslutningene må fattes raskt nok til at styringen holder tritt med utviklingen i miljøproblemene og den økonomiske utviklingen. Denne typen perspektiver og spørsmål var sentralt for Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (VMU 1987).

Effektivitet og resultatorientering er ikke den eneste verdien som den offentlige forvaltningen har å strebe etter. Prinsippet om *rettssikkerhet* står sentralt, og innebærer krav til likebehandling, forutsigbarhet og lojalitet overfor lovverket og de øvrige beslutninger som de folkevalgte organene fatter. Prinsippet innebærer også medvirkning og mulighet for berørte parter til å ha innflytelse på avgjørelser. Disse verdiene må ligge til grunn også for det videre arbeidet med å utvikle virkemidlene i miljøpolitikken.

Internasjonale avtaler og spilleregler, herunder spesielt EØS/EU-systemet legger føringer på hva vi kan foreta oss i Norge, og må derfor være med som et moment i analyser av ulike virkemidlers egnethet.

3.3 MILJØPOLITISKE PRINSIPPER OG BEGREPER

Formålet med avsnittet er å gi en kort beskrivelse av sentrale miljøpolitiske prinsipper og begreper i forurensningspolitikken. Utvalget går ikke i dette avsnittet nærmere inn på hvordan prinsippene kan anvendes på de ulike innsatsområdene. I den grad prinsippene er viktige for de spørsmål utvalget ser på, vil de bli drøftet mer i detalj i del VI.

Hva er et miljøpolitisk prinsipp ?

Miljøpolitiske prinsipper og begreper omfatter en rekke ulike utsagn. «Prinsipp» i denne sammenhengen brukes ofte vidt, og avgrensingen mot andre begreper som mål og virkemidler er ikke alltid klar. Prinsippene kan ha varierende status fra lovfestede rettsregler til mer løse slagordpregede argumenter. De viktigste prinsippene og begrepene som omtales her har fått en politisk forankring ved at Regjeringen har vedtatt å legge dem til grunn for sitt arbeide. Prinsippene har også kommet til uttrykk i lover og gjennom internasjonale konvensjoner som Norge har sluttet seg til. Betydningen av de miljøpolitiske prinsippene varierer over tid, men de har likevel spilt en viktig rolle i utformingen av miljøpolitikken. De ulike prinsippene og begrepene vil på ulike måter gripe inn i og ha relevans for den teoretiske analysen av virkemiddelbruken i del V. Ofte vil prinsippene være mer verbale, lett-tilgjengelige uttrykk for forhold som også kan uttrykkes mer presist i en faglig terminologi.

Beskrivelse og vurdering av utvalgte prinsipper og begreper

Vi skal her kort beskrive innholdet i noen av de miljøpolitiske prinsippene og begrepene. Overordnede prinsipp knyttet til *bærekraftig utvikling* fokuserer på den langsiktige hovedtanken i miljøpolitikken om å forebygge og løse miljøproblemene slik at de ikke blir en trussel mot dagens eller fremtidens generasjoner. Verdenskommisjonen for miljø og utvikling definerer bærekraftig utvikling både i forhold til en rettferdig fordeling blant verdens befolkning innen dagens generasjoner og mellom nåværende og fremtidige generasjoner. For en nærmere beskrivelse av dette vises til del V, *"Økonomisk effektivitet og forholdet til andre hensyn som fordeling og langsiktig bærekraft"* i avsnitt 16.1.2.

Prinsippet om å handle *«føre var»* er definert generelt for alle miljøproblemer av FNs miljøkonferanse om oppfølging av Verdenskommisjonen for miljø og utvikling i Bergen i 1990: *«For å oppnå bærekraftig utvikling, må politikk og strategier baseres på «føre var»-prinsippet. Miljømessige tiltak må forutse, forhindre og angripe årsakene til miljøforringelse. Der hvor det er fare for alvorlig eller uomstøtelig skade, bør ikke mangel på full vitenskapelig sikkerhet bli brukt som grunn til å utsette tiltak med sikte på å unngå miljøforringelse»*. Prinsippet om å handle «føre var» har likhetstrekk med vanlige prinsipper for ulykkesforsikring. Der det er usikkerhet om ulike utfall, bør en forsikre seg særlig mot de mest ubehagelige utfallene. «Føre var»-prinsippet innebærer at de mulige skadevirkningene tillegges betydelig vekt ved fastlegging av mål i miljøpolitikken, dersom det er fare for alvorlig eller uomstøtelig skade på miljøet.

I St.meld. nr. 64 (91-92) blir begrepet *«den omvendte bevisbyrde»* og prinsippet om at *«miljøkonsekvensene skal utredes på forhånd»* avledet fra føre-var-prinsippet. Her uttrykkes målet om *«å la føre var-prinsippet bli styrende i miljøgiftpolitikken, for slik å forhindre at det er natur og helse som blir skadelidende av manglende eller mangelfulle kunnskaper. Dette vil i praksis innebære at det er de som ønsker å slippe ut et stoff som har bevisbyrden mht. å legge frem tilfredsstillende dokumentasjon på at dette ikke vil medføre miljøskade. Analogt bør det være en betingelse for bruk av miljøgifter i produkter at det kan fremlegges akseptable løsninger for å forhindre at dette vil medføre forurensning, både gjennom miljømessig forsvarlig bruk av produktet, og at brukte/utrangerte produkter blir tatt hånd om på en miljømessig forsvarlig måte. Tilsvarende forutsetninger bør gjelde for import av produkter med innhold av miljøgifter»*.

«Naturens tålegrense» blir iblant omtalt som et prinsipp i miljøpolitikken. Vektlegging av «naturens tålegrense» kan oppfattes som et politisk signal om at utslippene bør reduseres til nivåer der merkbare skadelige konsekvenser for naturmiljøet ikke oppstår. Tålegrenser er til nå vesentlig brukt som et faglig begrep for å fokusere på effektene i resipienten. Disse grensene har derfor mer karakter av å være langsiktige prinsipielle mål enn kortsiktige politiske mål. Avhengig av hvordan slike grenser defineres kan det argumenteres både for at prinsippet er et alternativ til nytte-kostnadsvurdering og at det inngår i grunnlaget for en slik vurdering. I forbindelse med arbeidet med reforhandlingen av SO_2 -protokollen i ECE-samarbeidet er det utviklet en metode for å fastsette differensierte utslippsreduksjonsforpliktelser for hvert land basert på naturens tålegrense og ulikheter i rensekostnader. Denne metoden er blitt kalt tålegrensetilnærmingen. Se også *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 i analysedelen av rapporten.

Prinsippet om at *«forurenser skal betale»* (FSB-prinsippet) har blitt gitt flere ulike tolkninger. I sin svakeste form er prinsippet en regel om kostnadsfordelingen ved gjennomføring av miljøtiltak, som ganske enkelt innebærer at den som forårsaker miljøskaden skal bære de direkte kostnadene ved å gjennomføre miljøtiltakene. Prinsippet omhandler dermed ansvarsdelingen i forurensningsarbeidet. I en mer

utvidet tolkning innebærer prinsippet at forurenseren også skal betale de samfunnsøkonomiske kostnadene som utslippene medfører. FSB-prinsippet vil isolert sett tale mot subsidieordninger og til fordel for avgifter eller andre virkemidler som fører til at kostnadene må bæres av forurenseren. Ut over dette kan økonomisk effektivitet her som ellers analyseres uavhengig av spørsmålet om fordeling av ansvar og byrder.

«*Kostnadseffektivitet*» er også et grunnleggende prinsipp i den norske miljøpolitikken. Bakgrunnen for dette er en generell målsetting om å få mest mulig velferd ut av de ressursene samfunnet har til disposisjon. Hva kostnadseffektivitet innebærer er nærmere drøftet i del V.

«*Vugge til grav*»-prinsippet er knyttet opp mot vurderingen av produkters miljøegenskaper. Prinsippet innebærer at virkemidler rettet mot produkter prinsipielt må vurderes ut fra de totale miljømessige konsekvensene i hele livssyklusen, fra utvinning som råstoff til det eventuelt ender som avfall. Også miljøvirkninger knyttet til bruk av innsatsfaktorer, produksjonsprosesser, transport og bruk i alle stadier inngår i en slik betraktning. Prinsippet innebærer at det bør gjøres helhetlige vurderinger, slik at det ikke skapes nye uforutsette problemer, og slik at de samlede problemene løses kostnadseffektivt.

Begrepet *«beste tilgjengelige teknologi»* (BAT) for punktkilder og det parallelle begrepet «beste miljøpraksis» (BEP) for diffuse kilder er betegnelser på teknologi og produksjonsmåter som er vurdert som de minst miljøskadelige for et gitt formål. Prinsippet om at man skal legge BAT til grunn for arbeidet med å redusere forurensningene er et av de mest sentrale og omstridte miljøpolitiske prinsippene. Brukt i en rendyrket form vil et slikt prinsipp normalt være i konflikt med kriteriene for økonomisk effektivitet, fordi det i en streng tolkning utelukker lokaltilpasning ut fra konkrete resipientvurderinger og vurderinger av nytte og kostnad. Erfaringene med bruk av prinsippet i det internasjonale miljøsamarbeidet viser imidlertid at BAT ofte defineres så vidt at det i realiteten gis rom for både lokaltilpasning og økonomiske vurderinger, jf. f.eks. definisjonen av BAT i den reviderte Oslo/Pariskonvensjonen av 1992. Se også *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22 om miljøgifter i del VI.

3.4 AVGIFT ELLER GEBYR – BEGREPSAVKLARING

Ved riktig bruk av miljøpolitiske virkemidler vil forurensende aktører stilles overfor de samfunnsøkonomiske kostnader som deres bruk av miljøet innebærer. Dersom en bedrift bruker miljøets resipienttjenester som innsatsfaktor, kan det argumenteres for at den bør betale til det offentlige for bruken av denne faktoren, på samme måte som bedriften betaler for alle andre innsatsfaktorer. Den riktige prisen vil være lik den marginale skaden som utslippet påfører miljøet. Med begrepet *(miljø)avgift* vil utvalget normalt mene en slik betaling for bruk av miljøets resipienttjenester, der avgiftssatsen *i prinsippet* er fastsatt ut fra den marginale miljøskaden av vedkommende utslipp. I praksis vil det som regel være vanskelig å fastslå den marginale miljøskaden. Praktiske eksempler på miljøavgifter er avgiften på svovel i fyringsolje og avgiften på CO_2 -utslipp.

Begrepet *gebyr* brukes vanligvis i betydningen betaling for en offentlig eller privat tjeneste. I forhold til offentlige gebyrer er det ofte eksplisitt forutsatt at inntektene fra gebyret ikke skal overstige kostnadene ved å produsere tjenesten. Et eksempel er kontrollgebyrene som SFT innkrever fra bedrifter som kontrolleres. Begrepet gebyr brukes også i andre sammenhenger, bl.a. ved overtredelse av parkeringsbestemmelser. Det brukes også i betydningen tvangsmulkt i uttrykket «forurensningsgebyr». De kommunale vann- og kloakkavgiftene vil etter definisjonen

over være gebyrer når de i tråd med loven benyttes til finansiering av vann- og kloakktjenester.

3.5 FORDELINGSVIRKNINGER

3.5.1 Hvorfor er fordelingsvirkningene interessante?

Utgangspunktet for bruk av offentlige virkemidler overfor økonomisk aktivitet er å påvirke samfunnsutviklingen slik at en oppnår høyest mulig velferd. Denne målsettingen inneholder både et ønske om å oppnå den størst mulige tilgang på goder i samfunnet, og et ønske om å ivareta andre hensyn som f.eks. at disse godene fordeles mellom ulike befolkningsgrupper på en rettferdig måte. Det vil kunne være konflikter mellom de ulike hensynene, der effektivitet må avveies mot bl.a. fordeling ved politiske beslutninger. På miljøområdet knytter fordelingspørsmålene seg både til fordelingen av selve miljøgodene og til fordelingen av kostnadene i forbindelse med miljøtiltak.

Primært bør andre virkemidler enn de miljøpolitiske benyttes i fordelingspolitikken. Effektiv virkemiddelbruk forutsetter at virkemidlene rettes mest mulig direkte mot de målene man ønsker å oppnå. Dersom en har flere mål for samfunnsutviklingen må en også ta i bruk flere virkemidler. Dette betyr at miljøpolitiske virkemidler bør utformes for å nå miljøpolitiske mål, mens fordelingspolitiske virkemidler bør brukes for å oppnå den ønskede fordelingen. Hvis et miljøpolitisk virkemiddel har uheldige fordelingsmessige virkninger er løsningen altså ikke å la være å innføre det, men i stedet å bruke andre virkemidler for å oppnå den ønskede fordelingen. En fordelingspolitisk tilnærming i miljøpolitikken ville medføre at en viss miljøtilstand/kvalitet ble oppnådd til høyere samfunnsøkonomiske kostnader enn nødvendig.

Fordelingsvirkningene kan også påvirke hvor lett det er for myndighetene å få innført et virkemiddel. Hvis det er få kilder til et miljøproblem vil virkemiddelbruken nødvendigvis innebære at kostnadene konsentreres på noen få aktører, mens nyttevirkningene ofte spres på store deler av befolkningen. I slike tilfeller vil det være lettere å organisere motstanden mot den foreslåtte politikken fra de som må bære kostnadene enn å organisere støtten fra de som vil nyte godt av den. Det kan selvsagt også tenkes at situasjonen er motsatt, nemlig at det innføres virkemidler som tar vare på miljøhensyn som er viktige bare for en liten gruppe aktører, mens kostnadene spres på hele befolkningen, f.eks. ved finansiering over statsbudsjettet.

Bruk av miljøpolitiske virkemidler kan også føre til konkurransevridninger mellom aktører nasjonalt og i utlandet. En ensidig innføring av virkemidler i et land vil føre til at bedriftene i dette landet påføres høyere kostnader enn konkurrentene fra land uten tilsvarende virkemidler. I forhold til *globale miljøproblemer* er dette klart problematisk, fordi resultatet kan bli at den forurensende produksjonen flyttes til andre land, og slik gir økonomisk tap for foregangslandet og liten eller ingen netto miljøforbedring. Ved *lokale miljøproblemer* er konkurranseevnen i forhold til utlandet ikke et like reelt argument. Med utgangspunkt i prinsippet om at forurenser skal betale, skal den forurensende virksomheten bære kostnadene ved den miljøskaden utslippene forårsaker. Prisen på resipient-tjenestene blir da et vanlig konkurransemessig moment på samme måte som prisene på andre innsatsfaktorer. Internasjonal koordinering av virkemidler mellom land kan imidlertid redusere det enkelte lands kostnader ved å nå en gitt miljøkvalitet, og slik være til alles fordel når bedriftene er konkuranseutsatte. Dette forutsetter at det aktuelle miljøproblemet er relativt likeartet i de landene som koordinerer virkemiddelbruken.

3.5.2 De ulike virkemidlenes fordelingsvirkninger

I forhold til en situasjon uten regulering, har *avgifter* sterkere fordelingsvirkninger enn direkte reguleringer. Ved direkte regulering er forurenserens kostnader ved virkemiddelbruken begrenset til tiltakskostnadene. Ved bruk av avgifter må forurenseren i tillegg betale for det resterende utslippet. Dette forholdet bidrar til at det kan være vanskeligere å få politisk gjennomslag for bruk av avgifter enn for bruk av direkte reguleringer. I praksis er derfor direkte reguleringer ofte blitt valgt, selv om de samfunnsøkonomiske kostnadene er høyere enn ved bruk av avgifter.

Fordelingsvirkningene ved bruk av *omsettelige kvoter* avhenger av hvordan kvotene tildeles. Dersom de auksjoneres ut vil verdien av kvotene tilfalle myndighetene (på samme måte som ved avgifter), samtidig som nye og gamle bedrifter likebehandles. Dersom kvotene deles ut til eksisterende bedrifter, f.eks. på grunnlag av historiske utslipp, vil dette innebære en inntektsoverføring til disse bedriftene, på bekostning av myndighetene og nye bedrifter.

Sett i forhold til en situasjon uten reguleringer, vil tildeling av kvoter eller direkte regulering kunne oppfattes som mest rettferdig, fordi disse virkemidlene gir de minste fordelingsvirkningene i forhold til utgangspunktet. Dersom det i stedet tas utgangspunkt i at miljøgoder er samfunnets eiendom, og at forurenserne skal betale for å bruke disse godene, vil bruk av avgifter eller kvoter som auksjoneres ut gi de mest rettferdige fordelingsvirkningene. Utslippskildene skal da ikke bare dekke kostnadene ved tiltak mot egne utslipp, men også betale for de skadene som restutslippet forårsaker. Miljøgodene bør i miljøpolitisk sammenheng disponeres av fellesskapet. Det forhold at utslippsretter stilles til disposisjon for forurenserne vederlagsfritt kan derfor oppfattes som en subsidiering av forurensernes bruk av miljøet som innsatsfaktor dersom bedriften gjennom et optimalt avgifts-/omsetningssystem ville endret tilpasning/lagt ned bedriften.

3.5.3 Tilbakeføring av provenyet fra miljøavgifter

Refusjon og pant, nærmere beskrevet i *"Nærmere om miljøavgifter, refusjonsordninger og pantesystemer"* i avsnitt 16.6 i del V, er eksempler på virkemiddelbruk der utbetaling av hele eller deler av avgiftsinntektene inngår som en integrert del av det økonomiske virkemidlet, og har egne tilsiktede insentivvirkninger som forbedrer virkemidlets effektivitet. Tilsvarende er refusjonsordningen for svovelavgift med på å forbedre dette virkemidlets insentivegenskaper.

Nettoprovenyet (etter eventuelle refusjoner) kan i prinsippet benyttes til tre ulike formål:

1. Økt offentlig forbruk av varer og tjenester.
2. En generell *kompensasjon* til økonomien som helhet, i form av reduserte skatter eller økte overføringer. Begrepet «grønn skattereform» brukes ofte om kompensasjon i form av reduserte skatter.
3. *Tilbakeføring*, ved at provenyet utbetales til den *samme gruppen* av bedrifter/produsenter/forbrukere som betalte avgiften.

Alternativene 1 og 2 vil ikke påvirke virkemidlenes insentivegenskaper. Det samme gjelder for alternativ 3 så lenge kriteriene for tilbakeføring er uavhengige av avgiftsinnbetalingene. På hvilken måte staten ønsker å benytte inntektene fra miljøavgifter er derfor ikke direkte relevant for virkemidlenes effektivitet. Tilbakeføring medfører imidlertid at bedriftenes totale inntjening ikke endres så mye som miljøavgiften isolert sett skulle tilsi. Dette vil på lengre sikt kunne påvirke omfanget av produksjonen og strukturen i bransjene på en ineffektiv måte.

Ofte benyttes begrepet «øremerking» om avgiftsinntekter som bindes til bestemte formål. Utvalget går på prinsipielt grunnlag imot øremerking av avgifter til bestemte formål.

Del II
Oversikt over rettsregler på forurensningsfeltet og juridiske rammebetingelser for virkemiddelbruk

Innledning

I del VI vil det bli gitt en beskrivelse av virkemiddelbruken i forhold til de enkelte miljøproblemene. Det er de juridiske virkemidlene som utgjør hovedtyngden av de virkemidlene som er benyttet, samtidig som relevante lover og regler til dels har betydning på flere innsatsområder. For å unngå dobbeltbehandling og dessuten få frem sammenhengene i rettssystemet, vil det nedenfor i *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 og *"Offentligrettslige regler"* i 5 bli gitt en generell oversikt over rettsreglene på forurensningsfeltet.

Videre vil det i *"Juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk"* i kapittel 6 bli redegjort for juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk, herunder bl.a. legalitetsprinsippet, saksbehandlingsreglene, og juridiske problemstillinger knyttet til fastsettelsen av miljøavgifter.

Rettsreglene med innvirkning på forurensningsproblemene kan inndeles i privatrettslige og offentligrettslige regler. *De privatrettslige reglene* bestemmer rettsforholdet mellom private aktører, og omfatter bl.a. regler som begrenser utøvelsen av eiendomsretten av hensyn til naboeiendommer, og regler om erstatningsansvar for forurensningsskader.

De offentligrettslige reglene bestemmer rettsforholdet mellom myndighetene og den enkelte. Myndighetenes regulering av forurensende virksomhet gjennom f.eks. forurensningsloven og produktkontrolloven tilhører denne kategorien rettsregler.

Det er et poeng at vi gjennom de siste 100 år har sett hvordan de opprinnelige reguleringsmekanismene – de privatrettslige reglene (evt. kombinert med straffebestemmelser) – gradvis har vist seg utilstrekkelige, og er blitt supplert og delvis erstattet av offentligrettslige regler. Det er således ikke tvil om at det pr. i dag er de offentligrettslige reglene som har størst praktisk betydning som virkemiddel i forhold til forurensningsproblemene.

Det bør imidlertid understrekes at det i norsk rett i prinsippet er et såkalt «tosporet system», noe som innebærer at de privatrettslige reglene på mange områder vil gjelde parallelt med de offentligrettslige reglene. At det er gitt offentlig tillatelse til en virksomhet, betyr ikke uten videre at privatrettslige regler settes tilside. Disse vil f.eks. fortsatt kunne begrense utnyttelsen av en eiendom, eller medføre erstatning for skade virksomheten forårsaker.

KAPITTEL 4

Privatrettslige regler

4.1 NABORETTEN

Innledning og historisk bakgrunn

Naboretten er tradisjonelt en del av den «statiske tingsrett», som bl.a. omfatter reglene om retten til fast eiendom, dens innhold og begrensninger. En viktig begrensning i eiendomsrettens utøvelse ligger nettopp i de hensyn som må tas til naboeiendommene.

Den industrielle utvikling i forrige århundre innebar nye former for virksomheter, som ofte medførte skader og ulemper på omgivelsene. Det ble derfor nødvendig å utvikle klarere rettsregler for naboforhold. De første dommene, som kom i midten av forrige århundre, la til grunn at eieren av en fast eiendom har stor frihet til å disponere sin eiendom. Etterhvert trakk Høyesterett snevrere grenser for eierrådigheten, og det utviklet seg rettsprinsipper om bl.a. objektivt ansvar for skade på naboeiendom. I 1887 kom den første loven om disse spørsmål: *«Lov indeholdende bestemmelser om Eiendomsrettens Begrændsning i Naboforhold.»*

Denne loven ble stående stort sett uendret før den ble erstattet av *lov om rettshøve mellom grannar (granneloven) av 16. juni 1961 nr. 15*. Granneloven bygget i hovedsak videre på de privatrettslige prinsipper fra den eldre loven, men den tok et viktig nytt skritt ved å innføre offentlig konsesjon («løyvetvang») for tiltak *«som kan spreia gass, røyk, stråling eller liknande til skade eller ulempe for mange eller over eit vidt område...»*, og den etablerte Røykskaderådet som konsesjonsmyndighet.

Senere er det foretatt flere endringer i loven, og reglene om røykskadekonsesjon ble erstattet av forurensningsloven da den kom i 1981.

Hovedinnholdet i granneloven

Granneloven uttrykker viktige prinsipper i norsk tingsrett. Utøvelse av eiendomsrett er betydelig begrenset i forhold til naboen. Hovedregelen i § 2 er at *«ingen må ha, gjera eller setja i verk noko som urimeleg eller uturvande er til skade eller ulempe på granneeigedom»*.

Loven pålegger for øvrig varslingsplikt overfor naboen når noen vil gå igang med *«planting, graving, bygging, industriverksemd eller anna tiltak som kan verta til skade eller ulempe på granneeigedom»* (§ 6). Hver av naboane kan få avgjort ved granneskjønn *«spørsmål om korleis eit tiltak bør setjast i verk, så det ikkje kjem i strid med denne lova»* (§ 7).

Dersom virksomhet påfører naboen skade eller ulempe i strid med lovens § 2, har naboen flere mulige beføyelser. For det første kan det kreves erstatning for det økonomiske tap ved skade eller ulempe (§ 9) uten hensyn til om det er utvist uaktsomhet eller ikke (objektivt ansvar).

Naboen har som hovedregel også krav på å få virksomheten rettet – eventuelt stanset – etter §§ 10 flg. Der retting eller stansing medfører store utgifter eller tap, eller klart står *«i mishøve til gagnet»*, kan det i stedet gis *vederlag*, som ikke må settes mindre enn skaden eller ulempen.

Nærmere om den naborettslige «tålegrense»

Grannelovens § 2 lyder i dag som følger:

> Ingen må ha, gjera eller setja i verk noko som urimeleg eller uturvande er til skade eller ulempe på granneeigedom. Inn under ulempe går òg at noko må reknast som farleg.
>
> I avgjerda om noko er urimeleg eller uturvande, skal det leggjast vekt på kva som er teknisk og økonomisk mogeleg å gjera for å hindra eller avgrensa skaden eller ulempa.
>
> I avgjerda om noko er urimeleg, skal det vidare leggjast vekt på om det er venteleg etter tilhøva på staden og om det er verre enn det som plar fylgja av vanlege bruks- eller driftsmåtar på slike stader.
>
> Jamvel om noko er venteleg eller vanleg etter tredje stykket, kan det reknast som urimeleg så langt som det fører til ei monaleg forverring av brukstilhøva som berre eller i særleg grad råkar ein avgrensa krins av personar.

Bestemmelsen reiser en rekke tolkningsspørsmål, og det er en ikke ubetydelig rettspraksis knyttet til den.

Forbudet i § 2 retter seg i utgangspunktet mot virksomhet e.l. knyttet til *fast eiendom.* Virksomhet som ikke har tilknytning til en fast eiendom, faller utenfor – f.eks. forurensning fra skip.

Det er normalt *eieren* av eiendommen som er pliktsubjekt. Hvis det er en annen som bruker eiendommen, og det er denne bruken som skaper problemene, er det *brukeren* som er pliktsubjekt. Men forholdet kan også ligge slik an at både eier og bruker blir ansvarlig – evt. solidarisk. Når det gjelder vegtrafikkstøy er det på det rene at det er den som eier vegen – normalt staten, fylkeskommunen eller kommunen – som er ansvarlig for å forhindre at det oppstår skade eller ulempe.

Med «granneeigedom» forstås for det første eiendommer som direkte grenser til den eiendom hvor virksomheten foregår, men det omfatter også en videre krets av eiendommer. Hvor grensen går kan være usikkert. Det er i rettspraksis slått fast at det må foreligge en skade eller ulempe som er spesiell i forhold til området generelt, for at § 2 skal kunne påberopes. Granneloven vil derfor neppe kunne få praktisk betydning overfor skader og ulemper som gjør seg gjeldende over store områder.

Forbudet retter seg både mot kortvarige og enkeltstående handlinger (f.eks. en enkelt sprengning), og mer varige forhold.

Det viktige og vanskelige spørsmål i forbindelse med § 2 er hvor grensen går mellom det som er tillatt og det som ikke er tillatt. I henhold til § 2 er det som nevnt avgjørende om ulempen for naboeiendommen er *«urimeleg eller uturvande»*.

«Uturvande» vil si unødig. Dersom skaden eller ulempen skjer i ren tankeløshet, eller enkelt kan unngås, er det i seg selv nok til at den er i strid med § 2. Men den som driver en virksomhet, er ikke forpliktet til å iverksette ethvert tiltak uten hensyn til kostnader og konsekvenser. Hvor grensen her går, vil bero på en rimelighetsvurdering i det enkelte tilfelle. Ved lovendring av 1989 kom det inn en bestemmelse i § 2 annet ledd som uttrykkelig sier at det her skal legges vekt på *«kva som er teknisk og økonomisk mogeleg å gjera for å hindra eller avgrensa skaden eller ulempa»*.

Større problemer har uttrykket «urimeleg» voldt. Granneloven bygget her videre på det prinsipp som ble uttrykt allerede i loven av 1887 om at vurderingen av hva som er urimelig må bero på bl.a. hva slags strøk det dreier seg om og hvilken virksomhet som er der fra før. Grannelovens § 2 uttrykte dette opprinnelig slik:

> I avgjerda om noko er urimeleg, skal leggjast vekt på om det er venteleg etter tilhøva på staden. Er det ikkje verre enn det som plar fylgja av vanlege bruks- eller driftsmåtar på slike stader, skal det ikkje reknast for urimeleg.

Det er denne standarden som gjerne kalles den naborettslige tålegrense.

Gjennom juridisk teori og rettspraksis er det trukket opp visse retningslinjer for når tålegrensen må anses overskredet. De er imidlertid ikke særlig presise. Det er klart at et nabolag må finne seg i at det kommer ny bebyggelse og ny, vanlig virksomhet inn (garasjer, barnehage, kiosk osv.). Bor man i nærheten av en veg, jernbanestasjon, flyplass, forretningssenter – eller sentralt i et mindre tettsted – må man finne seg i den utvikling med hensyn til utbygging og økt trafikk og tilhørende ulemper som nokså naturlig vil skje i et slikt område. Høyesterett har i flere dommer gått forholdsvis langt i å akseptere en negativ utvikling som «venteleg».

I denne sammenheng har *tidsmomentet* betydning. F.eks. har støy fra flyplasser vært gjenstand for flere erstatningssøksmål. Da har et sentralt spørsmål vært hva som kom først – bebyggelsen eller flyplassen. Hovedregelen i rettspraksis har vært at boliger som er bebygget etter at flyplassen kom, må finne seg i de senere økninger i støynivået som følger av økt trafikk og mer støyende flytyper, mens de som bodde på stedet før flyplassen var påtenkt, vil kunne få erstatning.

Men det går en grense for de endringer som må tåles. En eiendom i nærheten av en industribedrift behøver ikke nødvendigvis finne seg i en vesentlig økning i utslipp fra bedriften, selv om dette følger av en naturlig utvikling av virksomheten.

Et eksempel finnes i høyesterettsdommen gjengitt i Rettstidende 1964 s. 609. Hunton bruk, et tresliperi ved Gjøvik, hadde lenge produsert wallboard, med en del støvulemper for naboene. I 1957 begynte man også å produsere sponplater. Høyesterett uttalte at sponplateproduksjonen medførte *«en tilstøving av et slikt omfang at den fremtrådte som en ulempe, vesentlig større enn noen som naboskapet med de industrielle virksomheter hittil hadde ført med seg.»* Dermed var tålegrensen overskredet og naboene ble tilkjent erstatning. Motsatt ble resultatet i høyesterettsdommen gjengitt i Rettstidende 1972 s. 142, som gjaldt økte røykutslipp fra Jernverket i Mo i Rana. I den saken kom retten til at endringene hadde sammenheng med *«en gradvis ekspansjon av bedriftens virksomhet i det hele, ikke med en radikal omlegging av jernverkets tidligere virksomhet.»* Dette mente Høyesterett derfor ikke overskred tålegrensen.

Det kan ha betydning hvor mange som berøres. En ulempe som rammer et meget stort antall eiendommer vil vanskelig rammes av granneloven. Det må dreie seg om en ulempe som er ekstraordinær for visse eiendommer. I saker om vegtrafikkstøy har det f.eks. vært et relevant moment om ulempen som påberopes bare rammer et fåtall eiendommer, eller om den gjelder generelt for et større område. Se f.eks. Rettstidende 1969 s. 643 som gjaldt støyulemper fra en ny motorveg gjennom Fana. Høyesterett uttalte her bl.a. .

> I den utstrekning støyen rammer alle eiendommer innenfor et bredt belte langs motorveien, antar jeg .... at det må være riktig å se forholdet slik at det dreier seg om en ulempe som er felles for området, og at de som er ekspropriater bare kan kreve erstatning for så vidt deres eiendommer i særlig grad blir utsatt for støy .... Hvor det gjelder en offentlig vei må det være et utgangspunkt at alle eiendommer i strøket uten erstatning må tåle en viss grad av ulempe, som vanlig vil følge med et veianlegg.

Den naborettslige tålegrense er i det hele tatt et temmelig relativt begrep. Slik domstolene har tolket uttrykket *«venteleg etter tilhøva på staden»*, får loven betydning først og fremst i tilfelle hvor det er kommet en vesentlig ny og annerledes virksom-

het inn i et område enn det som var situasjonen fra før. Dette er viktig nok, men det bidrar lite til å løse gamle problemer, eller til å forhindre en gradvis forverring der forholdene er dårlige fra før, f.eks. pga. trafikk eller industrivirksomhet. Noen egentlig miljømessig betydning har loven med denne tolkningen ikke fått. Rettspraksis har da også vært kritisert.

Rettspraksis er stort sett fra før 1989. I 1989 kom det noen endringer som var ment å skulle bøte på noen av svakhetene. Selv om noe er *«venteleg etter tilhøva på staden»*, kan det nå finnes urimelig *«så langt som det fører til ei monaleg forverring av brukstilhøva som berre eller i særleg grad råkar ein avgrensa krins av personar.»* Videre skal det i vurderingen av om noe er urimelig eller uturvande *«leggjast vekt på kva som er teknisk og økonomisk mogeleg å gjera for å hindra eller avgrensa skaden eller ulempa»*. Det foreligger hittil lite rettspraksis etter de nye formuleringene, og det kan nok diskuteres hvor mye nytt som egentlig ligger i dem. Det er likevel grunn til å anta at domstolene nå er i ferd med å slå inn på en noe annen linje enn tidligere. Miljøhensynene er gradvis kommet sterkere inn i domstolenes vurderinger, i samsvar med den alminnelige økning i interesse og bevissthet omkring miljøproblemene. I Rettstidende 1991 s. 1281 fastsatte f.eks. Høyesterett, med grunnlag i grannelovens § 10, ganske strenge og detaljerte bestemmelser om når en vindmølle på Jæren skulle kunne være i drift for ikke å overskride lovens tålegrense etter § 2 pga. støyulempene i nabolaget.

Som tidlligere nevnt følger det av grannelovens § 9 at overskridelse av § 2 medfører erstatningsansvar på objektivt grunnlag. Tapet som skal erstattes, kan være direkte – som ved en fysisk skade på hus eller eiendom – eller det kan være mer avledet, f.eks. redusert eiendomsverdi, eller redusert omsetning i en forretning. Ikke-økonomiske tap dekkes ikke etter § 9.

Det er bare det økonomiske tap som følger av skade og ulemper utover tålegrensen, som skal erstattes. Skader opp til tålegrensen må man altså finne seg i.

Forholdet til forurensningsloven

Reglene i forurensningsloven erstatter i noen grad grannelovens regler. Forholdet mellom de to lover er uttrykkelig regulert i forurensningslovens § 10. Som det fremgår der, vil behandling av søknad om utslippstillatelse erstatte grannelovens regler om varsel og granneskjønn. Forurensning som er tillatt etter forurensningslovens § 11, eller etter forskrift som uttrykkelig sier at granneloven §§ 6-8 ikke gjelder, kan heller ikke kreves rettet etter grannelovens § 10.

Men erstatningsplikten etter grannelovens § 9 gjelder også ved virksomhet som er lovlig etter forurensingsloven. Det å få en utslippstillatelse etter forurensningslovens § 11 fritar altså ikke for erstatning overfor naboene dersom den naborettslige tålegrense er overskredet. Også retten til vederlag etter § 10 i granneloven står ved lag uavhengig av forurensingsloven.

4.2 VASSDRAGSRETTEN

Når naboretten først og fremst har hatt betydning på områdene luftforurensning og støy, skyldes det delvis at vi har hatt egen lovgivning om rettigheter og interesser i vassdrag og innsjøer. Problemene knyttet til forurensning av vassdrag har vært behandlet i lovgivningen siden midten av forrige århundre. Med industrialiseringen meldte det seg nye behov, og i 1887 – noen uker etter at naboloven var vedtatt – fikk vi den første *«Lov om Vasdragenes Benyttelse m.v.»*

Loven av 1887 ble avløst av *vassdragsloven av 15. mars 1940 nr. 3*, som fortsatt gjelder. Den inneholder meget omfattende regler om utøvelse av eiendomsretten i vassdrag, og ikke minst om begrensninger i rettighetene.

Den generelle regelen om begrensninger i råderetten over vassdrag, som også vedrører forholdet til naboeiendommer, finnes i lovens § 8, og lyder som følger:

> Uten særlig adkomst eller hjemmel i lov må ingen, selv om det skjer ved foretak på egen grunn,
> 1. forandre et vassdrags leie eller strømmens retning, øke eller minske vassføringen enten i det hele eller til visse tider eller heve eller senke vasshøyden eller
> 2. legge lense, gjerde eller bygge i eller over vassdrag, såfremt derved voldes skade eller fare for annens eiendom eller rettigheter, utilbørlig hinder for ferdsel eller fløting eller i øvrig skade eller fare av noen betydning for almene interesser.

Loven hadde opprinnelig meget omfattende regler om kloakkledninger (*"Privatrettslige regler"* i kapittel 4) og om forurensning (*"Offentligrettslige regler"* i kapittel 5). For industritiltak, bergverk, by, tettbygd strøk på landet, samt større sykehus eller hotell *«eller annen innretning som med hensyn til avløp av kloakkvatn kan sidestilles hermed»*, ble det innført et krav om utslippstillatelse. Det var ganske detaljerte og omfattende regler om adgangen for myndighetene til å nekte utslippstillatelse eller til å stille vilkår. Vassdragslovens bestemmelser om vannforurensning er nå opphevet og erstattet av forurensningsloven.

For øvrig har et offentlig utvalg nylig lagt frem forslag til en ny vannressurslov (lov om vassdrag og grunnvann (NOU 1994: 12)), som vil avløse vassdragsloven av 1940.

4.3 REGLER OM ERSTATNING FOR FORURENSNINGSSKADE

Fremstillingen av erstatningsreglene vil her begrense seg til ansvarsgrunnlaget og hvilke skader som dekkes. Før det kan kreves erstatning må også andre vilkår være oppfylt. Det må bl.a. være årsakssammenheng mellom det erstatningsbetingende forhold og den aktuelle skaden, og skadefølgen må ikke anses som upåregnelig. Det vil imidlertid føre for langt å gå inn på disse spørsmålene her.

Den alminnelige regel i norsk rett er at uaktsomhet som fører til skade for andre, innebærer plikt for den uaktsomme til å betale erstatning – den såkalte «culparegelen». Dette gjelder selvfølgelig også – og desto mer – ved forsettlig skade, dvs. når skaden skjer med vitende og vilje. Hvor grensen går mellom den aktsomme og uaktsomme handling, er det imidlertid ikke nødvendig å gå inn på her, fordi det kan sies å foreligge et *generelt prinsipp om objektivt erstatningsansvar for forurensningsskader*, dvs. ansvar uten forutsetning om at det skal kunne konstateres subjektiv skyld. Prinsippet er lovfestet i granneloven (se ovenfor), i de nye erstatningsreglene i forurensningsloven, i petroleumslovens kap V for så vidt gjelder petroleumsvirksomheten på kontinentalsokkelen og i sjøloven når det gjelder oljesøl fra skip.

Fordi det er *forurensningslovens regler* som er de mest generelle og sentrale når det gjelder erstatning for forurensningsskader, skal det nedenfor gis en nærmere redegjørelse for disse reglene.

Forurensningslovens erstatningsregler ble vedtatt i 1989, og fastslår som nevnt prinsippet om objektivt ansvar på dette området. Krav om erstatning for forurensningsskader reiser for øvrig enkelte karakteristiske problemstillinger, som de lovfestede reglene nå gir svar på. Et viktig forhold i denne sammenheng er at skader på miljøet ofte rammer allmenne goder og utøvelsen av allemannsretter, som f.eks. ret-

ten til å fiske i sjøen, ferdselsrettigheter og mulighetene for å bade. Tradisjonelt har slike rettigheter hatt svakt erstatningsrettslig vern. Forurensningslovens § 57 bokstav c) bestemmer nå at det kan kreves erstatning for økonomisk tap i tilknytning til *«utøving av allemannsrett i næring»*, som f.eks. yrkesfiske i sjøen. Når det gjelder allemannsrett utenfor næring, er det imidlertid et vilkår for erstatning at den aktuelle forurensningen er ulovlig, se lovens § 58 første ledd.

Et annet karakteristisk forhold er at skader på miljøet ofte kan være av ikke-økonomisk art eller i alle fall vanskelig å kvantifisere, som f.eks. reduserte muligheter for friluftsliv. I slike tilfeller kan det være spørsmål om å kreve erstatning til gjenopprettende tiltak. Om dette bestemmer nå forurensningslovens § 57 bokstav b) at *«rimelige tiltak for å hindre, begrense, fjerne eller avbøte forurensningsskade»* kan kreves erstattet.

Utvalget som utredet reglene om erstatning for forurensningsskader, foreslo også at eieren eller brukeren av en eiendom skulle kunne få erstatning for redusert bruksnytelse som følge av forurensningsulemper selv om vedkommende ikke hadde lidt noe direkte økonomisk tap (NOU 1982: 19). Dette forslaget ble imidleretid ikke vedtatt.

En praktisk meget viktig begrensning i erstatningsplikten etter forurensningsloven, er at forurensning som er lovlig, f.eks. fordi den er i samsvar med en utslippstillatelse, bare kan medføre erstatning i den grad grannelovens tålegrense (se *"Bakgrunn, mandat og sammensetning"* i kapittel 2.1) blir overskredet.

At forurensningsskader kan få stor utbredelse og således ramme et stort antall skadelidte, reiser spørsmål om hvem som kan være berettighet til å fremme erstatningskrav. Når det gjelder gjenopprettingserstatning til allmennheten, bestemmer forurensningslovens § 58 annet ledd at kravet i utgangspunktet kan fremmes av den kommunale forurensningsmyndighet. Under nærmere bestemte forutsetninger vil også forurensningsmyndigheten på fylkesnivå eller statlig nivå kunne være søksmålsberettiget. Videre bestemmer § 58 tredje ledd at slike gjenopprettingskrav også kan gjøres gjeldende av en *«privat organisasjon eller sammenslutning med rettslig interesse i saken»*.

I denne forbindelse nevnes at utviklingen i rettspraksis har gått i retning av utvidet søksmålskompetanse for private organisasjoner. I høyesterettsavgjørelsen gjengitt i Rettstidende 1980 s. 569 kom retten til at Naturvernforbundet hadde rettslig interesse i å reise søksmål om gyldigheten av Regjeringens vedtak om utbygging av Alta-Kautokeinovassdraget. Tilsvarende ble resultatet i en høyesterettsavgjørelse fra 1992, hvor de private organisasjonene Framtiden i våre hender og Naturskyddsföreningen i Strömstad ble ansett for å ha rettslig interesse i å forfølge allmennhetens eventuelle erstatningskrav i henhold til forurensningslovens § 58 for forurensningsskader forårsaket av utslipp til vann fra to treforedlingsbedrifter i Østfold (Rettstidende 1992 s. 1618).

Ved forurensningsskader kan årsaksforholdene være vanskelige å bringe på det rene fordi skadene ofte vil være resultatet av flere samvirkende forurensningskilder. Derfor inneholder forurensningslovens § 59 regler om ansvarsforholdene ved flere mulige skadeårsaker. I tilfeller hvor det er flere skadevoldere, pålegges de under nærmere bestemte forutsetninger et solidarisk ansvar for forurensningsskaden. Paragrafens første ledd inneholder også en bestemmelse om såkalt «omvendt bevisbyrde»:

> Den som volder en forurensning som alene eller sammen med andre skadeårsaker kan ha forårsaket forurensningsskaden, regnes for å ha voldt skaden dersom det ikke blir godtgjort at en annen årsak er mer sannsynlig.

KAPITTEL 5

Offentligrettslige regler

Nedenfor gjennomgås den delen av lovverket som er innrettet mot å skulle håndtere forurensningsproblemene. Hovedvekten vil bli lagt på forurensningsloven som er den sentrale loven på dette området, men også produktkontrolloven, deler av plan- og bygningsloven og andre lover vil bli omtalt. I denne sammenheng begrenses fremstillingen til hovedlinjene i regelverket. I del VI hvor de juridiske virkemidlene relateres mer direkte til de ulike miljøproblemene, behandles den nærmere utformingen av regelverket, herunder forskrifter fastsatt med hjemmel i forurensningslovgivningen.

Lovene som har til formål å løse forurensningsproblemene, tar utgangspunkt i forskjellige utsnitt av våre omgivelser. Litt forenklet kan det sies at i forurensningsloven knyttes reglene i hovedsak til stedbundne utslippskilder, i produktkontrolloven er det produktene som er gjenstand for regulering, mens det i plan- og bygningsloven tas utgangspunkt i arealbruken. Selv om det redegjøres for lovene hver for seg, er det klart at lovverket må sees i sammenheng. Dette vil bli klarere når vi i del VI ser de juridiske virkemidlene i relasjon til de forskjellige miljøproblemene.

5.1 FORURENSNINGSLOVEN

Innledning

Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven) av 13. mars 1981 nr. 6 medførte en samling av lovverket på dette området. Forløperen for forurensningsloven var vannvernloven av 1970, grannelovens regler om luftforurensninger av 1961 og oljevernloven av 1970. Det var altså tidligere et skille i lovverket mellom luft- og vannforurensninger.

Lovens virkeområde

Forurensningslovens virkeområde er i hovedsak avgrenset til forurensning fra stedbunden virksomhet. Dette følger av lovens § 5, som for forurensninger fra det enkelte transportmiddel henviser til produktkontrolloven, vegtrafikkloven, sjødyktighetsloven, havneloven og luftfartsloven. Dersom det inntrer ulovlig forurensning fra et transportmiddel i form av f.eks. oljesøl fra skip, eller uhell med en kjemikalietransport til lands, kommer imidlertid mange av lovens bestemmelser til anvendelse. Om forurensninger fra veger, jernbane, havner og flyplasser sies det i § 5 at loven gjelder så langt forurensningsmyndighetene bestemmer. Forurensningsmyndighetene har foreløpig ikke truffet bestemmelse om dette, men det er i ferd med å bli utarbeidet forskrift om grenseverdier for lokale luftforurensninger og støy, som bl.a. innebærer at loven vil bli gjort gjeldende for transportanlegg (se *"Samordning av virkemiddelbruken mellom forvaltningsnivåer og sektorer"* i avsnitt 24.2.4.2).

Hvem som har myndighet etter loven

I forurensningslovens språkbruk er det gjerne «forurensningsmyndigheten» som gis kompetanse til å treffe vedtak. Forurensningsmyndighet på riksnivå er: Kongen, departementet og Statens forurensningstilsyn, på fylkesnivå: fylkesmannen, på kommunalt nivå: kommunen, jf. forurensningslovens § 81. I henhold til § 81 annet ledd er det regjeringen som fastsetter hvilken forurensningsmyndighet som skal

treffe de ulike vedtak etter loven, men denne organisasjonsmyndigheten er delegert til Miljøverndepartementet.

Det alminnelige forbudet mot å forurense

I utgangspunktet nedlegger forurensningsloven i § 7 første ledd et generelt forbud mot å forurense:

> Ingen må ha, gjøre eller sette i verk noe som kan medføre fare for forurensning uten at det er lovlig etter §§ 8 eller 9, eller tillatt etter vedtak i medhold av § 11.

Foreligger det en fare for forurensning i strid med loven, har den ansvarlige en plikt etter § 7 annet ledd til å sette i verk tiltak for å hindre at den inntrer. Den ansvarlige plikter for øvrig også å stanse og begrense virkningene av en forurensning som har inntrådt (jf. redegjørelsen nedenfor om den etterfølgende opprydningen).

Lovens system er altså at man må ha et særskilt rettsgrunnlag for å kunne forurense. Det er lovens §§ 8, 9 og 11 som kan gi grunnlag for en slik rett. Disse bestemmelsene skal gjennomgås nedenfor, men først gis en kort redegjørelse for hva som i forurensningsloven forstås med forurensning.

Lovens definisjon av forurensning

Det grunnleggende vilkåret for at noe skal kunne karakteriseres som forurensning er at det *«er eller kan være til skade eller ulempe for miljøet»*, jf. forurensningslovens § 6. Dersom dette vilkåret er oppfylt, omfattes både fast stoff, væske og gass enten det tilføres luft, vann eller jord. Også støy, rystelser og påvirkning av temperaturen er omfattet av definisjonen i § 6. Derimot gjelder loven lys og annen stråling bare i den utstrekning forurensningsmyndigheten bestemmer. Noen bestemmelse om dette er ikke truffet, og loven gjelder derfor f.eks. ikke radioaktiv stråling, som i stedet reguleres av lov om bruk av røntgenstråler og radium m.v. av 18. juni 1938 nr. 1 og lov om atomenergivirksomhet av 12. mai 1972 nr. 28.

Det er altså ikke noe vilkår for å bli betraktet som forurensning at det som tilføres miljøet er et fremmedelement i naturen. F.eks. er både CO_2 og næringssalter årsak til viktige miljøproblemer. Disse stoffene finnes i naturen i store mengder og er grunnleggende for livsprosessene. Når slike stoff likevel kan ha store negative konsekvenser for miljøet, er det fordi menneskelig aktivitet medfører unaturlige og skadelige opphopninger av stoffene.

Små utslipp av naturlig forekommende stoffer vil kanskje ikke i seg selv kunne sies å være *«til skade og ulempe for miljøet»* (se § 6 første ledd), samtidig som altså summen av slike mindre utslipp kan medføre miljøproblemer. § 6 annet ledd bestemmer derfor at begrepet forurensing også omfatter slikt som kan føre til at tidligere forurensning blir til økt skade eller ulempe, eller som sammen med annen miljøpåvirkning kan bli til skade eller ulempe for miljøet.

Grensene for tillatt forurensning

Det følger av forurensningslovens § 11 første ledd at *forurensningsmyndigheten kan gi tillatelse* til virksomhet som kan medføre forurensning. Forurensningsmyndighet vil i denne sammenheng oftest være Statens forurensningstilsyn med klagerett til departementet, noe som f.eks. er ordningen i de aller fleste industriforurensningssakene. For enkelte sakstyper har departementet delegert myndighet til fylkesmannen med Statens forurensningstilsyn som klageinstans. Det gjelder f.eks. tilla-

telse til utslipp av kommunalt avløpsvann, utslipp fra fiskeforedlingsanlegg, etablering/utvidelse av fiskeoppdrettsanlegg og skyting som medfører støyulemper.

I forbindelse med at det gis konsesjon (vanligvis kalt «utslippstillatelse») kan det fastsettes vilkår for å motvirke at forurensningen fører til skader eller ulemper, jf. forurensningslovens § 16.

§ 11 gir vide skjønnsmessige rammer for myndighetsutøvelsen. Dette fremgår av formuleringen i fjerde ledd:

> Når forurensningsmyndigheten avgjør om tillatelse skal gis og fastsetter vilkårene etter § 16 skal det legges vekt på de forurensningsmessige ulemper ved tiltaket sammenholdt med de fordeler og ulemper som tiltaket forøvrig vil medføre.

Det sentrale vilkåret i en utslippstillatelse vil gjerne være øvre grenser for utslipp av ulike forurensende stoff, f.eks. fastsatt som maksimalt utslipp pr. uke. Videre kan utslippstillatelsen f.eks. inneholde pålegg om utslippssted (f.eks. slik at en utslippsledning må forlenges) og krav til avfallsbehandling. Det kan dessuten fastsettes krav til teknologivalg, men forurensningsmyndighetene er tilbakeholdne med å benytte denne typen vilkår fordi det ofte vil innebære en unødvendig innskrenkning av virksomhetenes handlefrihet.

Etter bestemmelsen i lovens § 18 kan forurensningsmyndighetene i visse tilfeller oppheve eller endre vilkårene i en gitt tillatelse eller sette nye vilkår eller om nødvendig kalle tillatelsen tilbake. Dette kan f.eks. gjøres hvis skaden ved forurensningen blir vesentlig større enn ventet, hvis ny teknologi gjør det mulig å minske forurensningene i vesentlig grad, eller hvis de vilkår som er satt viser seg å være unødvendige for å motvirke forurensning.

Sin største betydning har konsesjonssystemet i forhold til industrivirksomhet, men også utslipp av kommunal kloakk, forurensning fra fiskeoppdrett og skytebanestøy reguleres med utgangspunkt i forurensningslovens § 11.

I *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 om konsesjonssystemet vil det bli redegjort nærmere for de reglene som gjelder for fastsettelsen av utslippstillatelser og utslippsvilkår, og for hvordan myndigheten benyttes i praksis.

Forurensningslovens § 8 første ledd innebærer *unntak fra konsesjonsplikten* for vanlig forurensning fra følgende utslippskilder:

1. fiske, jordbruk og skogbruk m.v.,
2. boliger, fritidshus, kontorer, forretnings- eller forsamlingslokaler, skoler, hoteller og lagerbygg o.l.,
3. midlertidig anleggsvirksomhet

Bestemmelsens annet ledd gjør tilsvarende unntak for forsvarets virksomhet bortsett fra faste anlegg som ikke hovedsaklig benyttes til stridsformål.

Disse begrensningene i konsesjonsplikten betyr ikke nødvendigvis at den nevnte forurensningen skal være unntatt fra regulering. Det fremgår uttrykkelig i § 8 at også denne forurensningen kan reguleres ved forskrift i henhold til § 9 (som vi kommer tilbake til nedenfor).

Imidlertid *kan* bestemmelsen i § 8 første og annet ledd innebære at enkelte av de nevnte utslippene helt unntas fra regulering. Det blir følgen dersom utslippet ikke innfanges av en forskrift med hjemmel i § 9. F.eks. er vanlig utslipp til luft fra boliger og fritidshus foreløpig uregulert. (Derimot er boligenes og fritidshusenes vann- og kloakkutslipp regulert i forskrift om utslipp fra separate avløpsanlegg av 1992.)

Virkeområdet til forurensningslovens § 8 første og annet ledd er avgrenset til forurensninger fra bestemte typer utslippskilder. Siste ledd i § 8 bestemmer derimot helt generelt at forurensninger *«som ikke medfører nevneverdige skader eller ulem-*

per kan finne sted uten tillatelse etter § 11». Det er ikke helt klart hvordan denne formuleringen er å forstå. Unntaket er bl.a. ikke ment å omfatte mange utslipp som samlet bidrar til betydelige forurensningsproblemer, selv om det enkelte utslippet isolert sett er uten nevneverdige skadevirkninger.

Som nevnt ovenfor gir lovens § 9 forurensningsmyndigheten *hjemmel til å fastsette forskrifter om forurensninger*. Forurensningsmyndigheten er i dette tilfellet oftest Miljøverndepartementet. Forskrifter i henhold til § 9 kan enten gjelde forurensninger som etter § 8 er unntatt fra konsesjonsplikten, eller tre i stedet for konsesjonskravet i § 11. Forskrift om forurensninger fra asfaltverk av 1976 er et eksempel på det siste. Dersom et asfaltverk tilfredsstiller forskriftens krav, er det ikke nødvendig å søke utslippstillatelse etter lovens § 11.

Det kan ligge en rasjonaliseringsgevinst i å erstatte et konsesjonssystem med generelle forskrifter – spesielt dersom antallet virksomheter i den bransjen som reguleres, er av en viss størrelse. Ulempene med generelle regler for en bransje er bl.a. at det er vanskelig å tilpasse utslippskravene til variasjonene i resipientenes sårbarhet. I *"Generelle virkemidler"* i avsnitt 21.3.3 vedrørende konsesjonssystemet kommer vi tilbake til de vurderinger som må ligge til grunn for å finne en passende balanse mellom enkeltvedtak og forskrifter. Det er for øvrig ikke noe i veien for at en forskrift i henhold til forurensningslovens § 9 inneholder bestemmelser om at forskriftens generelle regler suppleres med enkeltvedtak, f.eks. ved et konsesjonssystem.

Forurensningslovens § 9 gir i første ledd nr. 1 til 5 en beskrivelse av hva forskriftene kan inneholde. I henhold til nr. 1 kan det fastsettes øvre grenser for forurensende utslipp, eventuelt utslippsforbud. I følge nr. 3 kan det bestemmes hvordan *«anlegg skal være innrettet og hvordan en virksomhet skal drives for å motvirke forurensning»*. Den nevnte forskriften om forurensninger fra asfaltverk inneholder både utslippsgrenser (f.eks. at samlet støvutslipp fra skorstein ikke skal overstige 0.04 kg pr. tonn vegmasse) og regler om hvordan anlegget skal innrettes (f.eks. avstand til bebyggelse).

Størst praktisk betydning har nok forurensningslovens § 9 nr. 3 i forhold til landbruksforurensninger. Dette fordi utslippene fra landbruket ikke er av en slik karakter at det er praktisk å operere med utslippsgrenser. Måleproblemene er for store. Som vi skal beskrive nærmere i *"Overgjødsling"* i kapittel 23 om overgjødsling vil derfor reguleringene av landbruksforurensningene gjerne knytte seg til driftsformene (f.eks. forbud mot vinterspredning av husdyrgjødsel), eller innretningen av anlegg (f.eks. at siloanlegg skal bygges etter nærmere bestemte tekniske retningslinjer for å unngå lekkasje av silosaft).

Forurensningslovens § 9 nr. 2 gir hjemmel for såkalte miljøkvalitetsnormer. Det heter der at det kan gis forskrifter om grenseverdier for forekomsten av forurensninger i miljøet, og hva som skal gjøres ved overskridelser av grenseverdiene. Forskriften om grenseverdier for lokale luftforurensninger og støy, som Miljøverndepartementet er i ferd med å utarbeide, skal hjemles i § 9 nr. 2. Adgangen til å vedta juridisk bindende miljøkvalitetsnormer er ellers lite benyttet.

Forurensningslovens § 9 nr. 4 hjemler forskrifter om kvalitetskrav til utstyr til vern mot forurensninger, mens det i henhold til nr. 5 kan fastsettes kvalitetskrav til driftspersonell i virksomhet som kan medføre forurensning. Disse hjemlene har forurensningsmyndighetene i liten grad benyttet. Det er fastsatt en forskrift om krav til faglige kvalifikasjoner for driftspersonell ved renseanlegg for avløpsvann, men denne forskriften er fastsatt i henhold til en spesiell hjemmel i forurensningslovens § 24, og gjelder for øvrig i første rekke kloakkanlegg.

Det fremgår av forurensningslovens § 9 siste ledd at forskriftene kan begrenses til bestemte geografiske områder. Også forskrifter som gjelder hele landet kan dif-

ferensieres av hensyn til resipentforholdene. Et eksempel på dette er forskriften om svovelinnhold i fyringsolje, som stiller strengest krav til fyringsoljen som benyttes i Oslo og Drammen, noe mindre strenge krav til oljen som benyttes i fylkene Østfold, Akershus, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane, mens de mildeste kravene stilles til oljen som benyttes i de øvrige deler av landet. Imidlertid er det klart at generelle regler av praktiske grunner må bli mer grovmasket i forhold til resipienttilstanden enn enkeltvedtak.

Akutt forurensning

I forurensningslovens § 38 defineres akutt forurensning som *«forurensning av betydning, som inntrer plutselig, og som ikke er tillatt»*. Giftgassutslippet fra avfallshåndteringsanlegget på Langøya i 1993 er et eksempel på akutt forurensning.

For virksomheter som kan medføre akutt forurensning, er det i forurensningslovens *"Juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk"* i kapittel 6 gitt regler om beredskapsplikt og beredskapsplaner. Der er det også en bestemmelse om varslingsplikt ved akutt forurensning eller fare for slik forurensning, og bestemmelser om den offentlige oljevernberedskapen. I *"Akutte forurensninger generelt, samt driftsutslipp til vann fra skip og petroleumsvirksomheten"* i kapittel 28 gis det en nærmere redegjørelse for forurensningslovens regler om akutt forurensning.

Selv om det er et naturlig utgangspunkt at potensielle forurensere skal ta ansvaret for den nødvendige beredskap, har også myndighetene en rolle her. Enkelte tilfeller av akutt forurensning har slike dimensjoner at det offentlige må bidra dersom beredskapen skal bli effektiv, f.eks. ved større oljeutslipp. Dessuten må myndighetene kunne gripe inn dersom den private beredskapen viser seg å være for dårlig. Forurensningslovens §§ 43 flg. har derfor bestemmelser om kommunal og statlig beredskap.

Det følger av § 46 annet ledd at kommunen skal søke å bekjempe akutt forurensning dersom den ansvarlige ikke iverksetter tilstrekkelige tiltak. Ved større tilfeller av akutt forurensning eller fare for slik forurensning kan statlig myndighet helt eller delvis overta ledelsen av opprydningsarbeidet, jf. § 46 tredje ledd. Er den akutte forurensningen omfattende, skal forurensningsmyndigheten sammenkalle det statlige aksjonsutvalget, jf. § 46 tredje ledd. Dette fordi det ved omfattende ulykker vil være behov for å samordne flere forskjellige myndigheters arbeid.

Avfall

Avfall kan være en kilde til forurensning og dessuten innebære ressurssløsing dersom ikke avfallet gjenvinnes. I tillegg kan forsøpling være et estetisk problem.

I forurensningslovens § 27 defineres avfall som kasserte løsøregjenstander eller stoffer. Avløpsvann og avgasser regnes ikke som avfall. De største avfallsmengdene vil derfor bestå av fast avfall, men også betydelige avfallsmengder i form av partikler eller i væskeform vil omfattes av avfallsdefinisjonen, f.eks. malingrester og spillolje. For å bli betraktet som avfall må imidlertid stoffene være relativt klart avgrenset fra omgivelsene. I den grad avfallsdisponeringen kan medføre forurensning, kommer lovens regler om forurensning til anvendelse i tillegg til bestemmelsene om avfall.

Forurensningslovens § 28 inneholder et alminnelig forbud mot forsøpling og en bestemmelse om at den som har forbrudt seg mot forsøplingsforbudet, plikter å rydde opp etter seg.

Reglene om avfall skiller for øvrig til dels mellom avfallskategoriene forbruksavfall, produksjonsavfall og spesialavfall. Denne sondringen og øvrige regler om avfallsbehandling vil det bli redegjort nærmere for i *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 om avfall og gjenvinning. Her skal bare kort nevnes at det er kommunen som er ansvarlig for innsamlingen av forbruksavfall, at forurensningsmyndighetene kan gi pålegg om at avfall skal gjenvinnes eller behandles på annen måte og at den som driver opplagsplass eller anlegg for behandling av avfall som kan medføre forurensning, må innhente utslippstillatelse. Videre er det med hjemmel i forurensningsloven gitt forskrift om leveringsplikt, innsamling, mottak og behandling/disponering av visse grupper spesialavfall.

Den etterfølgende opprydningen

Ovenfor har vi hovedsakelig beskjeftiget oss med de reglene i forurensningsloven som har til hensikt å forebygge forurensninger. Loven inneholder imidlertid også bestemmelser om hva som kan gjøres for å redusere skadevirkningene av inntrådt forurensning. Av lovens § 7 annet ledd, annet til fjerde punktum følger at den ansvarlige for ulovlig forurensning skal:

> sørge for tiltak for å stanse, fjerne eller begrense virkningen av den. Den ansvarlige plikter også å treffe tiltak for å avbøte skader eller ulemper som følge av forurensningen eller av tiltakene for å motvirke den. Plikten etter dette ledd gjelder tiltak som står i et rimelig forhold til de skader og ulemper som skal unngås.

Denne bestemmelsen vil typisk få anvendelse ved akutt forurensning. Ved oljeutslipp plikter f.eks. den ansvarlige for utslippet å ta opp oljen i den grad det lar seg gjøre innen rimelighetens grenser. Ved utslipp av andre stoff kan slik opprenskning være umulig, f.eks. når utslippet til en elv raskt blander seg med vannmassene. I så fall er det plikten til å avbøte skader og ulemper som får praktisk betydning. Hvis utslippet til elven medførte fiskedød, kan det f.eks. være aktuelt å avbøte dette ved å sette ut ny fisk.

Som vi har vært inne på i avsnittet om avfall, gjelder det også en opprydningsplikt i forhold til ulovlig avfallsdeponering, se forurensningslovens § 28 siste ledd, jf. § 37. Dersom avfallsdeponiet medfører forurensning, kommer i tillegg reglene i § 7 til anvendelse. Den som f.eks. ved ulovlig deponering av spesialavfall har forurenset grunnen, plikter å foreta opprenskning.

Påbudene i forurensningslovens § 7 annet ledd er utformet i nokså generelle vendinger. For at påbudene skal kunne gjøres tilstrekkelig konkrete, presise og effektive, følger det derfor av § 7 siste ledd at forurensningsmyndigheten innenfor rammen av annet ledd, første til tredje punktum kan pålegge den ansvarlige å treffe nærmere bestemte tiltak innen en fastsatt frist. Det kan f.eks. dreie seg om slike tiltak som nevnt i eksemplene ovenfor.

For at forurensningslovens § 7 annet ledd skal komme til anvendelse, forutsettes som hovedregel at den aktuelle forurensningen er ulovlig. Spørsmålet blir dernest hvordan man skal få ryddet opp i forurensninger og avfallsdeponeringer som i sin tid var lovlige, men som senere viser seg å ha betydelige skadevirkninger (de såkalte «gamle synder»).

Fordi naturen har en viss evne til selvrensing, kan problemene med tidligere tiders forurensninger i en del tilfeller løses ved å redusere de fremtidige utslipp. F.eks. medfører treforedlingsindustriens reduserte utslipp av næringssalter og organisk materiale en gradvis bedring i resipentene etter som effekten av tidligere utslipp fortaper seg. At forurensningsmyndigheten ved fastsettelsen av nye utslipps-

krav kan legge vekt på den forurensningsbelastningen resipienten allerede har vært utsatt for, er det ikke tvil om.

Litt annerledes blir situasjonen dersom det må iverksettes tiltak direkte rettet mot den tidligere forurensningen. F.eks. kan det være nødvendig å dekke til fjordbunnen med steinmasser for å hindre videre lekkasje av miljøgifter fra bedriftens tidligere utslipp. I forbindelse med at det fastsettes ny utslippstillatelse for bedriften, taler mye for at det med hjemmel i § 16 kan settes som vilkår at det iverksettes slike tiltak mot «gamle synder». Dette bl.a. fordi formuleringen i § 16 om at det kan fastsettes *«vilkår for å motvirke at forurensning fører til skader og ulemper»*, åpner for at tiltak mot tidligere forurensninger kan sees i sammenheng med tiltak rettet mot fremtidige utslipp.

Et annet spørsmål er om grunneierposisjonen i seg selv er tilstrekkelig til å bli pålagt å rydde opp i forurensninger eller avfallsdeponier som ikke var forbudt da de fant sted eller ble etablert på eiendommen. Forurensningslovens §§ 7 og 28 gjør grunneieren ansvarlig for forurensning og avfall på eiendommen, men for tidligere tillatt forurensning eller avfallsdeponering har det vært diskutert om opprydningsplikten kan komme i strid med Grunnlovens § 97 om at lover ikke kan gis tilbakevirkende kraft. Om dette uttaler professor Inge Lorange Backer i kapitlet om miljøretten i Knophs oversikt over Norges rett:

> .... grl. § 97 bør ikke sees som et hinder, selv om årsaken ligger i handlinger fra før forurensningslovens tid. Men jo fjernere tilknytningen er til dagens situasjon, desto mer kan tale for å vise en viss tilbakeholdenhet. (Knoph 1993, s. 1102)

5.2 PRODUKTKONTROLLOVEN

Innledning

Lov om produktkontroll av 11. juni 1976 nr. 79 (produktkontrolloven) ble foranlediget av at myndighetene i slutten av 60-årene og begynnelsen av 70-årene i økende grad ble opptatt av produkters skademuligheter. Dette fordi man hadde erfart at den stadig raskere strømmen av nye produkter kunne ha negative bivirkninger både i forhold til miljøet og menneskers helse.

Også før produktkontrolloven fantes det lover som skulle ivareta samfunnshensyn i forhold til forskjellige produkter, f.eks. sunnhetsloven av 1860, lov om tilsyn med næringsmidler av 1933, lov om legemidler av 1964, lov om brannfarlige varer av 1971 og lov om eksplosive varer av 1974. Det nye med produktkontrolloven er at den i utgangspunktet omfatter alle produkttyper og at den sterkt betoner miljøhensynene. Hovedhensynene bak tidligere lover hadde i første rekke vært helse, sikkerhet og arbeidsmiljø.

Fremdeles er det produktrelaterte miljøbestemmelser i andre lover enn produktkontrolloven, f.eks. vegtrafikkloven som har bestemmelser om kjøretøy, og sjødyktighetsloven med bestemmelser om skip (se *"Øvrig lovgivning som vedrører forurensningsspørsmål"* i kapittel 5.4 nedenfor).

Formål, virkeområde, myndighetsfordeling og internasjonale forpliktelser

I produktkontrollovens § 1 fremgår at:

> Denne lov har til formål å forebygge at produkt medfører helseskade, eller miljøforstyrrelse i form av forurensning, avfall, eller støy og lignende. Loven har videre til formål å forebygge at forbrukertjenester medfører helseskade.

Denne formålsbestemmelsen har betydning både som ramme omkring lovens virkeområde, og som begrensning av forvaltningens frie skjønn ved forskriftsfastsettelser og enkeltvedtak.

Om lovens saklige virkeområde bestemmer § 2 første ledd at loven *«kommer til anvendelse på tilvirkning, innførsel, omsetning, bruk og annen behandling av produkt»*.

I § 2 annet ledd presiseres at man med produkt mener *«råvare, hjelpestoff, halvfabrikat og ferdig vare av ethvert slag»*. Dette betyr både at loven ikke gjør unntak for spesielle produkter og at loven omfatter hele produktets livsløp fra råvare til avfall.

Lovens virkeområde er således temmelig vidt og overlapper til dels forurensningslovens virkeområde. Hovedprinsippet er imidlertid at mens produktkontrolloven regulerer forurensning fra produkter, så regulerer forurensningsloven i første rekke stasjonære forurensningskilder – herunder produksjonsprosesser.

To departementer har myndighet etter produktkontrolloven. Det er Miljøverndepartementet og Barne- og familiedepartementet. Myndigheten er fordelt slik at det er Miljøverndepartementet som har kompetanse etter loven til å forebygge at produkter medfører miljøforstyrrelser eller helseskade som følge av kjemiske egenskaper. Statens forurensningstilsyn har det administrative hovedansvaret for gjennomføringen av den delen av produktkontrolloven som er underlagt Miljøverndepartementet.

Norges internasjonale forpliktelser medfører vesentlige begrensninger i den nasjonale handlefrihet på produktkontrollområdet. Dette kommer vi bl.a. tilbake til i *"Handelspolitiske regimer"* i kapittel 8.

Aktsomhetsplikten, kunnskapsplikten og opplysningsplikten

Aktsomhetsplikten er fastslått i produktkontrollovens § 3 første ledd, hvor det står at:

> Den som tilvirker, innfører, bearbeider, omsetter, bruker eller på annen måte behandler produkt som kan medføre virkning som nevnt i § 1, skal vise aktsomhet og treffe rimelige tiltak for å forebygge og begrense slik virkning.

«Virkning som nevnt i § 1» er altså helseskade eller miljøforstyrrelse.

For å finne ut om aktsomhetsplikten er overtrådt, må det foretas en konkret vurdering. Aktsomhetsplikten gjelder både produsent, importør, senere salgsledd og forbruker, men de strengeste kravene må i utgangspunktet stilles til produsent og importør. Det er de som kjenner produktet best og som er nærmest til å ta ansvaret for produktets virkninger. For å oppfylle aktsomhetsplikten kan det f.eks. være nødvendig å fjerne skadelige stoffer fra produktet, sørge for at det blir forsvarlig embalert og merket, og at det blir utstyrt med en tilfredsstillende bruksanvisning.

At det skal treffes «rimelige tiltak», betyr ifølge forarbeidene til loven at det ikke er nødvendig å iverksette tiltak som medfører uforholdsmessig store utgifter eller praktiske vanskeligheter sett i forhold til det som oppnås med tiltaket.

Produktkontrollovens § 3 annet ledd inneholder følgende regel om *kunnskapsplikt*:

> Den som tilvirker eller innfører produkt plikter å skaffe seg slik kunnskap som er nødvendig for å vurdere om det kan medføre virkning som nevnt i § 1.

Kunnskapsplikten har sammenheng med aktsomhetsplikten og kan sies å være en presisering av denne. For å tilfredsstille aktsomhetsplikten må man sørge for å skaffe seg kunnskaper om produktets mulige skadevirkninger.

Kunnskapspliktens innhold må vurderes konkret. Gjelder det et velprøvet produkt som har vært på markedet i lengre tid uten at det har fremkommet opplysninger om skadevirkninger, vil man neppe være forpliktet til å fremskaffe ny kunnskap. Annerledes dersom nyere forskning eller tilbakemeldinger fra kunder gir grunn til mistanke om mulige skadevirkninger.

Dersom det dreier seg om et nytt produkt, må man gå aktivt til verks for å få opplyst om produktet kan ha skadevirkninger. Det betyr ikke at man nødvendigvis må foreta undersøkelsene selv. Kanskje er det etter en konkret vurdering tilstrekkelig å sette seg inn i de nyeste forskningsresultatene på det aktuelle området.

Kunnskapsplikten innebærer ikke noen plikt til å bringe opplysningene videre til myndighetene. En slik *opplysningsplikt* følger imidlertid av produktkontrollovens § 5 første punktum, som gir Miljøverndepartementet hjemmel til å kreve *«de opplysninger som er nødvendig for gjennomføringen av gjøremål etter loven»*.

I § 5 annet ledd utfylles opplysningsplikten med en plikt for produsent eller importør til å fremlegge *«representativ prøve av produktet»* eller iverksette *«undersøkelser som finnes nødvendig for å vurdere et produkts egenskaper og virkninger»*. Og av paragrafens tredje ledd følger at myndighetene selv kan iverksette slike undersøkelser og kreve utgiftene refundert av produsent eller importør *«når det finnes rimelig»*.

Myndighetene har behov for opplysninger om produktene for å ha et skikkelig grunnlag for å vurdere behovet for regulering, og da særlig i henhold til produktkontrollovens § 4, som behandles i neste avsnitt. For å kunne frembringe mest mulig opplysninger om nye produkter til overkommelige kostnader, er det viktig med et godt internasjonalt samarbeide på dette området.

Forskrifter med hjemmel i produktkontrollovens § 4

Produktkontrolloven omtales gjerne som en typisk fullmaktslov fordi den nærmere utformingen av regelverket på dette området i stor grad er overlatt til forvaltningen. Den viktigste bestemmelsen i så måte er produktkontrollovens § 4, som gir hjemmel til å fastsette forskrifter. Forutsetningen for å kunne fastsette forskrifter i henhold til § 4 er at det er *«påkrevet for å forebygge virkning som nevnt i § 1»*. Formålsbestemmelsen i § 1 setter altså en grense for forvaltningens kompetanse. At forskriften må være *«påkrevet»*, betyr at det ikke kan pålegges mer vidtgående plikter enn nødvendig i forhold til formålet. I og med at formålet er å *forebygge* helseskader og miljøforstyrrelser, må det kunne opereres med en viss sikkerhetsmargin. Det betyr at det kan være tilstrekkelig at det er en *fare for* skadevirkninger. Dette er i samsvar med «føre-var»-prinsippet.

Hva en forskrift etter § 4 kan inneholde, fremgår av paragrafens første ledd, som sier at det kan treffes vedtak om:

a) tilvirkning, innførsel, omsetning, merking, bruk og annen behandling av produkt,
b) retur- og panteordninger, gjenvinning og avfallsbehandling m.v. av produkt,
c) hvordan produkt skal være innrettet eller sammensatt, og maksimalgrenser for støy og utslipp av forurensende stoffer fra produkt,
d) at produkt ikke kan tilvirkes, innføres eller omsettes uten godkjenning,
e) forbud mot tilvirkning, innførsel, omsetning og bruk av produkt.

Forskrifter i henhold til § 4 vil gjerne inneholde regler som knytter an til flere av disse kategoriene.

Eksempler på forskrifter fastsatt av Miljøverndepartementet med hjemmel i produktkontrollovens § 4 er:

- Forskrift om klorfluorkarboner (KFK) og haloner av 1991 (se *"Reduksjon av ozonlaget"* i kapittel 27).
- Forskrift om polyklorerte bifenyler (PCB) fastsatt i 1979 med endringer i 1990 (se *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22).
- Forskrift om fosfater i vaskemidler og merking av vaskemiddelemballasje fastsatt i 1985 og endret i 1989 (se *"Overgjødsling"* i kapittel 23)
- Forskrifter om støy fra henholdsvis transportable kompressorer (fastsatt i 1980), motorgressklippere (fastsatt i 1982) og dozere, gravemaskiner og lastere (fastsatt i 1982), se *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24.
- Forskrift om retursystemer for emballasje til drikkevarer fastsatt i 1993 (se *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29).

Som vi har vært inne på tidligere overlater praktiseringen av § 4 mye til forvaltningens skjønn. Dette har sammenheng med at produktreguleringer krever konkrete vurderinger som det er vanskelig å basere på generelle regler, eller som det heter i forarbeidene til produktkontrolloven (Ot.prp nr. 51 for 1974-75):

> Hensynet til utbygging av en rasjonell kontroll tilsier at det må kunne tas i bruk en rekke forskjellige virkemidler eller kombinasjoner av virkemidler, og at de konkrete tiltak må avpasses etter de spesielle problemer som knytter seg til det enkelte produkt eller gruppe av produkter. Det er umulig å gi uttømmende regler på dette felt uten at de både vil bli svært detaljerte og kunne være til hinder for nødvendige tiltak.

Det fremheves også i forarbeidene at en snever fullmakt for forvaltningen vil kunne stå i veien for tiltak som må settes i verk på kort varsel. (Odelstingsproposisjonen s. 43). Pga. den raske utviklingen av nye produkter og ny kunnskap om bl.a. miljøkonsekvensene, bør regelverket på dette området være fleksibelt og åpent for nye prioriteringer.

5.3 PLAN- OG BYGNINGSLOVEN

Plan- og bygningsloven av 14. juni 1985 nr. 77 gjelder i utgangspunktet for hele landet herunder vassdrag. For indre sjøområder gjelder loven ut til grunnlinjene. Rørledninger i sjø for transport av petroleum omfattes ikke av loven. Som lovens tittel antyder, inneholder den både regler om planlegging og byggesaksbehandling. Det er særlig arealplanleggingen det skal redegjøres for her.

Når det gjelder forurensningsproblemene, er det i første rekke i forhold til de lokale problemer at arealplanlegging har en funksjon. Nye veger og boligområder bør f.eks. planlegges slik at lokalbefolkningen i minst mulig grad utsettes for luftforurensninger og støy fra samferdsel. Også for industri og annen virksomhet kan lokaliseringen ha betydning for de lokale forurensningskonsekvenser. Forurensningslovens § 11 tredje ledd har følgende bestemmelse:

> Forurensningsspørsmål skal om mulig søkes løst for større områder under ett og på grunnlag av oversiktsplaner og reguleringsplaner. Hvis virksomheten vil være i strid med endelige planer etter plan- og bygningsloven, skal forurensningsmyndigheten bare gi tillatelse etter forurensningsloven med samtykke fra planmyndigheten.

Arealdisponeringen kan også influere på forurensende utslipp med virkninger utover lokalmiljøet. Dette gjelder spesielt i forhold til forurensninger fra vegtrafikk, som i tillegg til å skape lokale problemer, bidrar til regionale og globale forurensningsproblemer (forsuring og drivhuseffekt, se *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 og *"Klimaendringer"* i 26). Det er en sammenheng mellom utbyggingsmønsteret og utviklingen i transportomfanget. Dessuten kan utbyggingsmønsteret i større eller mindre grad være tilpasset mulighetene for kollektiv transport og således påvirke transportmiddelfordelingen. Bl.a. på denne bakgrunn er det ved Kgl. res. av 20. august 1993 gitt rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging, som det er redegjort nærmere for i *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i avsnitt 24.1.4 i kapitlet om lokale luftforurensninger og støy.

På departementsplan er myndigheten etter plan- og bygningsloven delt mellom Miljøverndepartementet og Kommunal- og arbeidsdepartementet. Hovedlinjen i myndighetsfordelingen er at Miljøverndepartementet er ansvarlig for plandelen av loven, mens Kommunal- og arbeidsdepartementet har ansvaret for byggesaksdelen.

Planlegging har betydning på mange politikkområder. Formålsbestemmelsen i plan- og bygningsloven § 2 er derfor relativt vid og inkluderer bl.a. samordning av statlig, fylkeskommunal og kommunal virksomhet og sikring av barns oppvekstvilkår. I relasjon til forurensningsspørsmålene, er det nok formålet angitt i annet ledd som har størst betydning. Der står det at:

> Gjennom planlegging og ved særkilte krav til det enkelte byggetiltak skal loven legge til rette for at arealbruk og bebyggelse blir til størst mulig gavn for den enkelte og samfunnet.

Hovedtyngden av planleggingen etter plan- og bygningsloven finner sted i kommunene. Det følger av plan- og bygningsloven § 20-1 at det i hver kommune skal utarbeides en kommuneplan, som skal inneholde mål for utviklingen i kommunen, retningslinjer for sektorenes planlegging og en arealdel for forvaltningen av arealer og andre naturressurser. Kommuneplanen skal dessuten inneholde et samordnet handlingsprogram for sektorenes virksomhet i de nærmeste år.

På kommunalt nivå er det to typer bindende arealplaner. Det er kommuneplanens arealdel og reguleringsplaner. Bebyggelsesplaner kan brukes for utdyping av disse to. Kommuneplanens arealdel er relativt grovmasket og er først og fremst en oversiktsplan.

Arealplanene tar utgangspunkt i kart som angir hva det er meningen å bruke de forskjellige områdene til. En bindende arealplan innebærer at *omdisponering* av arealene ikke kan skje i strid med planen (uten at det først skjer en omregulering eller gis dispensasjon). I allerede utbygde områder vil således annet lovverk, som forurensningsloven, vegtrafikkloven ol., ha større relevans enn plan- og bygningsloven.

Videre kan arealplaner suppleres med utfyllende bestemmelser om utforming og bruk av arealer og bygninger i reguleringsområdet. I forbindelse med fastsettelse av reguleringsplan kan det f.eks. gis bestemmelser om støyskjerming av boligområder eller om driftstid for miljøforstyrrende virksomhet som f.eks. pukkverk eller skytebaner, jf. plan- og bygningsloven § 26. Forutsetningen er at de utfyllende bestemmelsene er av en slik art at de fremmer eller sikrer formålet med reguleringen.

For øvrig inneholder plan- og bygningsloven bestemmelser om hvordan planer utarbeidet på kommunalt nivå i konfliktsaker kan bringes inn for Miljøverndepartementet for endelig avgjørelse dersom mekling hos fylkesmannen ikke fører frem. Grunnlaget kan være innsigelse mot planen fra nabokommunen, fylkeskommunen eller ulike statlige fagmyndigheter.

En viktig forutsetning for å gi kommunene ansvaret for selv å vedta bindende arealplaner, er for øvrig at bestemmelser i loven om samarbeid, samråd, offentlighet og informasjon følges opp slik at også de interesser som ivaretas av sentrale og regionale myndigheter kommer med i kommunenes planvurdering. Saksbehandlingsbestemmelsene for planer har bl.a. som formål å sikre ivaretakelse av overordnede mål og rammer, et godt faglig innhold og at alle relevante opplysninger og interesser tas i betraktning. Bestemmelsene må følges opp aktivt av alle deltakerne i planprosessen bl.a. av hensyn til den samordnende funksjon planleggingen skal ha både mellom nivåene og sektorene.

Planleggingen på fylkesnivå er det regler om i plan- og bygningsloven kapittel V. Det er fylkeskommunen som står for dette planarbeidet i samarbeid med kommunene. Fylkesplanen skal ivareta både fysiske, økonomiske, sosiale og kulturelle forhold i fylket. Planen kan gi retningslinjer for arealbruk i spørsmål der det er viktig at en ser på arealbruken ut over den enkelte kommune. Fylkesplanene godkjennes ved kongelig resolusjon.

I henhold til plan- og bygningsloven har Miljøverndepartementet fastsatt retningslinjer med veiledende grenseverdier for vegtrafikkstøy og flystøy. Et annet virkemiddel for å kunne ivareta nasjonale hensyn, er plan- og bygningsloven § 17-1 første ledd som gir hjemmel til å vedta *rikspolitiske retningslinjer (RPR)*. Formålet er å samordne nasjonale mål og interesser i forhold til kommune- og fylkesplanleggingen og å formidle disse til kommuner og fylkeskommuner i forkant av den lokale planprosessen.

RPR vedtas ved kongelig resolusjon. Direkte bindende for private aktører er RPR ikke, men de legger føringer for den lokale planleggingen i og med at kommunene er forpliktet til å legge dem til grunn i sine planer. Det kan fremmes innsigelse mot en lokal plan som strider mot en vedtatt RPR.

Det er en forutsetning at RPR brukes med varsomhet, slik at de bidrar til en oversiktlig og forutsigbar statlig politikk og at det ikke legges unødige bindinger på det kommunale selvstyret.

Regjeringen kan for øvrig i henhold til plan- og bygningsloven § 17-1 annet ledd fastsette *bindende* rikspolitiske bestemmelser, som bl.a. kan innebære at det i et nærmere avgrenset område nedlegges forbud mot å iverksette bygge- og anleggstiltak uten samtykke av departementet. Dessuten kan det i henhold til plan- og bygningsloven § 18 utarbeides statlig reguleringsplan dersom viktige statlige eller fylkeskommunale utbyggings-, anleggs- eller vernetiltak gjør det nødvendig eller andre samfunnsmessige hensyn tilsier det. Disse bestemmelsene benyttes i praksis sjelden.

Planlegging av riks- og fylkesveger har tradisjonelt foregått etter forskrift i medhold av §12 i vegloven av 21. juni 1963 nr.17. Veglovens § 12 ble imidlertid endret i 1989, og bestemmer nå at også planleggingen av riksveg, fylkesveg og kommunal veg skal skje i henhold til reglene i plan- og bygningsloven etter en overgangsperiode på 5 år, som utløp 1. juli 1994. Dette vil føre til at planlegging av veger i større grad sees i sammenheng med annen arealbruk.

I 1989 ble det tilføyd et nytt kapittel i plan- og bygningsloven om konsekvensutredninger (kap. VII-a). Formålet med slike utredninger er å klargjøre virkninger av tiltak som kan ha vesentlige konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn, jf. § 33-1. I henhold til § 33-3 med tilhørende forskrift avgrenses reglene til å gjelde tiltak av en viss størrelse, f.eks. anlegg av veg eller jernbane som krever investeringer på mer enn 200 mill. koner, og åpning av gruvevirksomhet som berører minst 50 dekar samlet overflate eller omfatter mer enn 500.000 m^3 masse.

Tidligst mulig under forberedelsen av slike tiltak skal tiltakshaver sende melding til fagdepartementet om tiltaket. Meldingen sendes på høring til berørte inter-

esser. På bakgrunn av meldingen og høringsuttalelsene tas det stilling til om utredningsplikten er oppfylt eller om det skal foretas konsekvensutredning. Hovedregelen er at det stilles krav om konsekvensutredning for tiltak som har vesentlige virkninger som ikke er tilfredsstillende klargjort, eller i de tilfeller det hersker stor usikkerhet om virkningene.

I saker om konsekvensutredninger er det fagdepartementet som har hovedansvaret for håndheving og saksbehandling. Fagdepartement er f.eks. Nærings- og energidepartementet i forhold til slikt som bygging av rørledningssystem for transport av olje og gass, samt bygg og anlegg med investeringer over 250 mill. kroner, og Samferdselsdepartementet i forhold til anlegg av veg eller jernbane. Samferdselsdepartementet har imidlertid delegert sin myndighet til Vegdirektoratet, NSB og Luftfartsverket.

Selv om fagdepartementet har hovedansvaret for dette regelverket, må sakene forelegges Miljøverndepartementet når det skal tas stilling til om meldingen godkjennes, om det skal foretas konsekvensutredning, fastsettelse av utredningsprogram og om en fremlagt konsekvensutredning skal godkjennes.

For at bestemmelsene om konsekvensutredninger skal kunne tjene sitt formål heter det i § 33-6 siste ledd:

> Konsekvensutredningen skal følge søknad etter plan- og bygningsloven eller annen lovgivning. Slik søknad kan ikke ferdigbehandles før utredningsplikten er oppfylt.

Norge er gjennom EØS-avtalen forpliktet til å innarbeide i norsk lovgivning EUs rådsdirektiv 85/337 om vurdering av visse offentlige og private prosjekters miljøvirkninger. Et lovforslag om nye bestemmelser om konsekvensutredninger legges frem for Stortinget i 1994 og nye forskrifter vil bli vedtatt i første halvår 1995.

5.4 ØVRIG LOVGIVNING SOM VEDRØRER FORURENSNINGSSPØRSMÅL

I 1987 fikk *kommunehelsetjenesteloven* av 19. november 1982 nr. 66 et *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4a om miljørettet helsevern. Miljøbegrepet er i denne forbindelse meget vidt og omfatter *«blant annet biologiske, kjemiske, fysiske og sosiale miljøfaktorer»* (§ 4a-1). I den grad slike faktorer direkte eller indirekte kan ha innvirkning på helsen, kommer bestemmelsene om miljørettet helsevern til anvendelse.

I § 4a-1 gis Sosialdepartementet hjemmel til å gi forskrifter om miljørettet helsevern. Slike forskrifter kan bl.a. berøre lokale forurensningsproblemer, f.eks. gjennom bestemmelser knyttet til drikkevannskvalitet, badevannskvalitet, hygieniske forhold i forbindelse med avfallsbehandling ol.

På lokalt plan er ansvaret for miljørettet helsevern primært lagt til kommunenes helse- og sosialstyre, med en viss adgang til delegasjon av myndighet til den medisinsk-faglig ansvarlige lege. Helse- og sosialstyret kan i henhold til § 4a-6 og § 4a-8 påby retting eller stansing av helseskadelig forurensende virksomhet. Myndigheten er imidlertid begrenset til å treffe enkeltvedtak. Hjemmelen til å gi forskrifter er altså forbeholdt Sosialdepartementet. Helse- og sosialstyrets vedtak kan påklages til fylkesmannen.

Deler av forurensningsproblematikken ligger således i grenseland mellom forurensningsloven og helselovgivningen. Hvilket regelverk som skal benyttes kan derfor til dels være et skjønnsspørsmål, hvor lovenes noe ulike formål bør være retningsgivende. Fordi lovenes formål til dels overlapper hverandre, er det uansett behov for samordning mellom miljø- og helsemyndigheter både på kommunalt og statlig nivå. I saker om utslippstillatelse til forurensende virksomhet, foretas sam-

ordningen ved at forurensningsmyndighetene innhenter uttalelse fra kommunale helsemyndigheter.

Når det spesielt gjelder støysaker, er myndigheten ytterligere spredt (se *"Organiseringen av virkemiddelbruken overfor lokale luftforurensninger og støy"* i avsnitt 24.1.4.3), slik at det bl.a. også er et koordineringsbehov i forhold til støyretningslinjene i henhold til plan- og bygningsloven.

Som det ble redegjort for i *"Forurensningsloven"* i avsnitt 5.1, gjelder ikke forurensningsloven utslipp fra det enkelte transportmiddel. I stedet er det i henhold til *vegtrafikkloven* av 18. juni 1965 nr. 4 kapittel III gitt kjøretøyforskrifter som bl.a. inneholder bestemmelser om støy- og avgasskrav for kjøretøy. Også andre bestemmelser i vegtrafikkloven er relevante i miljøsammenheng, se nærmere om dette i *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24 om lokale luftforurensninger og støy.

Med hjemmel i § 13 i *vegloven* av 21. juni 1963 nr. 23 og tilhørende forskrifter kan samferdselmyndighetene fastsette såkalte vegnormaler. Normalene er nylig revidert og inneholder bl.a. egne kapitler om støybegrensende og fartsdempende tiltak.

I formålsbestemmelsen i § 1 i *samferdselsloven* av 4. juni 1976 nr. 63 heter det bl.a. at loven skal *«vere ein reiskap i arbeidet med å minske støy og miljøureining»*.

Loven gir hjemler for å regulere markedet for transport av gods og personer. Miljøhensyn vil f.eks. være et relevant argument når det vurderes om det skal gis tillatelse til å opprette ekspressbussruter parallelt med eksisterende jernbanenett.

Skipsforurensninger reguleres i *lov om Statskontrol med Skibes Sjødygtighed m.v* av 9.juni 1903 nr. 7 *"Tyskland"* i kapittel 11. Miljøverndepartementet er tillagt den overordnede myndigheten på dette området med Sjøfartsdirektoratet som fagorgan. Forskrift om forurensning fra skip er fastsatt av Sjøfartsdirektoratet 16. juni 1983 med hjemmel i sjødyktighetsloven. Forskriften inneholder både bestemmelser om driftsutslipp fra skip og forholdsregler for å unngå akutte utslipp.

Petroleumsloven av 22. mars 1985 nr. 11 kan ha betydning som et miljøpolitisk virkemiddel på flere måter (se nærmere om dette i *"Akutte forurensninger generelt, samt driftsutslipp til vann fra skip og petroleumsvirksomheten"* i kapittel 28). Det er med hjemmel i denne loven det gis tillatelse til leting etter og utvinning av petroleum i norske sjøområder (jf. §§ 7 og 8), og således bl.a. bestemmes i hvilken utstrekning sårbare områder utsettes for forurensninger fra petroleumsvirksomhet. Regler med sikte på å hindre akutte utslipp fra petroleumsvirksomheten og om beredskap m.v. er også hjemlet i petroleumsloven (mens driftsutslippene som nevnt reguleres av forurensningsloven).

Som nevnt i *"Regler om erstatning for forurensningsskade"* i avsnitt 4.3 ovenfor, inneholder petroleumsloven egne regler om erstatningsansvar for forurensningsskade.

Oljeplattformer og lignende innretninger vil kunne representere et avfalls- og forurensningsproblem når bruken av dem opphører. I slike tilfeller har Nærings- og energidepartementet hjemmel i petroleumslovens § 30 til å kreve innretningene fjernet. Spørsmål i tilknytning til disponeringen av oljevirksomhetens innretninger etter endt bruk er behandlet i NOU 1993: 25. Petroleumslovutvalget foreslår i utredningen at § 30 i petroleumsloven erstattes av seks nye bestemmelser. Formålet er å øke forutberegneligheten bl.a. med tanke på hvilke forhold det skal tas hensyn til, når relevante opplysninger skal fremlegges og når det offentlige skal treffe sin beslutning. Sentralt i utredningen er et forslag om at rettighetshaveren på et tidlig tidspunkt skal fremlegge en avslutningsplan med en vurdering av ulike disponeringsalternativer bl.a. ut fra miljøhensyn.

I henhold til lov av 25. april 1986 nr. 11 om fordeling av utgifter til fjerning av innretninger på kontinentalsokkelen, skal staten dekke en vesentlig andel av omkostningene ved fjerningen.

5.5 HÅNDHEVING AV REGELVERKET

Som det vil bli redegjort for i *"Forutsetningen om at miljøreguleringene etterleves"* i kapittel 17, er det ikke tilstrekkelig å vedta reguleringer av forurensende virksomhet. Man må også sørge for at reguleringene blir overholdt. Det er blant annet nødvendig med sanksjoner mot overtredelser. Både forvaltningen og domstolene har slike sanksjonsmuligheter.

Blant *forvaltningens sanksjonsmuligheter* nevnes først at myndighetene i enkelte tilfeller har adgang til *selv å iverksette de pålagte tiltak*. Det viktigste eksempelet er hjemmelen i forurensningslovens § 74 for at forurensningsmyndighetenes pålegg om iverksetting av forurensningsbegrensende tiltak i henhold til § 7 fjerde ledd kan håndheves på denne måten. Det offentliges utgifter ved iverksettelsen kan kreves refundert av den ansvarlige, jf. forurensningslovens § 76.

En praktisk viktig sanksjonsmulighet for forvaltningen er pålegg om *tvangsmulkt*. I forurensningsloven er tvangsmulkten kalt forurensningsgebyr. Fastsettelsen av forurensningsgebyr har hjemmel i forurensningslovens § 73, hvor det i annet ledd heter at:

> Forurensningsgebyr kan fastsettes når overtredelsen av loven eller vedtak i medhold av loven er oppdaget. Forurensningsgebyret begynner å løpe dersom den ansvarlige oversitter den frist for retting av forholdet som forurensningsmyndighetene har fastsatt. Forurensningsgebyr kan også fastsettes på forhånd og løper da fra eventuell overtredelse tar til.

Et eksempel på anvendelse av dette regelverket er hvor Statens forurensningstilsyn har gitt en bedrift pålegg om utslippsreduksjon innen en viss frist, og hvor bedriften må installere et nytt renseanlegg for å få til dette. Dersom ikke renseanlegget blir ferdig i tide, kan Statens forurensningstilsyn velge å fastsette en ny frist, samtidig som det knyttes et forurensningsgebyr til overtredelse av fristen, f.eks. slik at bedriften må betale kr. 10.000,- for hver dag fristen overskrides.

Det vil bare unntaksvis være aktuelt å benytte forurensningsgebyr første gang det fastsettes en frist. Et eksempel kan være at den ansvarlige på forhånd sier at han ikke vil gjennomføre det tiltaket det er snakk om.

Som reaksjon på overtredelser av industriens utslippstillatelser, fastsatte Statens forurensningstilsyn i perioden 1989 til 1990 forurensningsgebyr i 52 saker. Størrelsen på forurensningsgebyrene varierte stort sett fra kr. 250,- til kr. 5.000,- pr. dag fristen ble overskredet. I en sak ble imidlertid gebyret fastsatt til kr. 40.000,- pr. dag og i en annen til kr. 10.000,-. Bare i 4 av de aktuelle sakene forfalt forurensningsgebyret til betaling. I de øvrige sakene ble tiltakene gjennomført innen tidsfristene (Ness 1993).

Hjemmelen for bruk av forurensningsgebyr gjelder generelt for overtredelser av forurensningsloven – både bestemmelsene om forurensninger og om avfall. Også vedtak i henhold til loven omfattes av hjemmelen, slik at det f.eks. kan fastsettes forurensningsgebyr i forbindelse med pålegg om tetting av gjødselkjellere i henhold til husdyrgjødselforskriften.

Produktkontrollovens § 13 åpner også for ileggelse av tvangsmulkt ved overtredelser av regelverket. Det samme gjør kommunehelsetjenestelovens § 4a-7 i forhold til bestemmelser om miljørettet helsevern.

I de fleste forvaltningslover er det bestemmelser om *straff* for uaktsom eller forsettlig overtredelse av regelverket, jf. bl.a. forurensningslovens §§ 78 og 79, produktkontrollovens § 12, og plan- og bygningslovens §§ 110 til 112.

I henhold til straffelovens § 48 a) kan både selskaper, foreninger og andre juridiske personer straffes for miljøkriminalitet. I en høyesterettsdom fra 1989 (Rettstidende 1989, s. 733) er det et eksempel på at en kommune ble idømt en bot for overtredelse av forurensningsloven i forbindelse med drift av et forbrenningsanlegg for avfall.

Både i forurensningsloven og produktkontrolloven er strafferammen i utgangspunktet bøter eller fengsel inntil 3 måneder. I forurensningsloven heves imidertid strafferammen ved nærmere bestemte skjerpende omstendigheter. I tillegg ble det i 1993 vedtatt en såkalt generalklausul om miljøkriminalitet som øker strafferammene for alvorlig miljøkriminalitet. Den ble inntatt i straffelovens § 152 b. Paragrafens første og annet ledd omhandler forurensningskriminalitet og lyder som følger:

> Med fengsel inntil 10 år straffes den som forsettlig eller grovt uaktsomt
> 1. forurenser luft, vann eller grunn slik at livsmiljøet i et område blir betydelig skadet eller trues av slik skade, eller
> 2. lagrer, etterlater eller tømmer avfall eller andre stoffer med nærliggende fare for følge som nevnt i nr. 1.

I straffeutmålingen vil domstolene foreta en helhetsvurdering av mange relevante momenter, bl.a. graden av skyld, overtredelsens omfang, eventuelle skadefølger og hvilke fordeler tiltalte kan ha hatt av overtredelsen.

I rettspraksis er det foreløpig bare to eksempler på at det er idømt ubetinget fengsel for overtredelse av forurensningsloven. Kristiansand byrett idømte i 1989 90 dagers ubetinget fengsel bl.a. på bakgrunn av domfeltes svært uforsvarlig håndtering av PCB-holdig avfall. Dette var hovedovertredelsen, men staffeutmålingen gjaldt også overtredelser av merverdiavgiftsloven og ligningsloven. I Høyesterettsdommen gjengitt i Rettstidende 1992 s. 1578 ble kapteinen på malmskipet M/S «Arisan» idømt 30 dagers ubetinget fengsel pluss en bot på kr. 30.000,- i forbindelse med skipsforlis ved øya Runde med påfølgende oljesøl.

Miljøkriminalitet straffes altså i de aller fleste tilfeller med bøter. Bøtenivået har vært økende, noe som bl.a. har sammenheng med at det alminnelige syn på miljøkriminalitet har blitt skjerpet. Flere industribedrifter har blitt ilagt bøter rundt 1 million kroner for brudd på forurensningsloven. I forbindelse med utmålingen av bøtestraff vil overtrederens økonomi ha stor betydning.

Ved bøtestraff er utgangspunktet gjerne at politiet utferdiger et forelegg. Dersom forelegget ikke vedtas, behandles saken av domstolene.

I forbindelse med straffesak kan det også treffes avgjørelse om *inndragning* av den økonomiske vinningen som er oppnådd ved straffbar miljøkriminalitet, jf. straffelovens § 34.

Overtredelse av vilkår fastsatt i utslippstillatelse etter forurensningsloven kan tenkes å gi grunnlag for *endring eller tilbaketrekking av utslippstillatelsen*. I forarbeidene til forurensningsloven ble det vurdert å ta inn en egen bestemmelse om dette, men resultatet ble at man i § 18 nr. 6 nøyde seg med å henvise til de ulovfestede omgjøringsreglene. I Ot.prp. nr. 11, 1979-80 gis følgende beskrivelse av de ulovfestede reglene på dette området:

> Dersom forurenseren ved alvorlige eller gjentatte overtredelser av vilkårene ikke kan antas å ha den tillit som er nødvendig for å drive den aktuelle virksomhet, kan tilltatelsen kalles tilbake, dels ut fra synsvinkelen bristende forutsetninger, og dersom forurensningene fører til alvorlige virkninger, ut fra almene hensyn.

Det er svært sjelden en utslippstillatelse trekkes tilbake i sin helhet pga. brudd på vilkårene. Noe mer vanlig er det at vilkårsbrudd medfører større eller mindre endringer i tillatelsen.

KAPITTEL 6

Juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk

6.1 GRUNNLOVSBESTEMMELSEN OM MILJØRETTIGHETER

Myndighetenes virkemiddelbruk må holde seg innenfor de rammer grunnloven setter. Virkemidler i strid med grunnloven kan settes til side av domstolene. *Grunnlovens §110b* om miljørettigheter ble vedtatt av Stortinget i 1992 og lyder som følger:

> Enhver har Ret til et Milieu som sikrer Sundhed og til en Natur hvis Produktionsævne og Mangfold bevares. Naturens Resscourcer skulle disponeres ud fra en langsiktig og alsidig Betraktning, der ivaretager denne Ret ogsaa for Efterslægten.
>
> For at ivaretage deres Ret i henhold til foregaaende Led, ere Borgerne berettigede til Kundskab om Naturmilieuets tilstand og om Virkningerne af planlagte og iværksatte Indgreb i Naturen.
>
> Statens myndigheder give nærmere Bestemmelser til at gjennemføre disse Grundsætninger.

Paragrafens første ledd inneholder de viktigste miljørettslige prinsippene, som at befolkningen skal beskyttes mot helseskadelig forurensning, at naturens mangfold skal sikres og at miljøet ikke forringes for fremtidige generasjoner. I annet ledd gis borgerne rett til informasjon om miljøtilstanden, samtidig som det forutsettes at det ved naturinngrep skal foretas konsekvensutredninger som også skal gjøres kjent for borgerne.

Grunnlovsbestemmelsen vil være retningsgivende for lovgivningen og forvaltningens myndighetsutøvelse, og dessuten ha betydning for tolkningen av lover og andre regler. Slik Grunnlovens § 110 b er formulert er det imidlertid begrenset i hvilken utstrekning den vil kunne tjene som selvstendig rettighetshjemmel for private aktører.

6.2 LEGALITETSPRINSIPPET

Et prinsipp som ikke er direkte nedfelt i grunnloven, men som regnes for å ha grunnlovs rang er det såkalte legalitetsprinsippet, som innebærer at myndighetene må ha lovhjemmel for bestemte typer pålegg eller inngrep ovenfor private aktører. At prinsippet har grunnlovs rang, innebærer at det bare kan endres gjennom prosedyrene for grunnlovsendringer.

Utgangspunktet for legalitetsprinsippet er at myndighetene må ha et rettslig grunnlag for å pålegge aktørene byrder eller plikter – enten dette gjelder inngrep i form av faktiske handlinger (som f.eks. at en bedrift må tåle inspeksjon av renseanlegg og utslippskilder), eller i form av beslutninger (som f.eks. at det fastsettes restriksjoner på bruk av privatbil i byområder). Det rettslige grunnlaget kan bl.a. være at det offentlige har eiendomsrett (som f.eks. kan gi grunnlag for å fastsette parkeringsrestriksjoner) eller at det inngås avtale mellom vedkommende offentlige myndighet og den enkelte. Dersom det ikke foreligger noe slikt spesielt grunnlag, følger det av legalitetsprinsippet at private aktører bare kan pålegges plikter gjennom Stortingets lovgivning eller med hjemmel i den.

6.3 REGLER OM SAKSBEHANDLINGEN I OFFENTLIG FORVALTNING

Innledning om forvaltningsloven

Forvaltningsloven av 10. februar 1967 trekker opp de generelle prinsipper for saksbehandlingen i offentlig forvaltning. Den gjelder for all virksomhet som drives av forvaltningsorganer, med mindre annet er bestemt i egne lover.

Det finnes en del særregler om saksbehandling m.v. i spesiallovgivning. Et vanlig mønster er at det i spesiallovgivningen sies at forvaltningslovens regler gjelder med mindre annet er uttrykkelig sagt. De særregler som eventuelt er gitt i spesialloven, er regler som skal møte spesielle behov på vedkommende felt. Som oftest går slike regler lenger i å vareta borgernes og allmennhetens interesser enn det som følger av forvaltningslovens alminnelige regler – eller de presiserer borgernes rettigheter i forhold til de generelle formuleringene i forvaltningsloven. Derved skapes større klarhet. Ressursforvaltning og miljøvern er et område hvor det er behov for særregler, spesielt for å sikre at miljøhensyn og andre allmenne interesser blir ivaretatt i saksbehandlingen. Det er eksempler på slike regler både i plan- og bygningsloven, naturvernloven, forurensningsloven og produktkontrolloven.

I vårt system er hensynet til borgernes rettssikkerhet blitt tillagt forholdsvis stor vekt i forhold til ønsket om en kostnadseffektiv forvaltning. Til tross for debatten om og tiltakene for en mer effektiv forvaltning, synes man ikke innstilt på å la dette skje på bekostning av borgernes rettssikkerhet. Tvert imot går vel tendensen snarere i retning av stadig sterkere rettssikkerhetsgarantier i form av større grad av åpenhet, medvirkning osv.

I det følgende presenteres noen av de saksbehandlingsreglene som særlig har betydning for forvaltningens bruk av tid og ressurser. Et hovedskille i forvaltningsloven går mellom enkeltvedtak og forskrifter. Enkeltvedtak etter loven er *«vedtak som gjelder rettigheter eller plikter til en eller flere bestemte personer»* (forvaltningslovens § 2 b). Saksbehandlingsreglene for forskrifter er mindre omfattende enn for enkeltvedtak. Forskrifter er *«vedtak som gjelder rettigheter eller plikter til et ubestemt antall eller en ubestemt krets av personer»* (forvaltningslovens § 2 c).

Saksbehandlingsregler for enkeltvedtak

Det følger av forvaltningslovens § 17 at:

> Forvaltningsorganet skal påse at saken er så godt opplyst som mulig før vedtak treffes.

Forvaltningens kapasitet setter grenser for hvor langt den selv kan foreta undersøkelser. I praksis vil forvaltningsorganet i betydelig grad måtte bygge på det partene presenterer. Men dette fører lett til et ensidig grunnlag – f.eks. i saker hvor en part ønsker konsesjon, tillatelse til utbygging ol., som berører mange interesser og hensyn. I slike saker blir forvaltningsloven for upresis. Derfor er det vedtatt særlige saksbehandlingsregler for mange av de sakstyper som berører et stort antall private interesser og allmenne hensyn, herunder miljøhensyn.

Etter forvaltningslovens § 16 har en part i en forvaltningssak *rett til å bli varslet* før vedtak treffes og til å *uttale seg* innen en nærmere angitt frist.

Det hører med i dette bildet at en part i alminnelighet har *rett til å gjøre seg kjent med alle sakens dokumenter*, dog ikke dokumenter som forvaltningsorganet har utarbeidet for sin interne saksforberedelse.

Mange av reglene i forvaltningsloven, spesielt rettigheter for den enkelte i forbindelse med saksbehandling, er knyttet til *begrepet «part»*. Parten har som nevnt krav på forhåndsvarsling, på å se sakens dokumenter, til å uttale seg osv.

I forvaltningslovens § 2 e) er *«part»* definert som *«person som en avgjørelse retter seg mot eller som saken ellers direkte gjelder»*. Med *«person»* menes naturligvis også juridisk person – selskaper, organisasjoner osv.

Formuleringen i § 2 e) er ikke entydig, og det kan ofte være tvil om hvorvidt en som er interessert i en sak, har rettigheter som part etter loven. Rettspraksis og teori har holdt en forholdsvis stram linje her.

På miljøområdet er det av spesiell betydning at «allmenne interesser» i alminnelighet ikke gir publikum rettigheter som part etter forvaltningsloven. F.eks. er ikke fritidsfiskere i en elv «parter» i en sak om forurensende utslipp til elven.

Det betyr selvfølgelig ikke at slike hensyn og interesser kan overses. Det ville være i strid med alminnelige forvaltningsrettslige prinsipper. Derfor har vi i norsk rett som nevnt lenge hatt egne regler i de forskjellige særlover om hvordan naboers og allmennhetens interesser skal trekkes inn i saksbehandlingen. F.eks. har Miljøverndepartementet fastsatt en egen forskrift om saksbehandling etter forurensningsloven, som bl.a. inneholder regler om forhåndsvarsel ved offentlig kunngjøring og utlegging av saksdokumenter til offentlig gjennomsyn.

I tillegg kommer de alminnelige regler om offentlighet i forvaltningen til anvendelse, jf. lov om offentlighet i forvaltningen av 19. juni 1970 nr. 69. Her er som kjent hovedregelen at forvaltningens saksdokumenter er offentlige, og at enhver kan gjøre seg kjent med innholdet av dokumenter i en bestemt sak.

Vår forvaltningsrett bygger altså på utstrakt offentlighet og åpenhet i saksbehandlingen. Dette setter viktige prinsipper for forurensningsmyndighetenes saksbehandling og forhold til publikum.

Videre skal enkeltvedtak være skriftlige, og de skal begrunnes. I forvaltningslovens kapittel V gis det nærmere regler om begrunnelsens innhold. Partene skal dessuten underrettes skriftlig om vedtakene.

Det er et generelt prinsipp i vår forvaltning at et *forvaltningsvedtak kan påklages*. De generelle regler om dette finnes i forvaltningslovens kapittel VI.

Klagebehandlingen skal i vårt system skje i to trinn. Klagen sendes (innen klagefristen, som normalt er 3 uker) til den instans som har fattet vedtaket. Denne instansen skal først foreta de undersøkelser klagen gir grunn til, og vurdere om den vil endre vedtaket. Den kan selv *«oppheve eller endre vedtaket dersom den finner klagen begrunnet»* (forvaltningslovens § 34). Gjør den det ikke, skal den tilrettelegge saken og oversende dokumentene til klageinstansen – det overordnete forvaltningsorgan. Klageinstansen kan normalt *«prøve alle sider av saken og herunder ta hensyn til nye omstendigheter»*. Den har selvstendig plikt til å undersøke og vurdere alle forhold som er relevante for klagebehandlingen, og kan også ta opp forhold som ikke er berørt av klageren. Det følger av dette at også klagebehandlingen kan bli meget ressurskrevende.

Det er den som er *«part»* i saken, eller annen med *«rettslig klageinteresse»* som kan klage (forvaltningslovens § 28). Uttrykket *«part»* er her forholdsvis klart, jf. ovenfor, mens *«rettslig klageinteresse»* er et mer upresist begrep. Utgangspunktet er det generelle krav om *«rettslig interesse»* for å kunne reise sak for domstolene etter tvistemålsloven. Det er en sikker oppfatning at *«rettslig klageinteresse»* etter forvaltningsloven stort sett er sammenfallende med, men likevel et noe videre begrep enn *«rettslig interesse»* etter tvistemålsloven.

Det er usikkert i hvilken utstrekning enkeltpersoner som berøres av et vedtak om utslippstillatelse for en forurensende virksomhet, vil kunne påklage vedtaket. De nære naboer, som får sin eiendom direkte berørt – og kanskje redusert i verdi –

vil nok anses å ha rettslig interesse. Men det blir en glidende overgang over mot personer som bare blir mindre sjenert på forskjellige måter. Som alminnelig regel vil ikke de som utøver allemannsrett (f.eks. ferdsel i et friluftsområde, fritt fiske osv.) anses å ha rettslig interesse.

Et særlig spørsmål er i hvilken utstrekning *organisasjoner* skal anses å ha rettslig interesse (og rettslig klageinteresse). Her har det vært en utvikling i Høysteretts praksis i en stadig mer liberal retning (se ovenfor i *"Regler om erstatning for forurensningsskade"* i avsnitt 4.3). I praksis har miljøvernorganisasjoner i betydelig utstrekning påklaget avgjørelser, f.eks. truffet av Statens forurensningstilsyn, uten at deres rettslige klageinteresse er blitt bestridt fra statens side.

Spørsmålet om forvaltningen kan *omgjøre vedtak* av eget tiltak uten at vedtaket er påklaget, er rettslig komplisert. Det er imidlertid et viktig spørsmål nettopp på miljøområdet, fordi nye kunnskaper om miljøvirkninger, ny teknologi og endrede holdninger ofte gjør det ønskelig å kunne endre – eller endog oppheve – tidligere gitte tillatelser f.eks. til utslipp. På den annen side står hensynet til at borgerne skal kunne innrette seg etter en tillatelse gitt av offentlige myndigheter – uten risiko for plutselige endringer.

Det er egne regler om forvaltningens adgang til omgjøring i forvaltningslovens § 35. Utgangspunktet er her at omgjøringsadgangen etter loven er ganske begrenset, og særlig gjelder det når omgjøringen vil være til skade for *«noen som vedtaket retter seg mot eller direkte tilgodeser»* Men § 35 regulerer ikke forholdet uttømmende. Det kan gis særlige regler om omgjøringsadgangen i spesielle lover, og det kan gis bestemmelser om omgjøringsadgang i selve vedtaket. Det gjelder også ulovfestede regler om omgjøring – det som i § 35 siste ledd er kalt *«alminnelige forvaltningsrettslige regler»*. Forenklet sagt er det slik at omgjøring i visse tilfelle kan godtas på grunnlag av en avveiing av de forskjellige hensyn og interesser i saken. Jo viktigere det er å få omgjort vedtaket, og jo svakere interessene mot omgjøring er, jo lettere vil vår rettsorden akseptere en omgjøring.

Forurensningslovens § 18 inneholder en egen bestemmelse om adgangen til omgjøring av utslippstillatelser. Denne bestemmelsen vil det bli redegjort nærmere for i *"Det juridiske grunnlaget for og rammene omkring forurensningsmyndighetenes konsesjonsvedtak, herunder omgjøringsvedtak"* i avsnitt 21.1.1 i kapitlet om konsesjonssystemet. Hovedpoenget er at § 18 presiserer de alminnelige prinsipper om omgjøring, og dessuten går lenger i å gi mulighet for omgjøring, enn det som ellers ville følge av skrevne og uskrevne regler på dette området.

Saksbehandligsregler for forskrifter

Forvaltningslovens regler for behandling av forskrifter er vesentlig enklere enn for enkeltvedtak. Også her stilles det riktignok krav til forberedelsene. Forvaltningsorganet skal påse at saken er så godt opplyst som mulig før vedtak treffes, og berørte offentlige og private institusjoner og organisasjoner skal gis anledning til å uttale seg før forskriften blir utferdiget, endret eller opphevet. Det er også bestemte formkrav, som f.eks. at forskriften uttrykkelig skal henvise til den regel som gir forvaltningsorganet hjemmel til å utferdige forskriften, og at forskriften skal kunngjøres.

Men de fleste av de øvrige regler som gjelder for enkeltvedtak, gjelder ikke for forskrifter. Enkeltpersoner kan f.eks. ikke kreve forhåndsvarsling, det stilles ikke krav om begrunnelse av vedtaket, og det er ikke klageadgang. Det vil normalt heller ikke være formelle problemer med å endre en forskrift, selv om det skjer til ugunst for de berørte.

6.4 DOMSTOLSKONTROLLEN MED FORVALTNINGSVEDTAK

Det er i norsk rett et sikkert prinsipp at de vanlige domstoler kan prøve gyldigheten av vedtak i forvaltningen. Den som er misfornøyd med en forvaltningsavgjørelse kan – foruten å klage til overordnet organ – reise sak for domstolene.

Det er imidlertid grenser for hva domstolene kan prøve. De kan prøve om vedkommende rettsregel gir hjemmel til å treffe det aktuelle vedtak (det såkalte «rettsanvendelsesskjønnet»). Videre kan domstolene kjenne et vedtak ugyldig på det grunnlag at det er begått en saksbehandlingsfeil som kan ha virket bestemmende på vedtakets innhold. Dessuten er det i rettspraksis og juridisk teori utviklet en lære om myndighetsmisbruk, som innebærer at domstolene kan sette til side sterkt urimelige vedtak, vilkårlige vedtak, vedtak hvor det er foretatt usaklig forskjellsbehandling, eller hvor det er tatt utenforliggende hensyn.

Domstolene kan imidlertid som hovedregel *ikke* overprøve det såkalte «hensiktsmessighetsskjønn», som er myndighetenes vurdering av hvordan saken bør avgjøres innenfor de rammer loven setter, f.eks. spørsmålet *om* en tillatelse bør gis. Særlig klart er dette når regelen er formet som en vid skjønnsmessig adgang for myndigheten til å gi tillatelsen. De sentrale bestemmelser i miljøvernlovgivningen er nettopp regler av denne type. Et eksempel er forurensningslovens § 11 om utslippstillatelse til forurensende tiltak: «Forurensningsmyndighetene kan etter søknad gi tillatelse til virksomhet....osv.» (se nærmere om §11 i *"Forurensningsloven"* i avsnitt 5.1 ovenfor).

Domstolene overvåker om forvaltningen utøver sin myndighet i samsvar med og innenfor rammene av lover og regler. Miljøvernpolitikken innenfor disse rammene er derimot unndratt domstolenes kontroll. Det følger av dette at domstolenes rolle i betydelig grad er avhengig av hvordan de miljørettslige bestemmelsene i lover og forskrifter er formulert.

6.5 MULIGHETENE FOR BRUK AV AVTALER OG FORHANDLINGER SOM VIRKEMIDDEL I MILJØPOLITIKKEN

Avtaler mellom myndigheter og private aktører kan på enkelte områder tenkes å være et alternativ eller supplement til offentlig regulering. Spørsmålene om i hvilken utstrekning myndighetene har adgang til å inngå denne typen avtaler, og hvordan avtalene i tilfelle skal tolkes, reiser relativt kompliserte juridiske problemstillinger, bl.a. når det gjelder forholdet til reglene i forvaltningsloven. Det er lite lovregler på dette området. De viktigste rettskildene er derfor rettspraksis og juridisk teori.

En avtale kan innebære at en privat aktør forplikter seg til å foreta seg noe for på en eller annen måte å bidra til reduksjon av et forurensningsproblem. For å få inngått en slik avtale kan myndighetene f.eks. tilby økonomisk tilskudd eller unnlatelse av å gjennomføre annen regulering på det aktuelle området.

Forutsetningen for at det offentlige skal kunne inngå avtaler om økonomiske tilskudd er at man har sikret seg *den nødvendige budsjettmessige dekning*. I hvilken grad det er adgang til å *binde fremtidig myndighetsutøvelse*, er et mer omdiskutert spørsmål. Viktig i denne sammenheng er betenkelighetene ved at den sittende politiske ledelse f.eks. i et departement skal kunne binde sine etterfølgeres myndighetsutøvelse.

Når grensen skal trekkes mellom slik forhåndsbinding som kan godtas, og uakseptabel båndlegging av forvaltningsmyndighet, ser det ut til at det i rettspraksis og juridisk teori legges avgjørende vekt på konsekvensene av forhåndsbindingen. I Eckhoff (1991, s. 291) oppsummeres gjeldende rett på denne måten:

> Hovedsynspunktet må antagelig være at jo mer vidtgående bindingen er, og jo vanskeligere det er å forutsi hvilke konsekvenser den vil få, desto mindre grunn er det til å godta den. Ut fra dette syn er det som regel mer betenkelig å binde kompetansen til å gi forskrifter enn kompetansen til å treffe enkeltvedtak. Og stort sett er det nok mindre betenkelig at myndighetene binder seg positivt til å treffe et eller annet bestemt vedtak i fremtiden, enn at de binder seg til det negative å avstå fra å bruke sin kompetanse. For man har sjelden sikkerhet for at det ikke i fremtiden blir behov for å treffe noe vedtak av den art det gjelder. Det gjelder særlig hvis bindingen ikke er tidsbegrenset.

Det vil således kunne være store betenkeligheter knyttet til avståelse av myndighet til å regulere forurensende utslipp. Dette fordi muligheten for nye opplysninger om utslippenes skadevirkninger eller nye politiske prioriteringer gjør at det er viktig å beholde styringsmulighetene på dette området.

For å unngå de uheldige sidene ved forhåndsbinding av forvaltningsmyndighet, kan avtalen formuleres slik at bindingen ikke blir sterkere enn det som er hensiktsmessig. Avtalen mellom Norske Skog og Miljøverndepartementet inngått 3. desember 1992 kan illustrere dette. I avtalen forplikter Norske Skog seg til innen 1995 å bygge ut avsvertingskapasitet i Norge tilsvarende minimum 100 000 tonn returpapir i året. På sin side forplikter Miljøverndepartementet seg bl.a. til å *«arbeide for»* innføring av kildesortering *«med sikte på å nå»* et nærmere bestemt innsamlingsvolum. Deretter tilføyes at dette *«kan skje gjennom bruk av økonomiske og juridiske virkemidler m.v.»*. En avtalebestemmelse om investeringsstøtte er formulert slik:

> Innenfor de årlige budsjettmessige rammer vil Miljøverndepartementet bidra med investeringsstøtte til bygging av et avsvertingsanlegg. Beløp og vilkår vil bli nærmere spesifisert i et eget tilsagnsbrev på bakgrunn av en konkret søknad fra Norske Skogindustrier A.S.

Videre kan offentlig myndighetsutøvelse inngå i en avtale uten egentlig forhåndsbinding av myndighetsutøvelsen. I så fall blir selvfølgelig de rettslige betenkelighetene mindre. Et praktisk eksempel er at det innledes forhandlinger med en bransjeorganisasjon om at organisasjonen skal stå for innsamling og gjenvinning av en avfallsfraksjon, f.eks. bildekk. Myndighetenes bidrag til å få i stand en avtale kan bl.a. være forskrifter som sikrer bransjeorganisasjonen de nødvendige rammebetingelser. Etter at de innledende forhandlinger er avsluttet, sendes forskriften på høring sammen med avtaleutkastet. Slik kan forskriften vedtas på vanlig måte før avtalen undertegnes.

For myndighetene kan fordelen med en avtale være at man oppnår mer enn man kunne oppnådd med reguleringer. I eksempelet i forrige avsnitt kunne riktignok myndighetene gitt leverandørene av en produkttype pålegg om å ta avfallsproduktene i retur og sørge for en forsvarlig behandling eller gjenvinning, men det ville ikke vært hjemmel for å pålegge bransjen ansvaret for etablering og drift av et helhetlig system for innsamling og behandling/gjenvinning av avfallet.

Videre kan selve forhandlingsprosessen med en åpen kommunikasjon mellom de berørte parter sikre at alle relevante hensyn blir tatt i betraktning, slik at man kommer frem til løsninger som vil fungere i praksis. Frivillig avtale i stedet for regulering kan dessuten dempe potensielle motsetninger og øke sjansen for etterlevelse fra private aktørers side.

En fare ved avtaler mellom myndighetene og private aktører vil kunne være at myndighetene favoriserer ressurssterke forhandlingspartnere på bekostning av andre berørte parter og samfunnsinteresser. En avtale som ofte trekkes frem i denne forbindelse er avtalen fra 1971 mellom Løveskiold-Vækerø og Kommunaldeparte-

mentet om å tilgodese naturverninteresser i Nordmarka. Bakgrunnen var at departementet vurderte å opprette landskapsvernområder i Nordmarka i medhold av naturvernloven. Etter protester fra grunneierne ble det innledet forhandlinger, som endte med en avtale om at den største grunneieren skulle gi avkall på noen av sine planer om vegbygging m.v., mot at departementet ikke gikk videre med forslaget om opprettelse av naturvernområdene. Avtalen skulle gjelde for en 3-års periode. Det ble reist kritikk mot avtalen fordi den langt fra sikret naturverninteressene like godt som vernetiltak etter loven ville ha gjort.

Dersom en avtale inngås *«under utøving av offentlig myndighet»* følger det av forvaltningslovens § 2 første ledd, bokstav a at det skal følges samme prosedyre som for andre forvaltningsvedtak, noe som bl.a. innebærer at partene i saken skal få anledning til å uttale seg. Eksempler på avtaler som omfattes av dette, er tilsagn fra det offentliges side om ikke å bruke sin myndighet eller om å bruke sin myndighet på en bestemt måte.

I det hele tatt trenger det ikke i praksis være så stor forskjell mellom saksbehandlingen ved reguleringer og avtaleinngåelser. Også forut for reguleringer er det ofte kontakt mellom myndigheter og private aktører i form av høringsrunder, møter med berørte parter eller drøfting av konsesjonsvilkår.

Ulike frivillige ordninger kan være et alternativ til bindende avtaler og reguleringer. I hvilken grad myndighetene engasjerer seg i prosessen forut for slike ordninger vil variere. Et eksempel på frivillig ordning med miljøeffekt er at renseribransjen har laget et opplæringsprogram for personale som håndterer ozonreduserende stoffer, samtidig som bransjen sørger for oppgradering av maskinene for å redusere utslippene. Det er ikke inngått noen egentlig avtale mellom myndighetene og bransjen om dette, men bransjen mottar noe tilskuddsmidler fra det offentlige.

6.6 JURIDISKE PROBLEMSTILLINGER KNYTTET TIL MILJØAVGIFTER

Miljøavgifter må nødvendigvis ha en rettslig forankring. Det er derfor viktig å ha klart for seg hvilke muligheter og begrensninger som ligger i de juridiske rammebetingelsene.

Avgifter er en byrde som myndighetene pålegger borgerne. For å pålegge slike byrder må myndighetene vanligvis ha hjemmel i formell lov. Imidlertid er grunnlovens § 75 a tolket slik at skatter og avgifter – i motsetning til lover – vedtas av Stortinget i *plenum*, og at de bare kan vedtas med virkning fram til utgangen av det påfølgende år («ettårsregelen»).

Viktige juridiske problemstillinger knyttet til bruk av miljøavgifter er:

1. Hva som regnes som skatter og avgifter i grunnlovens forstand, og som dermed skal vedtas i plenum og bare for ett år av gangen – i motsetning til andre byrder, som eventuelt må pålegges ved formell lov og hvor tidsbegrensningen ikke gjelder (se *"Hvilke vedtak som omfattes av grunnlovens spesielle saksbehandlingsregler for skatter og avgifter"* i avsnitt 6.6.1)
2. I hvilken utstrekning Stortinget kan delegere myndighet til å ilegge avgifter til forvaltningen (se *"Stortingets adgang til delegasjon av myndighet til å pålegge avgifter"* i avsnitt 6.6.2)
3. Forholdet mellom pålegg om avgifter og grunnlovens bestemmelse om at det bare er domstolene som kan idømme straff (se *"Forholdet mellom avgiftsfastsettelse og grunnlovens bestemmelse om at det bare er domstolen som kan idømme straff"* i avsnitt 6.6.3)
4. Hvordan forvaltningslovens saksbehandlingsregler får anvendelse på fastsettel-

sen av avgifter (se *"Anvendelsen av forvaltningslovens saksbehandlingsregler på fastsettelsen av miljøavgifter."* i avsnitt 6.6.4)

6.6.1 Hvilke vedtak som omfattes av grunnlovens spesielle saksbehandlingsregler for skatter og avgifter

Et skatte- og avgiftssystem vil i alminnelighet bestå av minst tre elementer, nemlig avgiftsgrunnlaget, avgiftssatsene og innkrevingen.

Avgiftsgrunnlaget bestemmer hva det skal svares avgift av. Dette kan være definert helt enkelt (f.eks «pr. liter bensin») eller ytterst komplisert (jf. lovgivningen om skatt på inntekt og formue).

Selv om avgiftsgrunnlaget er å anse som en del av skattevedtaket etter grunnlovens §75a, er det i Stortinget lang praksis for at reglene om skatte- og avgiftsgrunnlag normalt fastsettes i lovs form. Et eksempel på dette er lov om avgift på utslipp av CO_2 i petroleumsvirksomheten på kontinentalsokkelen av 21. desember 1990 nr. 72. Etter Stortingets praksis treffes det ikke formelt vedtak om disse reglene hvert år, men hvis skattebeslutningen i plenum inneholder bestemmelser som strider mot lovreglene om avgiftsgrunnlaget, er det skattebeslutningen som gjelder.

Avgiftssatsene omfattes utvilsomt av Grunnlovens skattebegrep og vedtas av Stortinget i plenum hvert år med virkning ut det påfølgende år. Fastsettelsen av avgiftssatsene inngår i behandlingen av statsbudsjettets inntektsside, men satsene kan når som helst endres av Stortinget i plenum.

Innkrevingen, herunder hele systemet med skatteligning og skatteoppkreving, er rettslig sett ikke å betrakte som skattevedtak i Grunnlovens forstand. I og med at det normalt legges byrder på borgerne i forbindelse med innkrevingen, må regler om innkreving fastsettes i lovs form eller ha hjemmel i lov.

Grunnlovens § 75 a gjelder bare skatter og avgifter til staten. Det følger av dette at *skatter og avgifter til kommunen og fylkeskommunen* krever hjemmel i lov og at det neppe er noe grunnlovsmessig i veien for at de vedtas for flere år av gangen. Imidlertid vedtas også disse skattene og avgiftene for ett år av gangen i henhold til skattelovens § 139.

Gebyrer som må anses som betaling for å få utført en offentlig tjeneste, ligger utenfor skattebegrepet i grunnlovens § 75a. Det gjelder f.eks. kommunale avfallsgebyrer og vann- og kloakkgebyrer. Utenfor skattebegrepet faller dessuten *tvangsmulkt* (i forurensningsloven kalt «forurensningsgebyr») som påløper ved overtredelser av gitte pålegg.

Avgifter som tilbakeføres til de som betaler avgiften er også i flere høyesterettsavgjørelser blitt ansett for å kunne ligge utenfor grunnlovens skattebegrep. Dette har bl.a. vært tilfelle for avgifter på produkter eller eksport av produkter, som i neste omgang ble brukt til prisutjevnende tiltak på vedkommene produktområde (men ikke nødvendigvis for de samme produktene), jf. høyesterettsavgjørelsene gjengitt i Rettstidende 1952 s. 1089 og 1956 s. 952.

Det er ikke helt klart hvor grensen går for grunnlovens skattebegrep i denne sammenheng. At den aktuelle avgiften går inn i særskilte fond, kan i henhold til rettspraksis og juridisk teori være et moment, men er ikke utslagsgivende for hvordan avgiften betraktes. Det avgjørende er om det er tilstrekkelig nærhet mellom de virksomheter som pålegges avgiften og de formål avgiften brukes til, og om det i budsjettmessig sammenheng finnes en klar nok identifikasjon mellom de inntekter som bringes inn gjennom avgiften, og bruken av avgiftsinntektene. De fleste av disse ordningene er nå avviklet eller under avvikling.

Fordi grensene for grunnlovens skattebegrep på enkelte områder er flytende, vil Stortingets egen vurdering av grunnlovsmessighet i stor grad være avgjørende. Det

skal mye til for at en avgift vil bli satt til side av domstolene med den begrunnelse at Stortinget har vedtatt den i strid med grunnlovens formelle regler.

6.6.2 Stortingets adgang til delegasjon av myndighet til å pålegge avgifter

Muligheten for delegasjon av Stortingets myndighet til å ilegge skatter og avgifter har stor praktisk betydning i forbindelse med innføring av miljøavgifter. Dette gjelder i særlig grad dersom avgiften skal tilpasses den enkelte utslippskilde med sikte på økonomisk optimalisering, fordi det her vil være en grense for hvor detaljert informasjon det er hensiktsmessig for Stortinget å ta stilling til. En mulig ordning kan være at Stortinget trekker opp visse prinsipper og rammer, og at den mer detaljerte gjennomføringen overlates til forvaltningen. Et viktig hensyn i denne sammenheng vil være at delegeringen av avgiftsmyndighet skjer på en slik måte at sentrale statsmyndigheter beholder oversikten over det offentliges samlede skatter og avgifter.

Også i forhold til delegasjonsadgangen har det i rettspraksis og teori vært sondret mellom avgifter som ligger innenfor grunnlovens skattebegrep og de som ligger utenfor. Når avgiften faller utenfor skattebegrepet og er fastsatt med hjemmel i lov, er det i utgangspunktet de alminnelige reglene om delegasjon av lovgivningsmyndighet som gjelder. På områder som omfattes av grunnlovens skattebegrep skulle delegasjonsadgangen være mer begrenset. Nyere juridisk teori heller imidlertid i retning av at det er liten grunn til å skille mellom delegasjonsadgangen etter slike kriterier. Gjeldende lære i dag er nok i stedet at det er adgang til delegasjon av skatte- og avgiftsmyndighet etter omtrent de samme regler og prinsipper som for delegering av lovgivningsmyndighet. I hvert fall er rettstilstanden på dette området såpass uklar at det må bli opptil Stortinget selv å vurdere hvor langt det er tilrådelig å gå i å delegere myndighet til å fastsette miljøavgifter.

6.6.3 Forholdet mellom avgiftsfastsettelse og grunnlovens bestemmelse om at det bare er domstolen som kan idømme straff

Det følger av grunnlovens § 96 at det bare er domstolen som kan idømme straff. Dette prinsippet må tas i betraktning i forbindelse med utformingen av miljøavgifter. Forut for at forurensningsmyndighetene gjennom forurensningsloven fikk adgang til å fastsette tvangsmulkt (kalt «forurensningsgebyr»), ble forholdet til grunnlovens § 96 relativt grundig drøftet. Fra den utredningen som lå til grunn for lovforslaget, gjengir vi derfor følgende vurdering:

> Det er på det rene at en adgang for forurensningsmyndighetene til å fastsette tvangsmulkt, ikke strider mot grunnlovens § 96 om at ingen kan straffes uten etter dom, selv om tvangsmulkten tilfaller statskassen og under en synsvinkel kan sies å ramme overtrederen på samme måte som bøtestraff ville ha gjort. Ileggelse av tvangsmulkt har imidlertid ingen strafferettslige konsekvenser og medfører ikke anmerkning i strafferegisteret .....Men tvangsmulkt fastsatt av forurensningsmyndighetene lar seg trolig bare forene med grunnlovens § 96 når den kan virke som et pressmiddel. Blir tvangsmulkten fastsatt etter at et ulovlig forhold er oppdaget, kan den derfor løpe først fra det tidspunkt det er mulig å rette det ulovlige forhold.
>
> Forhåndsfastsatt tvangsmulkt – som tas inn som et vilkår i tillatelse eller forskrift – reiser ingen konstitusjonelle problemer dersom den er fiksert til et bestemt beløp. En slik beløpsfastsetting byr ikke på vansker dersom tvangsmulkten knyttes til overtredelse av et spesifisert vilkår. Noe mer tvilsomt kan det være hvis det på forhånd bare settes et maksimumsbeløp for tvangsmulkten, mens den endelige fastsetting innenfor denne grense skal

> skje etter at overtredelsen er skjedd. Innen rimelige grenser må trolig dette godtas også i forhold til grunnlovens § 96.....

En utslippsavgift som først inntrer ved overtredelse av en utslippstillatelse (en såkalt «overutslippsavgift») vil langt på vei svare til det någjeldende forurensningsgebyret, og må på tilsvarende måte utformes slik at avgiften ikke kommer i strid med grunnlovens § 96. Avgiften må derfor antagelig ha som formål å unngå overtredelser, og den må utformes i samsvar med dette. F.eks. vil det vel være nødvendig at avgiften overstiger de utgifter en bedrift sparer på å fortsette overtredelsen.

6.6.4 Anvendelsen av forvaltningslovens saksbehandlingsregler på fastsettelsen av miljøavgifter.

Forvaltningsloven kommer ikke direkte til anvendelse i forhold til avgifter som vedtas av Stortinget. Imidlertid kommer deler av forvaltningslovens bestemmelser til anvendelse på departementenes saksforberedelse.

Treffes avgiftsvedtaket av Regjeringen, departementer eller underliggende etater, gjelder derimot forvaltningslovens saksbehandlingsregler fullt ut. Saksbehandlingen vil være avhengig av hvordan avgiftsordningen er utformet, og spesielt om det treffes vedtak i individuelle tilfelle («enkeltvedtak»), eller om det fastsettes generelle regler («forskrifter»). Er avgiftsvedtaket å anse som enkeltvedtak, kommer de strenge reglene om saksforberedelse, begrunnelse, klageadgang osv. til anvendelse (se *"Regler om saksbehandlingen i offentlig forvaltning"* i avsnitt 6.3 ovenfor).

Selv om en avgift fastsettes i medhold av en forskrift, vil avgiftsfastsettelsen rettslig sett kunne bli å betrakte som et enkeltvedtak dersom det innenfor forskriftens ramme må skje en individuell *vurdering* av den enkelte avgiftspliktiges forhold (f.eks.: hvor mye og hva slags stoffer som slippes ut, hva de marginale skadekostnadene er osv.). Dersom dette imidlertid følger automatisk av visse faktiske forhold som er beskrevet i forskriften, stiller saken seg trolig annerledes.

Videre er det slik at selv om en avgiftsordning er generelt formulert, kan den bli å betrakte som enkeltvedtak dersom den bare rammer svært få og lett identifiserbare rettssubjekter, f.eks. en bransje med bare 1-3 bedrifter.

Del III
Internasjonale rammebetingelser for virkemiddelbruk

KAPITTEL 7

Oversikt over viktige problemstillinger

7.1 GENERELLE TREKK VED DET INTERNASJONALE MILJØARBEIDET

Økende internasjonal integrasjon øker behovet for å vurdere nasjonal politikk i en internasjonal kontekst, også miljøpolitikken. Dette gjelder særlig for et lite land med så åpen økonomi som Norge. I tillegg er en rekke alvorlige miljøproblemer av global eller grenseoverskridende karakter. Dette krever internasjonalt samarbeid om løsninger.

Norges størrelse betyr at våre bidrag til de regionale og globale miljøproblemene er relativt små. Samtidig kan disse problemene ha betydelig innvirkning på forholdene i Norge, jf. skadene fra sur nedbør. Bl.a. på denne bakgrunn har Norge vært en pådriver for å få til internasjonale miljøavtaler.

Norges størrelse betyr også at vi på de fleste områder importerer (teknologiske) løsninger fra andre. For de fleste produkter er vi en liten del av verdensmarkedet, slik at våre miljøpolitiske virkemidler gir produsentene i andre land små insentiver til å tilpasse seg dersom ikke andre land fører tilsvarende politikk.

Den økonomiske integrasjonen innebærer at verdenshandelen øker vesentlig raskere enn verdens verdiskapning. Innenfor handelsblokker og globalt foregår det derfor et arbeid med å sette regler for virkemiddelbruk for å unngå handelsvridninger, som også omfatter miljøområdet. I denne sammenheng vil det kunne oppstå motsetninger mellom behovet for standardisering av virkemidler av handelspolitiske hensyn og hensynet til en resipientorientert, kostnadseffektiv miljøpolitikk.

Fra et miljøsynspunkt vil noen former for konkurransevridninger kunne være ønskelige. Bærekraftige endringer av produksjons- og forbruksmønstre tilsier nemlig endringer i relative konkurransevilkår ut fra miljømessige forhold.

Det er etter hvert etablert en rekke bindende, internasjonale miljøavtaler. Enkelte avtaler legger føringer på nivået for den nasjonale innsatsen, mens andre også sier noe om hvordan de nasjonale og internasjonale målene skal nås, dvs. gir direkte føringer på tiltak og virkemiddelbruk. På noen områder, f.eks. klima, er kravene generelle og upresise. På andre områder, f.eks. miljøgifter, er de tildels meget spesifikke. Flere avtaler er nylig inngått eller reforhandlet – eller er under forhandlinger. En har derfor i mange tilfeller begrenset erfaring med hvordan de vil bli håndhevet. I de tilfeller hvor målene er angitt som utslippsreduksjoner vil landene stå relativt fritt i valg av tiltak og virkemidler, selv om det vil kunne være uttrykkelig presiserte unntak. I andre tilfeller, hvor kravene er av mer teknisk art, vil landene i utgangspunktet måtte gjennomføre de samme tiltak eller virkemidler, selv om dette ikke er like kostnadseffektivt eller like godt miljømessig begrunnet for alle land.

I tillegg til å forholde seg til avtalenes regelverk er det nødvendig å se hen til hva land som er viktige for oss faktisk gjør med hensyn til valg og dosering av virkemidler. For en del sektorer i Norge kan det ha stor betydning om en er i vesentlig utakt med andre land. I den grad avtalene ikke spesifiserer tiltak eller virkemiddelbruk, kan landene velge å regulere tilsvarende sektor eller bransje svært forskjellig.

Miljøavtalene har ulik juridisk karakter. Enkelte er folkerettslig bindende konvensjoner, mens andre er politiske viljeserklæringer (deklarasjoner). En har imidlertid selv for de bindende avtalene liten erfaring med og mulighet for sanksjoner dersom landene ikke følger opp sine forpliktelser.

Det substansielle innholdet i de internasjonale avtalene som er av betydning for utvalget, kan grovt deles inn på følgende måte:

– mer eller mindre presise mål for den miljøkvalitet som skal oppnås
– krav til nasjonale utslippsreduksjoner for bestemte stoffer; i form av samlet utslippsmengde og/eller prosentvise reduksjoner i utslippene
– utslippsstandarder for enkelte kilder og/eller krav til renseteknologi
– forbud/restriksjoner mht. produksjon og bruk m.v. av visse stoffer/produkter, eller tekniske spesifikasjonskrav til disse.

Flere avtaler har kombinasjoner av ovennevnte mål og tiltak.

I *"Handelspolitiske regimer"* i kapittel 8 vil det bli gitt en generell beskrivelse av den miljømessige betydningen av regelverket innenfor GATT og EU. Videre vil det i *"Bindinger på de enkelte innsatsområdene"* i kapittel 9 bli foretatt en gjennomgang av det eksisterende avtaleverket i forhold til de ulike miljøproblemene med sikte på å få frem hvilke bindinger/føringer dette har for valg av virkemidler i Norge. Det bør understrekes at det internasjonale regelverket på dette området er i rask utvikling og at bindingene derfor vil endre seg over tid. For øvrig kan det på enkelte områder være usikkerhet knyttet til tolkningen av det internasjonale regelverket.

7.2 NORSKE STANDPUNKTER TIL UTFORMINGEN AV INTERNASJONALE MILJØAVTALER

Grenseoverskridende miljøproblemer kan bare løses tilfredsstillende dersom tiltak blir gjennomført i mange land. Norge er et lite land som importerer en betydelig del av sine miljøproblemer og eksporterer en del av sine utslipp både til luft og vann. Dette er viktige faktorer som ligger bak det norske engasjement for ambisiøse internasjonale miljøavtaler.

«Førstegenerasjonsavtaler»

I det internasjonale avtaleverket som er vedtatt på forurensningsområdet har de åpenbare og betydelige miljøproblemene i stor grad ført til at siktemålet for forhandlingene har vært å få til betydelige reduksjoner i utslippene. Dette har gjort at man har konsentrert forhandlingene om enkle mål, og i mange avtaler er landene derfor blitt enige om like, prosentvise reduksjoner i utslipp av ulike stoffer innen fastsatte frister. Dette har skjedd relativt uavhengig av hva landene allerede har gjennomført av tiltak, kostnader ved nye tiltak og av resipientforholdene i ulike land. Disse avtalene omtales gjerne som «førstegenerasjonsavtaler».

«Annengenerasjonsavtaler»

Økt forståelse både av miljøproblemene og mulighetene for og kostnadene ved å løse dem, har gjort det mulig og nødvendig å fokusere mer på resipientorientering (tålegrenser) for ulike typer forurensning, og på kostnadseffektivitet. Hensikten er bl.a. at innsatsen skal settes inn der den kaster mest av seg – der man får mest miljø igjen pr. krone investert – uavhengig av landegrenser. Dette prinsippet har også ligget bak Norges synspunkter i ulike forhandlinger, og Norge har derfor arbeidet for at nye avtaler skal åpne for en slik tilnærming. Det er derfor tatt initiativ til mekanismer som skal sikre økt kostnadseffektivitet på tvers av landegrensene under Klimakonvensjonen – som åpner for at land gis adgang til «felles gjennomføring av forpliktelser» – og i den nye svovelprotokollen under ECE-konvensjonen om langtran-

sporterte, grenseoverskridende luftforurensninger, som ble undertegnet i Oslo i juni 1994. I den siste avtalen er forpliktelsene differensiert i forhold til tålegrenser og kostnader ved å redusere utslipp. I tillegg åpnes for felles gjennomføring av utslippsreduserende tiltak på tvers av landegrenser og gjennomføring av alternative tiltak med tilsvarende effekt som basiskravene.

På noen områder vil miljøproblemenes art og omfang og/eller avtalenes innhold gi forskjellig utslag for ulike land. Dette er særlig tydelig på klimaområdet, hvor virkemidlene er ment å ramme produkter av stor betydning for energitilgang og økonomisk utvikling, bl.a. med konsekvenser for utviklingsland. For øvrig vil omfattende tiltak for å begrense klimaendringer ventelig ha betydelige effekter på markedene for kull, olje og gass, og dermed for de land som eksporterer disse produktene. Videre er byrdefordelingsproblematikken knyttet til at noen land rammes særlig hardt av klimaendringene. På bakgrunn av denne type problemstillinger har Norge gått inn for at det må tas hensyn til en rimelig byrdefordeling i utformingen av ulike forpliktelser i de avtaler der dette er relevant. For likevel å kunne oppnå kostnadseffektivitet på tvers av landegrenser, bør det åpnes for felles oppfyllelse av utslippsforpliktelser, som innebærer at ett land kan gjennomføre tiltak i et annet og få dette kreditert i forhold til sitt eget utslippsregnskap.

Internasjonalt er det ulikt syn på hvordan miljøvernavtaler som baseres på prinsippene om kostnadseffektivitet over landegrensene og naturens tålegrense, skal utformes. Fastsettelse av tålegrenser for ulike forurensninger i ulike land og hva som er rimelig byrdefordeling og hensiktsmessige mekanismer for kostnadseffektiv gjennomføring over landegrensene, er vanskelige og omstridte spørsmål. For å komme frem til internasjonale avtaler, vil det derfor kunne være nødvendig å foreta tillempninger av de aktuelle prinsippene.

Når det gjelder reduksjon i utslipp av de mange svært skadelige miljøgiftene, som er et høyt prioritert internasjonalt satsingsområde, vil en tålegrensetilnærming være lite aktuelt, da målet for disse stoffene er full eller tilnærmet full utfasing. Tilsvarende vil kunne gjelde for ozonreduserende stoffer.

Økt erkjennelse av at ulike utslippskomponenter virker sammen og at enkeltkomponenter er årsak til flere typer miljøproblemer, gjør det ideelt sett ønskelig å vurdere virkemiddelbruken samlet ut fra deres totaleffekt. Dette burde også reflekteres i det internasjonale avtaleverket, men samspillseffektene er naturvitenskapelig sett meget kompliserte, samtidig som forhandlingene omkring enkeltkomponenter i seg selv er vanskelige. I forberedelsene for en ny NO_x -protokoll er det imidlertid bred oppslutning om å søke å legge grunnlaget for en effektorientert avtale, der forurensningsproblemene med tilknytning til utslipp av nitrogen behandles på en integrert og kostnadseffektiv måte.

Det er en svakhet ved miljøavtalene at de i stor grad mangler effektive sanksjonsmekanismer. Videre er det en ulempe for utviklingen av det internasjonale regelverket på dette området at inngåelsen av nye miljøavtaler forutsetter konsensus. Bl.a. Norge har sett det som ønskelig med større grad av flertallsbeslutninger (jf. Haagdeklarasjonen av 11. mars 1989, som tar til orde for nye folkerettslige prinsipper og mer effektive internasjonale beslutningsprosesser).

KAPITTEL 8

Handelspolitiske regimer

Et av de mest fremtredende trekk ved den internasjonale utviklingen er den sterke økningen som har funnet sted i verdenshandelen. Arbeidet med liberalisering av internasjonal handel har satt fokus på barrierer og handelshindringer som følger av politikken på andre sektorer, herunder miljøpolitikken.

I dette avsnittet tas det sikte på å gi en generell oversikt over disse problemstillingene og hvilke begrensninger på valg av virkemidler som følger av de mest betydningsfulle internasjonale handelsregimer.

8.1 GATTS REGELVERK FOR VERDENSHANDELEN

Innledning

I GATT og OECD er det satt i gang et arbeid for å analysere sammenhengen mellom handel og miljø og for å utarbeide retningslinjer og fortolke eller eventuelt omskrive GATT-regelverket slik at miljøhensyn blir bedre ivaretatt. GATT-regelverket har som mål å sikre et åpent og forutsigbart multilateralt handelssystem, samt å bidra til en liberalisering av handelen. Det multilaterale handelssystemet skal således bidra til økonomisk vekst og utvikling. Det bærende prinsipp er *ikke-diskriminering*, dvs. at medlemsland ikke skal diskriminere mellom like produkter fra ulike land eller mellom like nasjonale og importerte produkter.

Etter Uruguay-rundens avslutning har miljø og handel formelt blitt satt på dagsorden i den nye handelsorganisasjonen, WTO, som har nedfelt målet om bærekraftig utvikling i sin formålsparagraf. Utfordringen blir å operasjonalisere dette i GATTs regelverk. På ministermøtet for avslutningen av Uruguay-runden i Marrakesh i april 1994 ble det vedtatt et arbeidsprogram for handel og miljø som vil legge grunnlaget for eventuelle endringer i handelsregelverket. De sentrale punktene i arbeidsprogrammet gjelder miljømotiverte handelstiltak og miljøvirkemidler med handelseffekter (herunder miljøavgifter, krav til emballasje og merking etc.). Det utredningsarbeidet som foretas innenfor OECD, vil for øvrig være et viktig bidrag til fastsettelsen av bindende bestemmelser vedrørende handel og miljø i GATTs regelverk.

Virkning av handel på miljø

Hensynet til miljøet nyttes som argument både både for og imot en friere verdenshandel. Ideelt sett vil økt konkurranse og handel føre til mer effektiv ressursbruk og øke utviklingsnivået. Det forutsetter imidlertid at det etableres mekanismer for internalisering av miljøkostnadene ved bruk av naturressurser, inkludert miljøkostnadene ved transport. Så lenge dette ikke er tilfelle vil økt handel kunne gi en merbelastning på miljøet.

Miljøpolitiske virkemidlers betydning for handelen

Tiltak og virkemidler for å løse et miljøproblem nasjonalt, regionalt eller globalt kan påvirke den internasjonale handelen på flere måter, både indirekte og direkte. Dette gjelder både nasjonale miljøstandarder, emballasje- og merkebestemmelser, miljøavgifter og miljøsubsidier. I enkelte internasjonale miljøavtaler er handelstiltak brukt som et middel for å øke tilslutningen til avtalene, og/eller sikre at partene

overholder internasjonale forpliktelser. Et eksempel er Montrealprotokollen om beskyttelse av ozonlaget, der partene forbys å importere ozonødeleggende stoffer fra land som ikke har tilsluttet seg avtalen. Lignende regler finnes i Baselkonvensjonen om transport av farlig avfall over landegrensene.

Behovet for internasjonale regler og retningslinjer

Sammenhengene mellom handel og miljø inneholder en rekke temaer og problemområder der årsakssammenhengene er komplekse, og der det er behov for klarere internasjonale regler og retningslinjer.

Et forpliktende multilateralt regelverk er viktig for å redusere mulighetene for at enkeltland bruker miljøhensyn som skalkeskjul for proteksjonistiske tiltak. I denne sammenheng har det blitt lagt vekt på at det er viktig at landene overholder GATT-prinsippene om informasjon, bekjentgjøring og kontroll for å lette innsynet i de handelsvirkemidler og virkemidler med handelseffekter landene iverksetter, og at virkemidlenes omfang står i forhold til det miljøproblemet man forsøker å løse (proporsjonalitet). I diskusjonen har også flere tatt til orde for prinsippet om «det minst handelsvridende tiltak», som vil bety at i valget mellom flere virkemidler for å løse et miljøproblem effektivt, bør det minst handelsvridende tiltak velges.

Som nevnt foran kan imidlertid handelspolitiske tiltak benyttes for å fremme mål for det internasjonale miljøarbeidet. Det er i denne forbindelse lagt vekt på at eventuelle handelstiltak for å løse grenseoverskridende miljøproblemer må iverksettes som en del av et internasjonalt samarbeid. Rio-erklæringen om miljø og utvikling fastslår at ensidige nasjonale tiltak som søker å løse miljøproblemer utenfor et lands jurisdiksjon, bør unngås.

Det gjenstår imidlertid en avklaring om forståelsen av innholdet i de prinsipper som er nevnt ovenfor og kriterier for hvordan prinsippene skal håndheves i praksis, samt forholdet til ulike prinsipper som ligger til grunn i miljøpolitikken, f.eks. førevar-prinsippet.

Internasjonale regler og retningslinjer på dette området vil kunne sette klarere rammer for valg av virkemidler og dermed innebære begrensninger i det enkelte lands frihet i utformingen av miljøpolitikken. På den annen side kan et internasjonalt regelverk bidra til en samordning av handelspolitiske hensyn, slik at disse i mindre grad er til hinder for gjennomføring av miljøpolitiske tiltak i det enkelte land. Det er således viktig for Norge å delta aktivt i utarbeidelsen av et regelverk vedrørende forholdet mellom handel og miljø, hvor det bør være et siktemål at de to politikkområdene behandles på en balansert måte, ved at både handelens miljøpåvirkning og miljøpolitiske virkemidlers betydning for handelen tas opp.

8.2 EU/EØS-SAMARBEIDET

Økende integrasjon i EU og nærmere tilknytning mellom EU og EFTA-landene endrer rammebetingelsene for internasjonalt miljøvernsamarbeid, og dermed i neste omgang også rammebetingelsene for norsk miljøvernpolitikk. EU har til nå vedtatt omkring 200 rettsakter på miljøvernområdet.

8.2.1 EØS-avtalen

Avtalen om et felles Europeisk Økonomisk Samarbeidsområde legger grunnlaget for et nærmere og mer forpliktende miljøvernsamarbeid mellom EU og EFTA, jf. St.prp. nr. 100 (1992-93). Avtalen innebærer forpliktelser om å følge bestemmelsene i felles regelverk. Fra 1.1.94 har alle land i EØS en del felles regler på viktige

områder av miljøpolitikken – i første rekke på forurensningsfeltet. Avtalen forplikter partene til å videreutvikle regelverk på en måte som ikke skaper nye handelshindringer.

EØS-avtalen omfatter ikke regler om naturvern og har liten direkte innvirkning på forvaltningen av naturressurser. Avtalen pålegger ikke tilpasning til eventuell felles avgiftspolitikk i EU. Norge har dessuten ulike overgangsordninger på områder hvor vi har strengere regelverk av helse- eller miljøhensyn, f.eks. kjemikalier, plantevernmidler, ozonnedbrytende stoffer og bioteknologi.

EØS-avtalen får innvirkning på norsk regelverk, virkemiddelbruk og miljøforvaltning. Innvirkningen skyldes både konkrete miljøvernregler som skal implementeres og generelle prinisipper som Norge slutter seg til (ikke-diskrimineringsprinsippet, forbudet mot kvantitative importrestriksjoner m.v.).

8.2.2 Harmonisering av regelverk

Tilpasningen til EUs miljødirektiver medfører forpliktelser om å iverksette fellesskapets bestemmelser i nasjonal lovgivning.

For å få innblikk i hva som ligger i dette, er det viktig å skille mellom produktrelaterte direktiver og øvrige direktiver. Produktrelaterte miljødirektiver er i EU vedtatt med hjemmel i Romatraktatens art. 100 A, den såkalte «indre marked»-artikkelen, og innebærer som oftest en totalharmonisering av regelverket. En stor del av direktivene på miljøområdet er imidlertid vedtatt med hjemmel i Romatraktatens art. 130 S, og angir de minimumskravene som alle land må oppfylle. Hvert enkelt land kan velge å innføre strengere krav, med mindre slike krav kommer i strid med Romatraktatens øvrige bestemmelser, f.eks ved å skape handelshindringer. Både etter art. 100 A og 130 S er hovedregelen nå at vedtak kan treffes med kvalifisert flertall

Fleksibiliteten i valg av virkemidler vil således variere fra område til område og med hvordan bestemmelsene i det enkelte direktiv er utformet. På områder som blir regulert med minimumskrav, f.eks normer for miljøkvaliteten for luft og vann, vil hvert enkelt land i utgangspunktet ha frihet med hensyn til valget mellom ulike virkemidler og hvordan de utformes.

Situasjonen er annerledes når direktivene innebærer totalharmonisering av kravene. Et viktig motiv for slike standardkrav er ønsket om å forene hensynet til miljøet med ønsket om å skape mest mulig like konkurransevilkår i hele regionen. Ulempen ved standardkrav vil ofte være at det i for liten grad tas hensyn til nasjonale og sektorvise forskjeller i kostnader, og til geografiske forskjeller med hensyn til naturforhold og forurensningsproblemer. Denne typen direktiver vil imidlertid i noen tilfeller ha en «sikkerhetsklausul» som åpner en viss adgang for landene til å gi særskilte regler hvis spesielle behov oppstår. Det er også i selve art. 100 A fjerde ledd en åpning for at et medlemsland kan beholde strengere miljøregler enn de som vedtas ved kvalifisert flertall. Dette er den såkalte «miljøgarantien», hvis nøyaktige innhold for øvrig er noe omstridt innen EU. Slike regler må ikke innebære en vilkårlig forskjellsbehandling eller en skjult begrensning av samhandelen mellom medlemslandene.

8.2.3 Markedsrettede virkemidler

EFs 5. handlingsprogram for miljø erkjenner at lovgivning og reguleringer alene ikke er tilstrekkelig til å løse miljøproblemene. Programmet anbefaler en større bredde i virkemiddelbruken, med større vekt på markedsrettede virkemidler. Europakommisjonen støtter f.eks. økt bruk av økonomiske virkemidler i medlemslan-

dene, men understreker samtidig at fellesskapstiltak kan bli nødvendig for å unngå at utformingen av avgiftene skaper uønskede handelsvridninger.

Økonomiske virkemidler

EU har til nå ikke foretatt noen harmonisering av miljøavgifter på fellesskapsnivå. Vedtak om avgifter krever enstemmighet. I et handlingsprogram fremgår det at EU-kommisjonen vurderer å ta i bruk økonomiske virkemidler på områdene luft- og vannforurensning, beskyttelse mot støy, naturvern og avfall. Avgifter inngår f.eks. som ett av flere elementer i EU-kommisjonens strategi for reduksjon av CO_2 -utslipp (se *"Klimaendringer"* i avsnitt 9.6 nedenfor).

EU-landenes begrensninger og muligheter når det gjelder bruk av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken, er i utgangspunktet regulert gjennom bestemmelsene om ikke-diskriminering av importerte produkter (Romatraktatens art. 95) og forbudet mot kvantitative restriksjoner (art. 30), med unntaksbestemmelsen i art. 36, samt regler vedrørende statlig støtte (art. 92).

Formelt sett vil ikke EØS-avtalen sette grenser for mulighetene til å benytte miljøavgifter under forutsetning av at nasjonale og importerte produkter behandles likt. Det samme gjelder langt på vei også ved et eventuelt medlemsskap fordi EU foreløpig i liten grad har truffet vedtak om miljøavgifter.

Når det gjelder avgifter på motorkjøretøyer, er det imidlertid fastsatt grenser for hvor omfattende miljøtiltak avgiftene kan gi insentiver til.

For avgifter på mineralolje som ikke er definert som miljøavgifter (tilleggsavgifter) har EU minimumssatser for flere produkter/anvendelser, men også krav om at det gjøres unntak på enkelte områder. CO_2 -avgiften slik den nå er utformet vil være omfattet av disse bestemmelsene.

Andre markedsrettede virkemidler

I tillegg til økt bruk av økonomiske virkemidler arbeides det i EU med andre typer markedsrettede virkemidler. Eksempler på dette er positiv miljømerking og miljørevisjon. Så langt er slike former for virkemidler i en utprøvingsfase hvor det i stor grad råder frivillighet med hensyn til å delta, og fleksibilitet med hensyn til å opprettholde parallelle nasjonale ordninger.

8.2.4 Områder uten fellesskapslovgivning

På områder uten fellesskapslovgivning vil Norge i utgangspunktet stå fritt til å utforme miljøpolitiske virkemidler. Dette utgangspunktet begrenses imidlertid av Romatraktatens generelle bestemmelser om ikke-diskriminering og forbud mot handelshindringer.

Art. 30 er den sentrale bestemmelse som sikrer det frie varebytte mellom medlemslandene. Slik bestemmelsen er fortolket av EF-domstolen, innebærer den at et produkt som er lovlig produsert og markedsført i et EU-land, fritt skal kunne markedsføres i et annet EU-land. Dette følger av den såkalte Cassis de Dijon-dommen (sak 120/78 av 20. februar 1979). Denne dommen slår imidlertid også fast at visse tvingende samfunnshensyn («mandatory requirements») kan rettferdiggjøre nasjonale beskyttelsestiltak som – uten å være uttrykkelig diskriminerende – likevel virker handelsbegrensende. I dommen om det danske flaskepantsystem fra 1988 (sak 302/86) ga EF-domstolen klart uttrykk for at miljøvern kan være et slikt tvingende samfunnshensyn.

Dessuten gir Romatraktatens art. 36 hjemmel for medlemslandene til å innføre restriksjoner på import, eksport m.v. dersom de er begrunnet bl.a. i hensynet til vern av menneskers og dyrs helse, vern av planter eller sikring av kulturminner. Slike bestemmelser må være begrunnet i reelle behov, og de må stå i rimelig forhold til det tilsiktede formål. I valget mellom ulike tiltak skal det tiltaket velges som innebærer minst inngrep i den frie handel. Restriksjonene må ikke utgjøre en vilkårlig forskjellsbehandling eller en skjult handelshindring. De samme begrensninger gjelder for øvrig også for unntakene fra art. 30 etter Cassis de Dijon-prinsippet.

8.2.5 Subsidaritetsprinsippet (nærhetsprinsippet).

Nærhetsprinsippet innebærer at beslutninger skal fattes på det mest hensiktsmessige forvaltningsnivå. Det vil f.eks. si at problemer som best kan løses av de enkelte medlemsstater, skal overlates dem. Maastrichttraktaten innebærer at nærhetsprinsippet er nedfelt som generelt rettslig prinsipp. Prinsippet skal være rettesnor for EUs kompetanse på områder som ikke er tillagt Fellesskapet som enekompetanse.

Formuleringen av nærhetsprinsippet åpner for tolkninger i flere retninger når konkrete spørsmål om EUs kompetanse i forhold til de enkelte land kommer opp. EU-kommisjonen har fått i oppdrag å foreta en nærmere presisering og utdyping av nærhetsprinsippets innhold og anvendelse. Medlemslandene vil i konkrete saker ha adgang til å få prinsippets rekkevidde prøvet for EF-domstolen, men det er grunn til å tro at domstolen vil gi Fellesskapet betydelig spillerom til selv å vurdere hva som egner seg for fellesskapslovgivning. Terskelen for at domstolen skal vurdere fellesskapsregler til å være i strid med nærhetsprinsippet vil sannsynligvis være ganske høy.

Momenter som etter utvalgets syn taler for å overlate virkemiddelutformingen til medlemslandene, er at det ikke dreier seg om grensekryssende forurensninger og at det er ønskelig å lokaltilpasse virkemidlene i forhold til resipientsituasjonen og variasjoner i utslippskildenes karakter.

8.2.6 Saksbehandlingsregler for miljøsaker

Når det gjelder *miljøkonsekvensutredninger* foreligger det et EU-direktiv om vurdering av virkningene av visse offentlige og private prosjekter på miljøet. Norske bestemmelser i plan- og bygningsloven dekker i hovedsak direktivets krav, og er på enkelte områder mer vidtgående. Imidlertid er det norske systemet bl.a. basert på forvaltningens skjønn, mens direktivet inneholder pliktregler. Videre innebærer direktivet krav om konsekvensutredninger på en del områder som ikke omfattes av det norske regelverket. De norske bestemmelsene er i ferd med å bli revidert som et ledd i oppfyllelsen av EØS-avtalen.

I EUs regelverk er det også bestemmelser om allmennhetens tilgang til *informasjon om miljøspørsmål*. Med enkelte unntak har allmennheten rett til all informasjon som er tilgjengelig i offentlige etater på nasjonalt, regionalt og lokalt plan når det gjelder miljøsituasjonen for luft, vann, jord, flora, fauna og naturområder. Et EU-direktiv gir nærmere bestemmelser om hvordan informasjonsplikten skal ivaretas.

Norge har i liten grad egne regler om miljøinformasjon, men kravene i direktivet anses for å være oppfylt gjennom de generelle bestemmelsene om offentlighet i forvaltningen (offentlighetsloven), samt saksbehandlingsreglene i henhold til plan- og bygningsloven og forurensningsloven.

KAPITTEL 9

Bindinger på de enkelte innsatsområdene

9.1 MILJØGIFTER

Virkemiddelbruken på dette området berøres både av nordsjødeklarasjonene, Oslo- og Pariskonvensjonene og EØS-avtalen. Nordsjødeklarasjonene har først og fremst betydning for styrken i virkemiddelbruken. Oslo- og Pariskonvensjonene og EØS-avtalen innebærer forpliktelser av betydning for utformingen og dimensjoneringen av virkemidlene.

Grad av binding vil variere fra kilde til kilde. Når det gjelder *produkter*, stiller EØS-avtalen krav til stor grad av harmonisering av virkemiddelbruken, jf. nedenfor om helsefarlige stoffer og kjemikalier. EØS-avtalen inneholder regler om miljøfaremerking av stoffer, og EU arbeider med forslag til tilsvarende merking av produkter. Når dette regleverket eventuelt blir vedtatt, vil det også bli en del av EØS-avtalen. Spørsmålet vil da ikke bli om Norge kan la være å innføre denne typen virkemiddel, men heller om vi kan innføre strengere miljømerking enn EU. Videre om i hvilken grad vi kan innføre forbud eller andre markedsføringsrestriksjoner på stoffer/produkter hvor EU ikke har slike reguleringer. I forbindelse med gjennomføringen av nordsjødeklarasjonenes reduksjonsmål for enkelte miljøgifter, vil tiltak overfor produkter være mer aktuelle i Norge enn i andre land. Dette skyldes ulik sammensetning av kildene til disse miljøgiftene i de forskjellige landene.

For så vidt gjelder *plantevernmidler*, innebærer ikke EØS-avtalen implementering av EUs regelverk, som består av et direktiv fra 1991 om godkjenning av plantevernmidler.

For miljøgifter fra *avfallsforbrenningsanlegg* vil EØS-avtalen gi klare bindinger. Et direktivforslag med krav til utslipp fra forbrenningsanlegg for farlig avfall er til behandling i EUs organer, og det planlegges en revidering av direktivene for forbrenning av kommunalt avfall. Direktivene er utformet på en slik måte at de bare kan oppfylles gjennom detaljerte krav til det enkelte anlegg, men kravene er minimumskrav, og gir således mulighet for strengere nasjonale krav enn de som er fastsatt i direktivene.

Virkemiddelbruken overfor *industrianlegg* berøres av vedtak om felles regler innenfor Pariskonvenjonen og EØS-avtalen. Innenfor Pariskonvensjonen er det fastsatt krav og anbefalinger vedrørende bl.a. PCB og utslipp av kvikksølv og kadmium fra enkelte kilder. Det arbeides dessuten i forhold til i alt 17 industribransjer med sikte på felles regler. For utslipp av klorerte forbindelser fra treforedlingsindustrien er det allerede truffet vedtak, mens overflatebearbeidede industri og aluminiumsverk er eksempler på bransjer det arbeides med.

Med unntak av titandioksidindustrien har EU hittil ikke stilt krav til utslipp fra de enkelte industribransjer. Viktig for den videre utvikling er det rammedirektiv for industriutslipp som er under utarbeiding (IPC-direktivet). Slik det ser ut nå vil direktivet kunne legge føringer på typen virkemiddel ettersom det forutsettes at landene skal benytte utslippsgrenser som basisvirkemiddel for de industriutslippene som omfattes.

Kommisjonens utkast til IPC-direktiv legger ikke opp til en full harmonisering av utslippskravene til industrien, og det er usikkert i hvilken grad rammedirektivet vil bli fulgt opp med detaljerte utslippskrav til de enkelte industribransjer. Direktivutkastet gir visse føringer også på styrken i virkemiddelbruken ved at utslippsgrensene bl.a. skal baseres på beste tilgjengelig teknologi (BAT). Graden av binding vil

avhenge av hvordan BAT blir definert i direktivet, forholdet mellom BAT-baserte krav og EUs miljøkvalitetsnormer og i hvilken grad det i direktivet skal legges opp til felles utslippskrav senere. Disse spørsmålene er sentrale i den debatten som pågår i EUs organer.

Oppsummering

Det foreligger allerede sterke internasjonale føringer med hensyn til virkemiddelbruken overfor miljøgifter, og det er sannsynlig at bindingene kan øke i årene fremover. Dette har bl.a. sammenheng med ønsket om at ulike miljøkrav til industrien ikke skal føre til konkurransevridninger og/eller miljødumping.

9.2 HELSEFARLIGE STOFFER OG PRODUKTER

Internasjonale avtaler legger på dette feltet sterke føringer på norsk virkemiddelbruk. Det er i første rekke EØS-avtalen som gir bindingene. OECD er imidlertid en viktig premissleverandør, og EU legger således ofte OECDs faglige arbeid til grunn for sitt regelverk. Årsaken til de sterke bindingene er at det her dreier seg om produktrelaterte krav hvor målet er totalharmonisering av regelverket ut fra ønsket om fri flyt av varer.

Norge har på enkelte områder strengere regler enn EU og vi har av den grunn på disse områdene overgangsordninger i EØS-avtalen. Ettersom det foreløpig ikke er fullt samsvar mellom norske krav til helsefarlige stoffer og EUs krav, vil det ta noe tid før kravene er fullt ut harmonisert. Etter at overgangsordningene er falt vekk, vil vi imidlertid som hovedregel være bundet til den virkemiddelbruk som følger av EUs direktiver.

Bindingene gjelder både styrken i virkemiddelbruken og type virkemidler. EUs felles regelverk benytter stort sett samme typer virkemidler som vi gjør i Norge, dvs. merking av farlige stoffer og produkter ut fra visse regler om klassifisering, og forbud og andre restriksjoner på bruken av visse stoffer og produkter.

Når det gjelder avgifter på produkter og stoffer, vil ikke EØS-avtalen gi direkte bindinger ettersom avgiftspolitikken er holdt utenfor avtalen.

Oppsummering

EØS-avtalen legger sterke føringer på virkemiddelbruken på dette området. Føringene vil antakelig bli enda sterkere i tiden fremover etter hvert som EU utvikler sitt regelverk.

9.3 OVERGJØDSLING

De internasjonale føringene på dette område ligger både i nordsjødeklarasjonene (med Haagdeklarasjonen fra 1990 som den mest utfyllende), i rekommendasjonene fra Pariskommisjonen og i EØS-avtalen.

Føringene i *Haagdeklarasjonen* gjelder først og fremst målet for totale utslippsreduksjoner (fosfor, nitrogen) i det sårbare resipientområdet fra svenskegrensen til Lindesnes. Deklarasjonen inneholder imidlertid også mer spesifikke krav og anbefalinger om hvilke konkrete tiltak som minst bør gjennomføres i arbeidet med å oppnå de samlede reduksjoner.

Dette omfatter krav til maksimale konsentrasjoner av nitrogen og fosfor i utslippsvannet fra store renseanlegg. I tillegg krever deklarasjonen minst sekundær rensing (fosfor-rensing) av alle kloakk-utslipp på over 5 000 personekvivalenter i resten av Nordsjøen, dvs. fra Lindesnes til Statlandet. Avvik fra dette kravet kan

imidlertid gjøres dersom grundige vitenskapelige resipientundersøkelser som godkjennes av de kompetente internasjonale organer beviser at utslipp ikke vil gi lokale eller regionale skader. Dette synes i hovedsak å være i tråd med norsk politikk. Det kan tenkes at det vil være tiltak som ut fra en streng tolkning følger av deklarasjonen, men som anses for kostbar i forhold til skadens omfang i en nyttekostnadsvurdering.

I forhold til landbruksforurensninger bestemmer deklarasjonen at landene skal sikte mot å oppnå et miljømessig akseptabelt forhold mellom avling og mengdene næringssalter tilført fra gjødsel og kunstgjødsel. Videre angis en del grunnleggende tiltak for å oppnå dette.

De krav som stilles til bestemte rensegrader ved kloakkrensing, er så detaljerte at de vanskelig kan oppfylles uten gjennom direkte regulering. Når det gjelder landbruksforurensninger, er ikke de angitte tiltakene så detaljert beskrevet. Det vil derfor på dette området i utgangspunktet være mindre føringer på virkemiddelbruken.

Det synes videre sannsynlig at så lenge man kan dokumentere at de samlede utslippsreduksjoner er tilstrekkelige til å nå målet, vil det være mulig å få aksept for en avvikende virkemiddelbruk og valg av tiltak.

EØS-avtalen omfatter direktiver både angående landbruksavrenning og kloakkrensing. Det er det såkalte nitratdirektivet (Rdir 91/676/EØF) som er relevant i forhold til landbruksavrenning. Kravene i dette direktivet vil imidlertid i hovedsak bli oppfylt gjennom eksisterende norsk politikk (jf. St.meld. nr. 64 (1991-92) Om Norges oppfølging av nordsjødeklarasjonene).

EUs direktiv om krav til rensing av kommunalt avløpsvann (Rdir 91/271/EØF) vil kunne få større betydning for Norge. Direktivet stiller svært detaljerte krav til rensemetode, rensegrad og gjennomføringstempo for utslipp av ulik størrelse for forskjellige sårbarhetsklasser av resipienter. Direktivet er utarbeidet med tanke på forholdene i de mer tettbefolkede områdene lenger sør i Europa. I Norge vil både rensetekniske forhold knyttet til konsentrasjoner og temperatur i avløpsvannet, og resipientforholdene være annerledes. Kriteriene for inndelingen i resipientklasser og muligheten for lokale vurderinger i den minst følsomme klasse, innebærer imidlertid fleksibilitet som sammen med en rimelig tolkning ellers gir muligheter for å utforme en kostnadseffektiv politikk. I motsetning til nordsjødeklarasjonene gjelder direktivet for hele landet. Direktivets detaljerte bestemmelser gir klare bindinger med hensyn til type virkemiddel. Det er vanskelig å se at man kan finne andre alternativer enn direkte regulering, etter mønster av dagens konsesjonsordning eller gjennom forskrifter. Direktivet vil imidlertid ikke være til hinder for at direkte reguleringer suppleres med avgifter.

Oppsummering

For området overgjødsling foreligger det politiske forpliktelser når det gjelder ambisjonsnivået for totale utslippsreduksjoner til det sårbare området av Nordsjøen, og juridiske forpliktelser som gir visse føringer på bruken av virkemidler overfor kommunale avløp.

9.4 LOKALE LUFTFORURENSNINGER OG STØY

EUs luftkvalitetsdirektiver

EU opererer i dag med luftkvalitetsdirektiver som angir bindende maksimalgrenseverdier for bly, NO_2 , SO_2 og svevestøv/partikler, samt strengere anbefalte verdier. Disse legger ikke føringer på hvordan landene skal overholde grenseverdiene. I Norge arbeides det nå med å fastsette forskrifter til forurensningsloven med bin-

dende grenseverdier for de tilsvarende luftforurensningskomponentene og støy. Ved innføringen av slike forskrifter vil Norge samtidig ha foretatt den nødvendige tilpasning til EUs luftkvalitetsdirektiver.

Luftkvalitetsdirektivene er rene minimumsdirektiver, dvs. at det er opp til de enkelte land å fastsette strengere grenseverdier enn de som angis i direktivene. Direkte implementering av EUs maksimalgrenseverdier vil gi begrenset miljøeffekt i Norge. Det arbeides for øvrig i EU med et nytt rammedirektiv for luftkvalitet.

EU opererer i dag ikke med noe tilsvarende generelt direktiv for støy som det man har for luftforurensningskomponentene NO_2 , SO_2 , partikler og bly. Arbeid med utvikling av generelle støyregler er såvidt igangsatt innenfor EU-systemet.

EU/EØS-krav til produkter

Det finnes en omfattende fellesskapslovgivning som stiller krav til produkter av relevans for lokale luftforurensninger og støy, og som i stor grad blir bindende for Norge gjennom EØS-avtalen. De mest aktuelle kravene er:

- Avgasskrav til kjøretøy. Norge har fått overgangsordning for lette kjøretøy (pga. våre strengere regler) til 1995. For tunge kjøretøy er det fra 1.10.93 samsvar.
- Støykrav til kjøretøy. Regelverket er sammenfallende i EU og Norge.
- Krav til bly og benzen i bensin. Bestemmelsene medfører ingen endringer i norsk regelverk.
- Krav til svovelinnholdet i gassoljer. Norge må skjerpe sitt regelverk
- Støykrav til subsoniske fly og utfasing av de mest støyende flyene. Kravene er fastsatt ut fra vedtak i FNs organisasjon for sivil luftfart (ICAO), og medfører ingen endringer i norsk regelverk
- Krav til støyende produkter, som husholdningsmaskiner, gressklippere og bygge- og anleggsutstyr (kompressorer, tårnkraner, generatorer, m.v.). Bestemmelsene må innarbeides i norsk regelverk.

Oppsummering

Som følge av EØS-avtalen medfører både EUs luftskvalitetsdirektiv og miljøkrav knyttet til enkelte produkter endringer i norsk virkemiddelbruk i forhold til lokale luftforurensninger og støy. Den praktiske betydningen av disse endringene er relativt begrenset.

9.5 LANGTRANSPORTERTE LUFTFORURENSNINGER

Konvensjonen om langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger

Under ECE-konvensjonen om langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger foreligger tre protokoller:

Helsinkiprotokollen av 1985 om 30% reduksjon av svovelutslippene innen 1993 i forhold til 1980-nivå.

Sofiaprotokollen av 1988 om stabilisering av NO_x -utslippene innen 1994 i forhold til 1987-nivå.

Geneveprotokollen av 1991 om kontroll med utslipp av flyktige organiske stoffer (VOC) hvor landene har påtatt seg noe differensierte forpliktelser mht. stabilisering/reduksjon av utslippene innen 1999. Norge har forpliktet seg til å redusere utslippene fra hele fastlandet og fra norsk økonomisk sone sør for 62. breddegrad (tiltaksområdet) med 30 % i forhold til 1989-nivå, og at utslippene fra hele landet

ikke skal være høyere i 1999 enn i 1988. I tillegg ble det avgitt en erklæring vedrørende tiltak for å redusere utslipp fra oljevirksomheten langs hele kysten.

Osloprotokollen av 1994 om videre reduksjoner i svovelutslippene hvor landene påtar seg differensierte reduksjonsforpliktelser med ulike gjennomføringsfrister (2000, 2005 og 2010)

12 vesteuropeiske land, deriblant Norge, har undertegnet en politisk intensjonserklæring om å redusere NO_x -utslippene med i størrelsesorden 30 % innen 1998 i forhold til nivået i et fritt valgt basisår mellom 1980 og 1986. Norge har valgt 1986.

I tillegg til forpliktelsene om stabilisering/reduksjon av utslippene forplikter NO_x - og VOC-protokollene partene til å fastsette *nasjonale* utslippsstandarder for store, nye kilder. Utslippsstandardene skal settes med utgangspunkt i beste tilgjengelige teknologi (Best Available Technology, BAT) som er økonomisk forsvarlig. Protokollene er vedlagt tekniske annekser som gjør rede for tiltak som kan redusere utslippene. Disse anneksene er veiledende og legger ikke bindinger på det enkelte lands valg av teknologi.

Ved å undertegne svovelprotokollen av 1985 påtok alle partene seg å redusere sine svovelutslipp med samme prosentvise andel. Viktige land sluttet seg ikke til avtalen, bl.a. Storbritannia og Polen, men disse to har sluttet seg til den nye protokollen av 1994. Til grunn for forhandlingene om den nye svovelprotokollen lå beregninger som tok utgangspunkt i naturens tålegrense og baserte seg på en kostnadseffektiv fordeling av utslippsreduksjonene. Det ble lagt opp til at landene skulle påta seg reduksjonsforpliktelser i forhold til de enkelte lands bidrag til forsuringsproblemene og deres kostnader ved å redusere utslippene. Denne tilnærmingen ble beholdt i den endelige avtalen. For øvrig ble det lagt grunnlag for økt kostnadseffektivitet på tvers av landegrensene ved at det ble åpnet for at flere land går sammen om felles gjennomføring av forpliktelsene. Når det gjaldt størrelsen på utslippsreduksjonene, viste det seg at flere land ikke var villige til å forplikte seg til så store utslippsreduksjoner som beregningsresultatene indikerte.

I henhold til Osloprotokollen skal Norge redusere sitt utslipp til maksimalt 34000 tonn årlig innen år 2000, dvs. en reduksjon på 76 % sett i forhold til 1980.

Svovelprotokollen av 1985 pålа ikke partene å fastsette nasjonale utslippsstandarder. Osloprotokollen inneholder i tillegg til totale utslippsvolum for hvert enkelt land grenseverdier for SO_2 -utslippene fra store forbrenningsanlegg (varmekraftverk og store fyrkjeler) og til svovelinnhold i oljeprodukter. Kravene gjelder *nye* forbrenningsanlegg over 50 MW tilført energi. Fra 1. juli 2004 vil kravene også gjelde *eksisterende* anlegg over 500 MW tilført energi, hensyn tatt til gjenværende levetid for anleggene og med mulighet til å benytte andre virkemidler. Med unntak av kravet til eksisterende forbrenningsanlegg er bestemmelsene i tråd med gjeldende EU-direktiver.

De ovenfor nevnte utslippskrav får ikke direkte betydning for Norge, fordi vi i dag ikke har forbrenningsanlegg over 50 MW tilført energi som har SO_2 -utslipp.

Forhandlingene om en ny NO_x -protokoll er under forberedelse. En forventer at eventuelle forslag om utslippskrav til enkeltkilder vil ha sitt utspring i gjeldende/vedtatt EU-lovgivning og dermed ikke legge bindinger utover de rammer EØS-samarbeidet setter for norsk virkemiddelbruk. Hvordan de ulike grenseoverskridende miljøproblemer NO_x -utslippene medfører – forsuring, eutrofiering og bakkenær ozon – vil bli vektlagt innbyrdes i den nye NO_x -protokollen, er foreløpig usikkert.

Føringer gjennom EØS-avtalen

EU regulerer utslipp fra store forbrenningsanlegg (over 50 MW) med landkvoter for eksisterende anlegg og utslippskrav til nye anlegg. Direktivet berører ikke Norge i dag, fordi vi ikke har anlegg av denne størrelsesorden. SO_2 -utslippene fra titandioksidindustrien er regulert i et eget direktiv. For øvrig vil det pågående arbeidet i EU med et rammedirektiv for industriutslipp (IPC-direktivet), som er nærmere beskrevet i *"Miljøgifter"* i avsnitt 9.1 ovenfor, også kunne få betydning for virkemiddelbruken overfor utslippskomponenter som bidrar til langtransporterte luftforurensninger.

EU har krav til svovelinnhold i gassoljer (fyringsoljer og diesel), som gjennom EØS-avtalen innebærer at Norge må innføre nye krav i sin svovelforskrift. Dette gjelder krav om 0,2 vektprosent svovel i mellomdestillater og 0,05 vektprosent svovel i autodiesel pr. 1.10.96. EU har for øvrig i det aktuelle direktivet lagt føringer for å kunne regulere svovelinnholdet ytterligere, og det arbeides med et nytt direktiv.

EU har utarbeidet direktiver med krav til alle prosesser som omhandler lagring og distribusjon av olje for å få kontroll med utslipp av flyktige organiske forbindelser (VOC). Direktivene må innarbeides i norsk regelverk som følge av EØS-avtalen. EU har videre startet arbeidet med et nytt direktiv vedrørende krav til VOC-utslippene fra en rekke industrigrener.

MARPOL-konvensjonen

IMO (FNs sjøfartsorganisasjon) arbeider med et vedlegg til MARPOL-konvensjonen som skal regulere utslipp til luft fra skip. Reguleringene skal gjelde SO_2 , NO_X , VOC, KFK/Haloner og forbrenningsutslipp fra skipsgenerert avfall. Vedlegget planlegges ferdigstilt i 1995, men vil tidligst kunne tre i kraft i 1997.

Oppsummering

Avtalene under konvensjonen om langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger omfatter juridisk bindende reduksjonsforpliktelser. NO_x - og VOC-avtalen, samt den nye SO_2 -avtalen inneholder i tillegg føringer for virkemiddelbruken.

EU-direktiver vedrørende svovelinnholdet i gassoljer, og om VOC-utslipp må innarbeides i norsk regelverk som følge av EØS-avtalen.

FNs sjøfartsorganisasjon arbeider med krav til utslipp fra skip av bl.a. SO_2 , NO_x og VOC.

9.6 KLIMAENDRINGER

FNs rammekonvensjon om klimaendringer, som ble lagt ut til undertegning på Riokonferansen våren 1992, forplikter industrilandene til å utarbeide nasjonale strategier og innføre tiltak i samsvar med disse for å begrense utslipp og øke opptak av klimagasser. Partene er forpliktet til å rapportere både utslipp og tiltak/virkemidler. Konvensjonen inneholder imidlertid ikke bindende tall- og tidfestede utslippsforpliktelser. Konvensjonen trådte i kraft 21. mars 1994.

Klimakonvensjonen, som er en rammekonvensjon, legger ikke eksplisitte føringer på partenes bruk av virkemidler. Landene står i dag fritt til å utvikle strategier, fastsette målsettinger og velge virkemidler for å følge opp disse. I forhandlingsmøtet i august 1994 drøftet landene hvordan en videre prosess for å utvikle strengere forpliktelser som er mer i samsvar med konvensjonens målsetting, bør gjennomføres. Det forventes i denne forbindelse at det vil bli besluttet å sette i gang forhand-

linger om en egen protokoll på det første partsmøtet under Klimakonvensjonen i Berlin våren 1995. En protokoll kan komme til å gi føringer på partenes bruk av alle typer virkemidler, men det er også mulig at landene vil bli stilt fritt til å oppnå gitte mål. Ut fra erfaringene forut for Rio-konferansen forventes protokollforhandlingene å bli både kompliserte og tidkrevende.

Konvensjonen åpner for en kostnadseffektiv bruk av virkemidler på tvers av klimagasser, sektorer og landegrenser, men teksten i seg selv er ikke tilstrekkelig til å sikre at dette blir gjennomført. Et element som på lengre sikt kan bety noe for doseringen av nasjonale virkemidler, er åpningen for såkalt «felles gjennomføring av utslippsforpliktelser». Dette vil bl.a. gi mulighet for at ett land kan gjennomføre tiltak i et annet land og få dette kreditert i forhold til sitt utslippsregnskap og sine utslippsforpliktelser. På denne måten vil man kunne oppnå den samme utslippsreduksjonen til lavere kostnader. Enkelte av partene (bl.a. Norge) arbeider, i forståelse med forhandlingskomiteen, med å utvikle de praktiske og kontrollmessige sidene ved slike mekanismer. Behovet for detaljerte kriterier for og insentiver til «felles gjennomføring» vil først for alvor bli aktualisert dersom man lykkes med å få til tall- og tidfestede forpliktelser i konvensjonen eller i underliggende protokoller.

Ved innføring av virkemidler sier konvensjonen at det skal tas hensyn til en rimelig byrdefordeling, både mellom i-land og u-land og i-landene imellom. I tillegg skal det tas hensyn til land som rammes av tiltak mot klimaendringer, f.eks. «land der økonomien i sterk grad er avhengig av inntekter fra produksjon, behandling og eksport, og/eller forbruk av fossilt brennstoff og tilhørende energiintensive produkter.» Disse hensynene er ikke operasjonalisert, men vil kunne bli av betydning for hvor sterke virkemidler som tas i bruk i de enkelte land.

I St. meld. nr. 13 (1992-93) sier Regjeringen at norske tiltak skal sees i lys av hva som gjøres i andre land. Dette betyr at både utforming og dosering av virkemidler må vurderes i forhold til den internasjonale utviklingen. Mange OECD-land er i ferd med å utarbeide nasjonale handlingsplaner som svar på sine forpliktelser. Disse tar som regel utgangspunkt i nasjonale målsettinger for klimagassutslipp, særlig for CO_2 . De planer som er lagt frem til nå, angir i stor utstrekning i hvilke retninger landene ønsker å utvikle politikken mer enn å vise til faktiske gjennomførte virkemidler. Dette skyldes at man ennå er i en tidlig fase mht. utforming av virkemidler. OECD-landene anerkjenner behovet for å gå bredt til verks, men foreløpig er den iverksatte virkemiddelbruken i hovedsak rettet mot utslipp av CO_2 , og i mindre grad mot andre klimagasser eller binding av karbon gjennom tilvekst av skog.

OECD-landene skal i henhold til konvensjonen «koordinere på en hensiktsmessig måte med andre parter relevante økonomiske og administrative virkemidler som er utviklet for å nå konvensjonens mål ...». Landstudier og rapportering av nasjonal innsats er viktige elementer i oppfølgingen av dette.

EUs klimapolitikk

EU har de siste årene arbeidet med å utforme en felles klimastrategi. Landene har som felles målsetting at CO_2 -utslippene i EU-området skal stabiliseres på 1990-nivå innen 2000. Uten en samlet klimastrategi antok Kommisjonen at utslippene ville øke med 11 %. Kommisjonen foreslo før Rio-konferansen en strategi med fire elementer for å realisere stabiliseringsmålsettingen. Omlag 4 prosentpoeng av den forventede veksten skulle motvirkes av en kombinert CO_2 - og energiavgift. Den øvrige utslippsveksten skulle motvirkes av programmer som fremmer energieffektivisering og bruk av alternative energikilder.

Forslaget om innføring av en kombinert CO_2 - og energiavgift i EU-området er forskjellig fra Norges CO_2 -avgift. Den foreslåtte avgiften er vesentlig mindre, den

er både CO_2 - og energirelatert og den vil også ha en annen virkning for de ulike sektorer.

EUs avgiftsforslag illustrerer at krav til politisk gjennomførbarhet (i en region) kan redusere virkemiddelutformingens effektivitet. I det foreliggende EU-forslaget er avgiften (for olje som referanse) foreslått fordelt 50/50 på CO_2 - og energiinnhold. Dette bidrar til å jevne ut byrdene mellom de ulike medlemslandene ved at det tas hensyn til forskjellene i måter å produsere elektrisitet på. En slik utforming vil imidlertid svekke insentivene til å gjennomføre CO_2 -reduserende tiltak sammenlignet med en ren CO_2 -avgift. Fordi den norske energisituasjonen preges av stor tilgang på vannkraft, vil EUs klimapolitikk være mindre effektiv i Norge enn i land som i større grad baserer energitilførselen på fossile brensler. Som nevnt tidligere er imidlertid ikke EUs felles avgiftspolitikk omfattet av EØS-avtalen.

Det er usikkert i hvilken form avgiften blir vedtatt og implementert. Etter vedvarende motstand fra Storbritannia vil en trolig nå arbeide videre med sikte på å utforme et felles rammeverk for avgift på alle energibærere ved revisjon av mineraloljedirektivet, i stedet for en kombinert avgift på fellesskapsnivå.

Oppsummering

Klimakonvensjonen inneholder ikke juridisk bindende krav om utslippsnivå eller konkret bruk av virkemidler, men legger visse føringer når det gjelder utvikling av nasjonale strategier og tiltak og rapporteringen av disse. Videre forhandlinger kan gi konkrete mål for utslippsnivå, men dette kan ta tid.

9.7 OZONREDUSERENDE STOFFER

Wienkonvensjonen for beskyttelse av ozonlaget og Montrealprotokollen om stoffer som reduserer ozonlaget

Globale forhandlinger om en konvensjon for beskyttelse av ozonlaget ble allerede igangsatt i 1982. Wien-konvensjonen for beskyttelse av ozonlaget ble undertegnet i 1985, og trådte i kraft høsten 1988. Denne konvensjonen er en rammeavtale som ikke pålegger medlemslandene å sette i verk konkrete tiltak. Den tilhørende Montrealprotokollen om stoffer som bryter ned ozonlaget ble undertegnet i september 1987, og trådte i kraft 1. januar 1989. Målsettingen med protokollen er å stanse all produksjon og forbruk av stoffer som bryter ned ozonlaget.

Protokollen forplikter medlemslandene til å sette i verk konkrete tiltak og legger opp til trinnvis reduksjon og til slutt utfasing av ozonnedbrytende stoffer med varierende tidsforløp, avhengig av hvilket stoff det dreier seg om (se mer detaljert om forpliktelsene i *"Reduksjon av ozonlaget"* i kapittel 27 om reduksjon av ozonlaget). Partene kan fritt velge virkemidler frem til utfasingstidspunktene.

Partene i protokollen skal rapportere reduksjonsresultatene til UNEP (FNs miljøprogram). Implementeringskomitéen under Montrealprotokollen fører kontroll med om partene overholder bestemmelsene i protokollen. Implementeringskomitéen har mandat til å foreslå sanksjonstiltak som vil kunne innebære at det blir satt i verk restriksjoner på handel med de regulerte stoffene mot en medlemsstat som ikke retter seg etter bestemmelsene i Montrealprotokollen.

Avtalen er først og fremst rettet mot produksjon og forbruk av de regulerte stoffene som råstoff. Avtalen fastsetter i tillegg at det skal forhandles frem regler for handel med ikke-parter også for produkter som inneholder disse stoffene og, om ønskelig, produkter som er tilvirket med disse stoffene.

Som en del av Montrealprotokollen er det opprettet en multilateral finansieringsmekanisme for å bistå utviklingslandene.

Protokollen omfatter bestemmelser om revurdering av reduksjonsforpliktelsene minst hvert fjerde år, med start i 1990. For å få et omforent faglig underlag for revideringen, skal det i forkant av hver reforhandling gjennomføres spesifikke utredninger angående ny vitenskapelig, miljømessig, teknisk og økonomisk viten. Dersom man på dette grunnlag finner det nødvendig, kan partene gjøre vedtak om ytterligere reduksjon i produksjon og forbruk av de regulerte stoffene, forkorte tiden for oppfyllelse av reduksjonsforpliktelsene og la avtalen omfatte reduksjon av andre stoffer enn det avtalen gjelder i dag. Det har vært gjennomført to reforhandlinger siden protokollen trådte i kraft: «Londonendringene» fra 1990 og «Københavnendringene» fra 1992. Disse reforhandlingene resulterte i at reduksjonskravene ble betydelig skjerpet i forhold til den foregående regulering, samt at nye stoffer ble regulert.

Partene av Montrealprotokollen har, etter «København-endringene», forpliktet seg til å stanse produksjon og forbruk av halon innen 1994, samt en trinnvis reduksjon av KFK, karbontetraklorid og metylkloroform mot full utfasing innen 1996. For det ozonreduserende stoffet metylbromid skal det være en stabilisering av produksjon og forbruk på 1991-nivå innen 1995. Produksjon og forbruk av HBFK skal stanses innen 1996 og HKFK skal trinnvis fases ut innen år 2030. U-land har fått 10 års utsettelse med å sette i verk tiltak.

Siden Montrealprotokollen skal reforhandles minst hvert 4. år, og flere medlemsland har signalisert at de vil fase ut HKFK og metylbromid tidligere enn det dagens bestemmelser legger opp til, kan dette føre til en ytterligere skjerping av utfasingstidspunktene.

For å øke kostnadseffektiviteten i gjennomføringen av forpliktelsene innenfor Montreal-protokollen er det nå blitt tillatt å handle fritt med resirkulert materiale. Det er også mulighet for at flere i-land kan gå sammen om gjennomføringen av forpliktelsene vedrørende HKFK etter nærmere angitte forutsetninger, bl.a. at totalmengden ikke overskrider de grenser som er angitt i forpliktelsene. Dette vil i praksis de første årene bli begrenset til felles gjennomføring etter avtalte kriterier for i-land, som er den gruppen som nå har kvantitative reduksjonsforpliktelser.

Føringer gjennom EØS-avtalen

I henhold til EØS-avtalen kan Norge inntil videre følge egne regler på dette området. I løpet av 1995 skal området ozonreduserende stoffer gjennomgås på nytt i forhold til avtalen. EUs forordning vedrørende ozonreduserende stoffer er hjemlet i Romatraktatens art. 130s, som innebærer at det enkelte land må oppfylle visse minstekrav, men at det kan innføres strengere krav så lenge de er forenlige med andre bestemmelser i Romatraktaten.

Den norske målsettingen for ozonreduserende stoffer er, i tillegg til Montrealprotokollens bestemmelser, at vi minst skal oppfylle EUs krav (St. prp. nr. 71 (1992-93)). Utfasingstidspunktene for de regulerte stoffene er i dag sammenfallende i Norge og EU.

Selv om vi har de samme utfasingstidspunkter som EU, har Norge allikevel strengere bestemmelser enn EU på området ozonreduserende stoffer. Mens EUs og Montrealprotokollens bestemmelser nøyer seg med å regulere import, eksport og produksjon, regulerer Norge i tillegg bruk av stoffene KFK og halon. (Et *forslag* til EU-forordning vedrørende HKFK inneholder riktignok bestemmelser om regulering av bruken på visse områder.) Videre regulerer EU bare import og eksport av ozonreduserende stoffer som råvare, mens norske reguleringer også omfatter produkter som inneholder KFK og halon.

Oppsummering

Montrealprotokollen fastsetter bindende utfasingstidpunkter for de viktigste ozonreduserende stoffene. Partene kan fritt velge virkemidler frem til utfasingstidspunktet.

Norge har på enkelte områder strengere regler overfor ozonreduserende stoffer enn det som følger av EUs bestemmelser, som på dette området i utgangspunktet er minimumskrav.

9.8 AKUTT FORURENSNING

EØS-avtalen legger visse føringer på virkemiddelbruken overfor *risikofylt industri o.l.* Sevesodirektivet setter minimumskrav til meldingsprosedyrer, forebyggende tiltak og beredskapsplaner. Direktivet er fulgt opp i norsk rett gjennom kgl.res. av 17. desember 1993 om tiltak for å avverge storulykker i virksomheter som håndterer farlige stoffer. Omfanget av felles EU-bestemmelser utvides i utkastet til revidert Sevesodirektiv som for tiden er til behandling i EU. Utkastet legges til grunn i det pågående arbeidet med ytterligere endringer av gjeldende norsk regelverk.

Forebygging av akutte utslipp fra *skip* reguleres av MARPOL 73/78, som administreres av miljøkomiteen i IMO. Kravene gis i form av svært detaljerte tekniske krav til skipene og legger sterke bindinger på medlemslandenes virkemiddelbruk. Selv om det i prinsippet er mulig å fastsette strengere nasjonale krav, har dette ikke vært gjort i forhold til skip registrert i Norge. USA har imidlertid nylig vedtatt strengere tekniske krav til skip som går i amerikanske farvann.

Når det gjelder *oljevernberedskapen*, finnes det flere internasjonale avtaler om gjensidig bistandsplikt i tilfelle større oljeulykker, men disse legger ikke bindinger på norsk virkemiddelbruk.

Oppsummering

I henhold til EØS-avtalen må Norge oppfylle visse minimumskrav til meldningsprosedyrer, forebyggende tiltak og beredskapsplaner.

For så vidt gjelder forebygging av akutte utslipp fra skip, forplikter MARPOL avtalelandene til å innføre tekniske minstekrav til skipenes utrustning.

9.9 AVFALL OG GJENVINNING

Generelt

Det internasjonale samarbeidet på området avfall og gjenvinning blir stadig mer omfattende. Føringer på norsk virkemiddelbruk legges både gjennom arbeidet i OECD, Baselkonvensjonen og EØS, og etter hvert kanskje også GATT. OECD har på enkelte områder forberedt bindende vedtak innenfor andre fora, og synes viktig som premissleverandør. Det er imidlertid Baselkonvensjonen og EØS som gir de klareste føringer for norsk virkemiddelbruk på avfallsfeltet. På sikt kan også arbeidet internasjonalt på feltet handel og miljø føre til bindinger, særlig med hensyn til emballasje. Det pågår også et nordisk samarbeid på avfallsfeltet, og dette vil kunne legge premissene for arbeidet på en del områder.

Import og eksport av avfall

Restriksjoner på import/eksport av avfall reguleres både av Baselkonvensjonen og av EUs forordning om transport av avfall.

Baselkonvensjonen, som ble ratifisert av Norge i 1990, fastsetter regler om kontroll og begrensning av grensekryssende transport av farlig avfall. Når det gjelder valg av virkemidler, stiller Baselkonvensjonen krav om at deltagerlandene skal treffe både lovgivende og administrative tiltak for å gjennomføre og håndheve bestemmelsene i konvensjonen, herunder tiltak for å forebygge og straffe adferd som strider mot konvensjonen. Det stilles videre krav til hvilke prosedyrer som skal følges for å kontrollere og begrense grensekryssende transport av avfall. Baselkonvensjonen forplikter videre partene til å vedta en erstatningsprotokoll vedrørende skader som oppstår som følge av grensekryssende transport av farlig avfall. Utkast til slik protokoll er under utarbeidelse, og vil kunne forplikte Norge på sikt.

En EU-forordning om overvåkning og kontroll av transport av avfall innenfor, til og fra EU gjelder for Norge fra 1. januar 1995. Det etableres ulike regler for avfall til gjenvinning i forhold til deponering/forbrenning. For transport av farlig avfall ut og inn av EØS-området oppfyller forordningen Baselkonvensjonen. Eksport fra EU av avfall til deponering/forbrenning vil bare være tillatt til EFTA-land.

Målsettingene i Baselkonvensjonen og i EUs forordning om transport av avfall er i overensstemmelse med norske mål på området, og dette regelverket antas i liten grad å ha betydning for norsk virkemiddelbruk. Norge har innført forbud mot eksport av spesialavfall til utviklingsland, og det forutsettes at dette forbudet kan opprettholdes.

Behandling av avfall

Når det gjelder krav til behandling av avfall, er det mest interessant å se på de føringer som legges i EUs regelverk. Forbrenning av kommunalt avfall reguleres i dag av to direktiver. Kommisjonen arbeider imidlertid for tiden med et nytt direktiv som vil erstatte de to eksisterende. Videre er det under utarbeidelse direktiver som vil regulere forbrenning av farlig avfall og avfallsdeponering. Slik det ser ut nå vil det bli fastsatt utslippskrav relatert til de enkelte kilder, dvs. ulike typer forbrenningsanlegg og fyllplasser. En viktig begrunnelse for felles krav er hensynet til like konkurransevilkår for næringslivet. Behandlingen så langt av de nye direktivene om forbrenning av farlig avfall og fyllplasser tyder på at kravene vil bli lagt på et høyt beskyttelsesnivå. Dette gjelder i særlig grad kravene om utslipp av miljøgifter fra forbrenningsanlegg for farlig avfall. Direktivene for behandling av avfall vil følgelig legge bindinger både på styrken i virkemiddelbruken og typen virkemiddel.

De enkelte avfallsfraksjoner

EU har i tillegg til regelverket knyttet til behandling av avfall generelt også utarbeidet regelverk for drikkevareemballasje, spillolje, miljøfarlige batterier og PCB, og har under utarbeidelse regelverk for all emballasje. Videre har EU nedsatt prosjektgrupper for å se nærmere på mulig virkemiddelbruk overfor avfallsfraksjonene bilvrak, klorerte løsningsmidler, kloakkslam, elektronikkavfall, bildekk, bygnings- og rivningsavfall og sykehusavfall (*priority waste streams*).

Emballasje synes å være den enkeltfraksjonen som det er mest fokus på med hensyn til virkemiddelbruk, og både EU og en rekke av våre viktigste handelspartnere har utviklet eller er i ferd med å utvikle til dels meget strenge krav vedrørende innsamling og gjenvinning av emballasjeavfall. Mest sentralt for norsk virkemiddelbruk vil være det regelverket EU er i ferd med å utvikle om emballasje og emballasjeavfall.

Et forslag om emballasjedirektiv er til behandling i EUs organer. Det foreslåtte direktivet stiller krav til gjenvinning og merking av emballasje, og har også mål om økt grad av kildereduksjon og ombruk. De tallfestede mål er at i løpet av fem år skal 50 – 65 % av *all* emballasje innsamles og nyttiggjøres (*recovery*), og 25 – 45 % materialgjenvinnes (*recycling*). Det skal senere settes nye mål for hva situasjonen bør være ti år etter iverksettelse. Direktivforslaget tar i forholdsvis liten grad hensyn til kostnadseffektivitet og resipientforhold.

For øvrig er virkemiddelbruk vedrørende emballasje et sentralt tema i det arbeidet GATT har startet opp om handel og miljø, hvor emballasje og miljømerking tas opp som egne temaer. Det er viktig at det ikke legges føringer som legger unødige begrensninger på norsk virkemiddelbruk når det gjelder å arbeide for reduserte miljøproblemer knyttet til bl.a. emballasje.

Emballasjefeltet illustrerer hvordan felles virkemiddelbruk for landene kan være nødvendig for å unngå at miljøverntiltak brukes som en måte å beskytte eget næringsliv. Et eksempel er at Tyskland vedtok bestemmelser om gjenvinning av emballasje som etter EU-kommisjonens vurdering innebar en favorisering av tyske næringsinteresser. Kommisjonen besluttet derfor å fremme sak mot Tyskland for EF-domstolen. Det er imidlertid usikkert om Kommisjonen vil gå videre med denne saken i og med at det ovenfor nevnte emballasjedirektivet etter alt å dømme blir vedtatt.

Oppsummering

Når det gjelder avfall og gjenvinning, legges det føringer på norsk virkemiddelbruk både i Baselkonvensjonen, EØS-avtalen og gjennom arbeidet i OECD, og etter hvert kanskje også i GATT. Av størst betydning er de bindingene som følger av EØS-avtalen. Foreliggende EU-direktiver på dette området omfatter både bestemmelser om eksport og import av avfall, regulering av utslipp i forbindelse med avfallsbehandling og regelverk knyttet til enkelte avfallsfraksjoner.

Del IV
Virkemiddelbruken i andre land

Innledning

Det ligger innenfor utvalgets mandat å gi en beskrivelse av andre lands erfaringer med virkemidler i miljøpolitikken. Dersom vi skulle ha tatt for oss virkemiddelbruken i mange andre land, ville det vært en fare for at fremstillingen kunne bli for overflatisk til å være av særlig interesse. Utvalget har derfor valgt å fokusere på fem land, som ikke er mer forskjellige fra vårt eget enn at deres erfaringer kan ha en viss overføringsverdi, samtidig som de aktuelle landene har valgt noe forskjellige strategier i miljøpolitikken. Landene som er valgt er Sverige, Tyskland, Nederland, Storbritannia og USA. Fremstillingen er basert på en utredning om andre lands virkemiddelbruk utført ved Fridtjof Nansens Institutt som et ledd utvalgets arbeid (Aarhus og Eikeland 1993). Bakgrunnsmaterialet for delutredningen var skriftlig materiale og intervjuer med enkelte representanter for miljømyndighetene i de aktuelle landene.

For hvert enkelt land fokuseres nedenfor på virkemiddelbruken overfor følgende forurensninger: 1. Industriutslipp til luft og vann; 2. Utslipp til vann fra offentlig kloakk; 3. Utslipp til luft fra trafikk; 4. Avfall. Spesielle trekk ved virkemiddelbruken overfor kjemiske produkter i Nederland og USA berøres også. Kapitlet fokuserer på myndighetenes politikk og virkemiddelbruk overfor nasjonale aktører på de ulike tiltaksområdene. Avslutningsvis gis en vurdering av fellestrekk og ulikheter ved landenes virkemiddelbruk.

KAPITTEL 10

Sverige

Virkemiddelbruken i Sverige har vært dominert av administrative virkemidler i form av direkte reguleringer. På 1980-tallet ble det innført en rekke administrasjonsavgifter og produktavgifter, men det offentlige Miljøavgifts-utvalget slo fast at de eksisterende avgiftene hadde liten effekt og at dette delvis skyldtes at de var for lave, delvis avgiftenes utforming. Utvalget la i 1990 frem sin utredning med en rekke forslag til endrete og nye miljøavgifter.

Et omfattende og oppsplittet miljølovverk førte til nedsettelsen av et utvalg som skulle legge frem forslag til en ny revidert og samlet miljølov. Dette utvalget la frem sitt forslag (*Miljöbalk*) i 1993. En av hovedidéene i forslaget er at de ulike lovene samles i en felles rammelov som utfylles med forskrifter av generell og bransjevis gyldighet. Dette skal delvis erstatte dagens system med individuelt utformede konsesjoner.

10.1 INDUSTRIUTSLIPP TIL LUFT OG VANN

Den viktigste loven som regulerer forurensninger fra industrien er Miljöskyddslagen. Miljöskyddslagen fastlegger hvilke bedrifter som er konsesjonspliktige og hvilke som bare er meldepliktige. Konsesjonsvilkårene er individuelle, og konsesjonsmyndighet for de største forurenserne er den sentrale Koncessionsnämden. Fylkesmyndighetene har ansvaret for andre konsesjonspliktige bedrifter. Statens Naturvårdsverk (SNV) fungerer som fag- og tilsynsetat. Miljöskyddslagen suppleres med en rekke mer detaljerte forskrifter.

Avtaler med industrien er lite brukt. *Arealplanlegging* brukes av kommunene og styrer lokalisering av bedriftene, men påvirker ikke utslippsmengdene. Andre sentrale planer er SNVs *resipientorienterte aksjonsplaner* som kan foranledige omgjøring av bedriftenes utslippsvilkår. Videre er det innført *avgifter* på CO_2 -, svovel- og NO_x -utslipp. Når det gjelder NO_x -avgiften for store forbrenningsanlegg, så tilbakeføres den til de avgiftspliktige i forhold til mengde produsert energi. Forbrenningsanlegg med relativt små NO_x -utslipp pr. kWh, vil således kunne oppnå netto innbetaling. Et annet økonomisk virkemiddel er et investeringsfond hvor bedrifter skattefritt kan plassere sine overskudd. Sysselsettings- og miljøtiltak er to forhold som godtgjør at bedrifter kan ta ut midler.

Konsesjonssystemet er ressurskrevende og fanger bare opp en liten del av de ca. 50.000 forurensende foretak man regner med det er i Sverige. Miljølovutvalget foreslår derfor å delvis erstatte den individuelle konsesjonsordningen med generelle og bransjevise forskrifter. Et slikt forskriftssystem betyr at strengere krav ikke lenger vil kreve omgjøring av alle individuelle konsesjoner. Utslippsreduksjoner vil dermed oppnås raskere, og administrasjonskostnadene vil kunne reduseres. Nye EU-direktiver vil kunne innarbeides ved ny eller endret forskrift. Alle miljøfarlige virksomheter vil omfattes av miljølovgivningen – ikke bare de konsesjonspliktige. Dette vil gi større rom for samordnede løsninger. Miljølovutvalget ser likevel ikke noen motsetning mellom et forskriftssystem og å beholde kravet om utslippstillatelser. Konsesjonsordningen skal først og fremst brukes for store forurensere og for å kunne styre lokaliseringen av bedrifter når det er ønskelig.

Miljølovutvalget foreslår videre at miljøkvalitetsnormer skal forplikte myndighetene til å utarbeide tiltaksplaner når normene overskrides. En slik plan skal i neste tur danne grunnlag for omgjøring av utslippsvilkår eller endrede forskrifter. Utval-

get foreslår også å endre reglene slik at det ikke skal kunne gis dispensasjon fra utslippsreglene når normene overskrides.

10.2 KLOAKK

Utslipp fra kommunale kloakkanlegg som betjener mer enn 2000 personer er konsesjonspliktige. Øvrige anlegg er meldepliktige. Konsesjonene gjelder vanligvis for 10 år. Om miljøtilstanden eller utvikling av ny teknologi tilsier det, kan konsesjonsvilkårene omgjøres tidligere. Utslippsvilkårene er individuelle, men bygger på de samme stoffkategoriene. Nesten alle tettsteder har i dag renseanlegg, og utbyggingen skjedde hovedsaklig på 1970-tallet da kommunene fikk dekket opptil 50% av kostnadene. Et annet virkemiddel er *aksjonsplanene* som kan føre til omgjøring av anleggenes utslippsvilkår.

Miljølovutvalget foreslår at renseanleggene i fremtiden ikke lenger skal reguleres av individuelle konsesjoner, men av generelle forskrifter. Det skal fortsatt kreves konsesjon for kommunale kloakkrenseanlegg, men vilkårene skal ikke lenger være individuelle. Man vil da raskere kunne stille strengere krav til det enkelte renseanlegg. Dessuten vil man spare betydelige administrative ressurser. Dette forslaget er i samsvar med EUs kloakkdirektiv hvor konsesjonsplikt kombineres med generelle forskrifter som inneholder utslippskrav.

10.3 TRAFIKK

Virkemiddelbruken overfor trafikkforurensninger har vært dominert av direkte reguleringer, men innslaget av økonomiske virkemidler er blitt sterkere de senere år. *Bilavgaslagen* stammer fra 1986, men støy- og avgasskravene for nye personbiler er senere blitt langt strengere og mer detaljerte. Bilene skal i prinsippet tilfredsstille kravene i hele sin levetid, og produsentene skal med visse begrensninger kostnadsfritt utbedre feil på bilmodeller som overskrider avgasskravene. Samtlige motorkjøretøy gjennomgår en årlig avgasskontroll. Når det gjelder drivstoffkvalitet fastsetter loven om kjemiske produkter drivstoffprodusentenes plikt til å bytte ut farlige komponenter med mindre farlige etter hvert som disse blir tilgjengelige. Et forbud mot blyholdig bensin vil bli iverksatt i 1994. Loven og forordningen om svovelholdig brensel regulerer svovelinnholdet i brensel. Sjøfarten omfattes imidlertid ikke av denne loven.

I 1993 ble det innført en ordning hvor salgsavgiften på personbiler er differensiert etter bilens miljøegenskaper. F.o.m. 1994 innføres et tilsvarende system for tyngre kjøretøy. Dieseloljeavgiften er også differensiert etter miljøegenskaper. I tillegg kommer blyavgift, CO_2 -avgift og en utslippsbasert avgift for innenriks flytrafikk.

Kommunene kan av miljø- og helsegrunner innføre *permanente og midlertidige forbud* mot ulike typer vegtrafikk i visse områder i kommunen. Miljølovutvalget foreslår at det må søkes om konsesjon fra miljømyndighetene for alle trafikkanlegg som må antas å ha betydelig negativ effekt på folks levevilkår eller som kan føre til at miljøkvalitetsstandarder brytes.

10.4 AVFALL

Renhållningslagen fastsetter kommunenes ansvar for å ta hånd om *husholdningsavfall*. Kommunene *kan* også foreskrive at annet avfall skal tas hånd om av kommunene, men det eksisterer ikke noen kommunal plikt til å ta hånd om slikt avfall. I 1986 fikk kommunene ansvar for miljøfarlig avfall, men dette ansvaret gjelder bare

for transport, ikke behandling av avfallet. Kommunene har relativt stor adgang til å utstede egne forskrifter som berører avfallsspørsmål, mens deres adgang til å bruke renovasjonsavgiften som miljøpolitisk insentiv avhenger av hvordan de organiserer avfallsinnsamling og behandling. De økonomiske virkemidler som anvendes er ulike avgifter og panteordninger for nikkel-kadmiumbatterier, leskedrikkemballasje og bilvrak.

For å redusere industriavfallet planlegger man å gjøre større bruk av konsesjonene som gis med hjemmel i Miljöskyddslagen. Konsesjonsvilkårene skal innholde krav til avfallsmengder og behandling, ikke bare vilkår for utslipp til luft eller vann. Miljølovutvalget foreslår også *lovfestet fysisk og økonomisk produsentansvar for avfall*. Myndighetene skal kunne utstede forskrifter som pålegger en vareprodusent å samle inn, sortere, gjenvinne eller gjenbruke visse typer avfall samt dekke kostnadene forbundet med avfallshåndteringen.

10.5 OPPSUMMERING

Svensk virkemiddelbruk domineres fortsatt av direkte reguleringer. Økonomiske virkemidler er i større grad tatt i bruk, mens det er liten bruk av frivillige avtaler. Hovedsvakheten med dagens regelverk ser ut til å være at det er for oppsplittet og uoversiktlig. Ordningene med individuelt utformede konsesjoner synes å fungere godt i mange henseender, men de er administrativt krevende, gjør det vanskelig å stille strengere krav og fanger ikke inn mange forurensende mindre foretak, noe man må hvis utslippsmålene skal nås. Miljølovutvalget foreslår derfor en sammenslåing av de ulike miljølovene og større bruk av mer generelle styringsmidler i form av forskrifter som skal utformes med utgangspunkt i miljøkvalitetsnormer.

KAPITTEL 11

Tyskland

Grunnloven fastsetter hvordan lovgivningsmyndigheten på miljøområdet er delt mellom føderale og delstatlige myndigheter. De føderale miljølovene er i stor grad rammelover som utfylles av forskrifter. Forskrifter må godkjennes av delstatene i Forbundsrådet. Miljøverndepartementet (BMU) er det sentrale føderale forvaltningsorganet, men ansvaret for iverksettelse og håndhevelse ligger hos delstatene. Virkemiddelbruken i Tyskland er sammensatt, men det er direkte reguleringer som dominerer. Fra regjeringshold har man uttalt at økonomiske virkemidler vil brukes i større grad enn tidligere. Det er først og fremst på trafikksektoren at nye økonomiske virkemidler er tatt i bruk.

11.1 INDUSTRIUTSLIPP TIL LUFT

Den sentrale loven som regulerer luftforurensninger fra industri, er den føderale Bundes-Immisionsschutzgesetz (luftforurensningsloven). Loven følges av en rekke mer detaljerte forskrifter og tekniske instrukser. Luftforurensningsloven definerer ved egen forskrift hvilke bedrifter som er konsesjonspliktige og fastsetter konsesjonsprosedyrer. Operatører av konsesjonspliktige installasjoner har en generell plikt til å forebygge miljøskade og til å foreta utslippskontroll basert på «best tilgjengelig teknologi». Loven inneholder også grunnleggende plikter for ikke-konsesjonspliktige foretak og åpner for at disse reguleres med generelle forskrifter.

En sentral bestemmelse under luftforurensningsloven er *TA-Luft*. Her stilles teknisk detaljerte krav som konsesjonsmyndighetene skal innarbeide i konsesjonene. TA-Luft gjelder for installasjoner som er konsesjonspliktige etter luftforurensningsloven. I alt 14 *miljøkvalitetsstandarder* innebærer at det tas hensyn til bakgrunnskonsentrasjon når det søkes om konsesjon for ny virksomhet. For det andre inneholder TA-Luft *utslippsstandarder*. Utslippsstandardene på luftsiden er gjennomgående basert på BAT (Best Available Technology). En annen viktig forskrift regulerer utslipp fra store varmekraftverk og fyringsanlegg og inneholder også BAT-baserte utslippsgrenser.

Disse to forskriftene har utvilsomt vært viktige for de betydelige reduksjonene man har oppnådd i industrien. Industriens og kraftverkenes miljøinvesteringer har i stor grad ligget på luftsiden. Kraftverkene har investert DM 21 mrd. for avsvovling og NO_x -fjerning og industriens renseinvesteringer på luftsiden utgjorde 5,6 % av samlede årlige investeringer i industrien (1989). Teknologifokuseringen i rensekravene har stimulert fremveksten av en betydelig miljøteknologisk industri i Tyskland, en industri som i 1990 sysselsatte ca. 320.000 personer, hadde en omsetning på over DM 40 mrd. og en eksportandel på 40%.

11.2 UTSLIPP TIL VANN FRA INDUSTRI OG KLOAKK

Den føderale loven som dekker utslipp til vann, er en rammelov som må utfylles av egne vannlover i hver delstat. Tillatelse kreves alltid for utslipp til vann fra industri og kloakk og krever at visse utslippsstandarder overholdes. Disse kravene varierer fra bransje til bransje. Det foreligger reguleringer for kloakkrenseanlegg og ca. 50 ulike industribransjer. Minimumskravene er like i alle delstatene og er ikke avhengige av miljøtilstanden. Utslippsstandardene for *farlige stoffer* er fastsatt på grunnlag av BAT for både nye og eksisterende forurensningskilder. BAT-standardene gjelder også for industri-utslipp til offentlig avløpsnett. Når det gjelder utslipp av

andre stoffer, er rensekravene basert på «allment anerkjent teknologi». For visse vannmiljø har man satt spesielle kvalitetsmål som innebærer at man stiller strengere rensekrav enn føderale minimumskrav. Disse målene er fastsatt i de såkalte elveplaner som utgjør det rettslige grunnlaget for strengere pålegg.

Konsesjonspliktige betaler også avgift på utslipp til vann. Denne avgiften tar utgangspunkt i terskelverdier for utslipp av visse stoffer som er satt ut i fra beregninger av hvilke utslippskonsentrasjoner som ikke medfører skade for vannmiljøet. Er utslippskonsentrasjonene mindre, betales det ikke avgift. Er utslippene større, skal bedriftens konsesjon inneholde kontrollverdier. Bedriften betaler avgift avhengig av differansen fra terskelverdi til kontrollverdi. Overskrides kontrollverdien betales det i tillegg avgift avhengig av overskridelsens størrelse og overskridelsens hyppighet. Avgiften beregnes på grunnlag av ni parametre og er i dag DM 50 pr. «forurensningsenhet». Den skal heves gradvis til DM 90 frem til 1999. Avgiften er føderalt bestemt, men inntektene disponeres av delstatene og er bundet til vannforbedringstiltak.

Avløp- og renseanlegg drives hovedsakelig i offentlig regi. Siden 1970 er ca. DM 110 milliarder investert i avløpsnett og renseanlegg. I tidligere Vest-Tyskland er 90 % av befolkningen knyttet til kloakksystem med biologisk renseanlegg eller bedre. En halvering av fosfat- og nitrogenutslippene vil kreve at man innfører kjemisk rensing av offentlig avløpsvann. Krav om slik rensing er vedtatt.

11.3 TRAFIKK

Økte utslipp fra trafikk spiser delvis opp effekten av utslippsreduksjonene fra industrien. Trafikkens relative betydning er økt for de fleste typer luftforurensninger i forhold til situasjonen på 1970-tallet. Trafikk var i 1990 f.eks. ansvarlig for 73 % av NO_x -utslippene og 57 % av CO-utslippene i vest. For bly har man imidlertid oppnådd betydelige reduksjoner. Særlig sterk har økningen i tungtransport vært. Trafikkomfanget beregnes å øke kraftig videre som følge av Tysklands samling, økt samhandel med tidligere kommuniststater i sentral-Europa, og etableringen av EUs indre marked.

Virkemiddelbruken på trafikksektoren domineres av direkte reguleringer og økonomiske virkemidler. Den føderale luftforurensningsloven hjemler forskrifter om avgasskrav for kjøretøy og bestemmelser for både nye vegprosjekter og omlegging av eksisterende veger. Årlig avgasstest er obligatorisk. Videre kan delstatene innføre ulike midlertidige eller permanente restriksjoner eller forbud mot vegtrafikk i ulike situasjoner. Ved overskridelse av luftkvalitetsstandarder plikter delstatene å utarbeide planer for forbedring av luftkvaliteten. Av økonomiske virkemidler er det avgiftsfordeler for blyfri bensin. Dessuten er det lavere salgsskatt på dieselbiler som tilfredsstilte strengere avgasskrav enn minimumskravene.

Tyskland kan som EU-medlem ikke sette strengere minimumsstandarder for kjøretøy enn EU selv har. Tysklands plassering midt i Europa og den sterke økningen i varetransporten gjør en effektiv politikk helt avhengig av felles løsninger på EU-plan. Trafikkøkningen vil mer enn oppveie effekten av renere biler og gjør såkalte «ikke-tekniske trafikkpolitiske tiltak» nødvendige. Samlede årlige investeringer er nå større i jernbane enn i vegnettet. Transportdepartementet planlegger likevel for en forventet økning i vegtrafikk på 29 % for personbiler og 95 % for gods frem til 2010.

Den årlige bilavgiften vil i nær fremtid bli lagt om til å være utelukkende avgassbasert. Regjeringen led nederlag i EF-domstolen da den ville innføre en vektbasert årlig *brukeravgift* for både innenlandske og utenlandske tyngre kjøretøy. Idéen er likevel ikke skrinlagt fordi transittrafikk gjennom Tyskland har økt vold-

somt og vil øke videre. Progressive standarder vurderes innført for å presse frem utviklingen av ny teknologi.

11.4 AVFALL

Det har lenge vært lokal motstand mot avfallsplasser og forbrenningsanlegg, og landfyllingskapasiteten vil halveres de neste 4-5 årene. Siden det produseres 8,5 tonn avfall pr. sekund (utenom jordbruksavfall), har man et akutt avfallsproblem i Tyskland.

Den føderale *avfallsloven* er en rammelov som spesifiseres nærmere i forskrifter og tekniske regler. Lovens tre hovedmålsettinger er å forhindre at avfall oppstår, at uunngåelig avfall i størst mulig grad gjenvinnes, og at avfall som ikke kan gjenvinnes behandles på en måte som ikke er til skade for miljøet. Den mest kjente forskriften under avfallsloven er *emballasjeforskriften*. Denne tok utgangspunkt i at ca. halvparten (i volum) av kommunalt avfall var emballasje. Forskriften pålegger bl.a. alle produsenter og distributører å ta tilbake brukt emballasje ved leveringspunkter i eller like ved salgsstedet, bruke emballasjen om igjen eller gjenvinne stoffer fra den. Dette skal skje utenom det offentlige innsamlingsystemet. Man kan fritas fra plikten til å ta tilbake emballasje ved å etablere et eget innsamlingssystem som sikrer påfølgende sortering og gjenvinning av bestemte andeler. Bedrifter har gått sammen om å etablere et slikt system (DSD) hvor de betaler en gradert avgift pr. forpakningsenhet.

For avfall som ikke lar seg forhindre, bruke om igjen eller gjenvinne, har man en rekke forskrifter og tekniske regler. *TA Abfall* stiller krav til fysisk behandling før avfallsdeponering og til selve deponeringen. *Forskriften for forbrenningsanlegg* inneholder BAT-baserte utslippsstandarder for nye anlegg. Eksisterende forbrenningsanlegg må være BAT-utstyrt innen 1996. Forskriften om spillolje etablerer produsentansvar for spillolje og regulerer innsamling og behandling. Prisene for behandling av spesialavfall er betydelig høyere i Tyskland enn i andre land, noe som bl.a. skyldes strengere tyske standarder. Noen delstater har også innført avgifter på andre typer industriavfall. Disse avgiftsordningene er meget kompliserte og har ført til forslag om en enklere, føderal avgiftsordning.

Den tyske avfallspolitikken har vært gjenstand for stor interesse bl.a. fordi den søker å kombinere ambisiøse krav uten at man ender opp med rigide styringssystemer. Samlet avfallsmengde har holdt seg stabil siden 1980, og gjenvinningsandelene for *industriavfall* har steget betydelig. Emballasjeforskriften antas å ha redusert de *kommunale avfallsmengdene* med ca. 30 %, og plastens andel i salgsemballasje er sunket fra 40 % til 24 %. Selv om det har vært problemer i iverksettelsen av emballasjepolitikken, ses produsentansvar likevel som en fremtidsrettet politikk, og liknende forskrifter forberedes for bl.a. elektroniske produkter, biler, avispapir og bygningsartikler. Det planlegges også en føderal avgift for deponering/forbrenning av avfall, som skal gi insentiv til å unngå avfall eller oppmuntre gjenvinning.

11.5 OPPSUMMERING

Tysk forurensningspolitikk er mest ambisiøs på områder hvor problemene har vært store *og* synlige. Synlige vannforurensninger medvirket til utbyggingen av kloakkrenseanlegg med biologisk rensing; skogsdød og akutte avfallsproblemer har foranlediget en radikal politikk overfor luftutslipp og avfall. Direkte reguleringer har vært den gjennomgående viktigste virkemiddeltypen. Politikken overfor industri- og kloakkutslipp er dominert av utstrakt bruk av teknologibaserte utslippsstandarder kombinert med konsesjonsordninger, og det har vært en klar tendens i retning

av *felles* nasjonale minimumsstandarder. Bruken av økonomiske virkemidler er konsentrert til områdene trafikk og utslipp til vann. På avfallsområdet har man valgt å internalisere de eksterne kostnader gjennom produsentansvar.

KAPITTEL 12

Nederland

Miljølovgivningen i Nederland har vært svært oppsplittet med egne lover for ulike vannmiljøer, jord, avfall, spesialavfall, luft, støy, kjemikalier, etc. Lovene er vanligvis rammelover som utfylles av regjeringens detaljerte forskrifter. I 1980 ble prosedyreloven Environmental Protection (General Provisions) Act vedtatt. Hovedhensikten med loven var å harmonisere og rydde opp i «jungelen» av miljølovgivning, men det er først nå kapitler fra sektorlovene blir overført til miljøvernloven. Et miljøpolitisk vendepunkt kom med National Environmental Policy Plan (NEPP) i 1989. NEPP definerte ambisiøse mål for utslippsreduksjoner. Det fulgte også en diskusjon om virkemidler i forurensningspolitikken som særlig fokuserte på direkte reguleringer, økonomiske virkemidler og frivillige avtaler.

12.1 INDUSTRIUTSLIPP TIL LUFT

Den viktigste loven på dette området er luftforurensningsloven. Loven er generell og gir regjeringen relativt frie hender til å utstede forskrifter og iverksette andre tiltak for å nå lovens overordnede mål. Virkemiddelbruken overfor utslipp til luft fra industrien er både kilde- og effektorientert: På miljøkvalitetsiden opererer man med retningsgivende standarder for omlag 20 stoffer. Kvalitetsstandardene skal benyttes som rettesnor for regulering av utslipp. På utslippssiden er virkemiddelbruken for tiden under omlegging. Luftforurensningslovens konsesjonsordning er beholdt, men nå er bedrifter innen 28 kategorier fritatt fra å søke om konsesjon og reguleres i stedet med generelle forskrifter. Bakgrunnen for omleggingen var delvis at mange bedrifter ikke hadde konsesjon og dermed var uregulerte. Likevel var konsesjonene så mange at det krevde store administrative ressurser. En annen årsak var store variasjoner i kommunenes og provinsenes politikk og praksis. Vilkårene i den enkelte konsesjon kan suppleres med eller erstattes av generelle forskrifter. I 1992 vedtok man nye retningslinjer for fastsettelse av konsesjonsvilkår som i hovedtrekk følger de tyske standardene i TA-Luft.

Man har ingen spesielle avgifter for utslipp til luft utover skatten på fossile brensler. Denne skatten erstattet fra 1988 en rekke mindre særavgifter. I de senere årene er det derimot gjort større bruk av frivillige avtaler. Man har satt i gang et program hvor myndighetene og de ulike industribransjer samarbeider om hvordan nærmere bestemte utslippsreduksjoner skal oppnås. Hver avtale omfatter alle sentrale miljøproblemer. Bransjen er forpliktet til å oppnå en spesifisert reduksjon av totalutslipp, men står friere til å fordele reduksjonene mellom hver enkelt bedrift. Myndighetene skal avstå fra å komme med nye reguleringer, men hvis avtalen brytes, vil ensidige reguleringer kunne bli satt i verk. Avtalene skal ikke ta konsesjonenes plass; bedriftenes avtalevilkår skal senere nedfelles i konsesjonene og gå *utover* de nasjonale minimumsstandardene.

Et sentralt motiv for omleggingen av virkemiddelbruken er, foruten å oppnå konsensus om gjennomføringen av miljøtiltakene, å kunne oppnå *raskere* utslippsreduksjoner. Nasjonale standarder som delvis erstatning for individuell konsesjonsbehandling skal gi raskere reduksjoner. Frivillige avtaler er betydelig raskere enn lovregulering som ofte tar 2-3 år. Sammenslåingen av enkeltlovene til én integrert miljølov skal gjøre reguleringene mer effektive og de administrative rutinene raskere og enklere.

12.2 UTSLIPP TIL VANN FRA INDUSTRI OG KLOAKK

Den viktigste vannforurensningsloven (Pollution of Surface Water Act) fastsetter konsesjonsplikt for alle direkte utslipp og gir vann- og avløpsverkene (Waterschappen) rett til å stille krav til spillvannets kvantitet og kvalitet. Bedrifter i ca. 20 ulike bransjer må ha konsesjon for utslipp til avløpsnettet. Konsesjoner for utslipp til vann skal inneholde rensekrav som bygger på «Best Technical Means» (BTM) eller «Best Practical Means» (BPM) avhengig av stoffenes giftighet. Begge kravene defineres i forhold til BAT. Slike retningslinjer er utarbeidet for 20 forskjellige bransjer. De er ikke juridisk bindende, men avvik fra anbefalingene må begrunnes. Utslippsvilkårene skal i hovedsak utformes uavhengig av miljøtilstanden.

En annen viktig komponent i vannforurensningsloven er avgiften på utslipp til vann. Avgiftsordningen er delt mellom utslipp til såkalte statlige vannområder og ikke-statlige områder. Avgiften omfatter utslipp av oksygenforbrukende materiale og vanligvis også tungmetaller, og satsene varierer med bedriftenes størrelse. Avgiften settes slik at vannverkene får dekket sine administrasjons- og rensekostnader samt avgiftene de selv må betale for egne utslipp til statlige vannområder. *Statlige* avgiftsinntekter må brukes til investeringer i kloakkrenseanlegg og støtte til installering av renseutstyr i industrien.

Kombinasjonen av utslippstillatelser og utslippsavgifter har ført til betydelig reduserte utslipp fra industrien. Likevel overskrides en rekke vannkvalitetsstandarder. Dette skyldes bl.a. store mangler ved konsesjonspolitikken ved at konsesjoner ikke har blitt revidert, en liberal dispensasjonspolitikk og få reaksjoner ved brudd på tillatelsene. Man forsøker nå å komme ajour med revisjon av tillatelsene. Samtidig vil man delvis erstatte individuelle konsesjoner med generelle forskrifter. Bedriftene i mange bransjer anses like nok til å kunne reguleres med generelle regler. Omleggingen forventes også å gi lavere administrasjonskostnader.

92 % av alle husholdninger er tilknyttet det offentlige avløpsnettet, og nesten samtlige renseanlegg foretar biologisk rensing. Oppgradering av renseanleggene til kjemisk rensing er nå en prioritert oppgave for å redusere utslippene av næringssalter. Diffuse kilder veier stadig tyngre, og særlig forurensningene fra jordbruket er store, noe som bl.a. skyldes at Nederland har det mest intensive jordbruket i verden.

12.3 TRAFIKK

Nederland har den høyeste biltettheten i verden, og både biltettheten og gjennomsnittlig kjørelengde stiger fortsatt. Virkemiddelbruken på trafikkområdet består i hovedsak av direkte reguleringer og økonomiske virkemidler.

Den sentrale loven for trafikkforurensninger er luftforurensningsloven (VROM) som administreres av miljøverndepartementet. Denne utfylles av forskrifter som setter standarder for kjøretøyers avgasser og drivstoffkvalitet. Alle biler eldre enn tre år omfattes av en obligatorisk årlig avgasstest. Det stilles også krav til bilmodellers holdbarhet med hensyn til avgasskravene. Når en bilmodell har gjennomgående lav holdbarhet, kan produsent/importør pålegges å kalle inn samtlige biler for inspeksjon og utbedring for egen regning. Ved tilfeldige tester har man funnet at 97 % av bilene overholder kravene.

Trafikksektoren omfattes av brenselskatten. Videre har man en avgiftsforskjell mellom blyfri og blyholdig bensin. Nederland har tatt i bruk flere avgiftsfordeler og subsidier som skal oppmuntre kjøp av henholdsvis personbiler og dieseldrevne busser/tyngre kjøretøy som tilfredsstiller vedtatte *fremtidige* minstestandarder i EU (avgasser og støy). Man har også revidert skattereglene for bilutgifter til og fra arbeid og for bruk av firmabil. Nederland vil fortsette politikken med å jobbe for

strengere EU-standarder og deretter bruke økonomiske virkemidler for å stimulere kjøp av kjøretøy som tilfredsstiller *fremtidig* standard.

12.4 AVFALL

Fragmenteringen av lovverket på avfallsområdet er et problem siden man har avfallslov, lov om kjemisk avfall og andre lover for spesielle typer avfall. Nå innarbeides imidlertid avfallslovene i den nye miljøvernloven. Avfallsloven inneholder en konsesjonsordning for landfyllinger og forbrenningsanlegg. Industribedrifter har også måttet ha separat konsesjon etter avfallsloven. Myndighetene kan stille krav til mengde og sammensetning av avfall, men konsesjonene brukes primært til å pålegge informasjonsplikt om avfallsmengder.

Produsenter kan nå pålegges fysisk og økonomisk ansvar for visse typer avfallsprodukter. Det forberedes forskrifter som spesifiserer produsentansvar for bl.a. kjøleskap og elektroniske produkter. Myndighetene får også adgang til påby etablering av panteordninger. Dette vil bli gjort for batterier siden innleveringsgraden har vært utilfredsstillende. I forlengelsen av NEPP ble det studert ulike forslag om miljøavgift på avfall og en rekke panteordninger, men det har foreløpig resultert i lite.

Myndighetene har inngått en avtale med emballasjeindustrien som bl.a. forplikter bransjen til å redusere totalt emballasjevolum, erstatte farlige forbindelser med de minst skadelige, erstatte éngangsemballasje med ombruksemballasje og til å gjenvinne emballasje som ikke kan brukes igjen.

12.5 KJEMIKALIER/KJEMISKE PRODUKTER

Som for andre EU-land er virkemiddelbruken overfor kjemikalier/kjemiske produkter sterkt preget av direktivene i EU som inneholder harmoniserte produktkrav. I Nederland anser man imidlertid å ha kommet relativt langt med risikovurdering som grunnlag for regulering. Det er utarbeidet grenseverdier for konsentrasjoner av stoffer som representerer fare for mennesker og økosystemer: konsentrasjoner som tilsvarer den maksimalt tillatte risiko (MAL – maximum allowable limit) og konsentrasjoner som tilsvarer ubetydelig risiko (negligable limit). Standarder for alle stoffer tilsvarer samme risiko. Ved å sammenholde disse standardene med måleverdier, har man et redskap for å *prioritere* innsatsen. For eksisterende stoffer skal MAL-grensen fungere som en utløsermekanisme: Når målinger viser større konsentrasjoner, skal det iverksettes tiltak for å bringe konsentrasjonen ned til det akseptable. Slike tiltak kan være krav til endret produktsammensetning. Når nye kjemikalier varsles, beregnes forventet konsentrasjon i ulike resipienter. Om økt risiko kan forventes av kjemikaliet, kan det ikke fritt introduseres på markedet, og hvis begrensninger ikke kan redusere risikoen til det akseptable, forbys kjemikaliet.

Frivillige avtaler brukes nå mer fordi avtalene gir raskere resultater, bl.a. fordi man ikke må involvere EU-systemet. Avtalene innebærer tiltak utover hva man kan oppnå ved reguleringer pga. EUs direktiver med harmoniserte produktkrav.

12.6 OPPSUMMERING

Direkte reguleringer innehar fortsatt en sentral plass i nederlandsk virkemiddelbruk, men suppleres i økende grad med andre virkemidler, særlig med frivillige avtaler og i noen grad økonomiske virkemidler. Konsesjonssystemet er en viktig komponent i reguleringspolitikken, men prinsippene for fastsettelse av konsesjonsvilkår varierer. BAT danner grunnlag for fastsettelse av standarder på stadig flere områder, men risikovurderinger er også i ferd med å bli tatt i bruk ved fastsettelse av både kvali-

tets- og utslippsstandarder for prioriterte stoffer. Økt bruk av nasjonale standarder reduserer lokale myndigheters spillerom ved utformingen av utslippstillatelser.

Det oppsplittede regelverket førte til at miljøproblemer delvis ble sirkulert, og derfor samles nå miljølovene. Det store antall konsesjoner har gjort det administrativt krevende å følge opp nye standarder i reviderte konsesjoner. Nå legger man større vekt på bransjeforskrifter uten individuelle konsesjoner. Satsingen på frivillige avtaler skyldes både ønske om integrerte miljøløsninger, lavere administrasjonskostnader, raskere utslippsreduksjoner og større fleksibilitet.

KAPITTEL 13

Storbritannia

Britisk virkemiddelbruk er nesten helt dominert av direkte reguleringer. Viktige endringer i senere års britisk miljøpolitikk omfatter den nye miljøvernloven (Environmental Protection Act – EPA) som etablerte et nytt system for kontroll av store forurensere (Integrated Pollution Control – IPC), og omorganiseringen av ulike myndighetsorganer hvor man har skilt operative funksjoner ut i private selskaper og der de offentlige organer nå bare har regulerende funksjon.

13.1 INDUSTRIUTSLIPP TIL LUFT OG VANN

Alle typer *større industriutslipp* reguleres nå gjennom EPA, noe som utføres av Her Majesty's Inspectorate for Pollution (HMIP). En konsesjon dekker utslipp til samtlige resipienter, og to hovedprinsipper skal ligge til grunn for utformingen av konsesjonene: For det første skal de reflektere nasjonale utslippsstandarder for ulike industriprosesser som er basert på det såkalte BATNEEC-prinsippet (Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs). For det andre skal konsesjonene fordele utslippene mellom de ulike resipienter på en måte som er best for miljøet som helhet (Best Practible Environmental Option). Utslipp til luft fra *mindre forurensere* reguleres også gjennom EPA og er dermed blitt konsesjonspliktige. Disse konsesjonene er basert på ulike BATNEEC-standarder for 78 forskjellige industriprosesser. Her er lokale myndigheter konsesjons- og kontrollmyndighet. Direkte utslipp til vann som ikke reguleres av HMIP, dekkes av vannloven (Water Act) hvor National Rivers Authority (NRA) er ansvarlig myndighet. Alle utslipp til vann er konsesjonspliktige. De nylig privatiserte vann- og avløpsselskapenes har vanligvis ansvar for industriutslipp via avløpsnettet, men selskapene reguleres i sin tur av NRA.

Resipientorienteringen har tradisjonelt vært viktigere enn utslippsorienteringen i Storbritannia, men det var først med EPA og vannloven man fikk et eget juridisk grunnlag for å operere med *nasjonale* miljøkvalitetsmål. Kvalitetsmålene skal ligge til grunn for regulerende myndigheters konsesjonspraksis.

13.2 KLOAKK

Kloakkutslipp er ansett som den viktigste forurensningskilden til vann. Dette skyldes bl.a. praksisen med å generere store mengder spillvann fra industrien gjennom avløpsanleggene og at mange renseanlegg er underdimensjonerte.

De privatiserte vann- og avløpsselskapene har det operative ansvaret for vannforsyning, avløpsnett og kloakkrensing. Tidligere hadde de såkalte vannmyndighetene både operative og regulerende oppgaver. Regulerings- og kontrollansvaret er nå lagt til NRA. Målene for vannkvalitet fikk en formell juridisk status med vannloven og er nå numeriske i motsetning til tidligere.

EUs direktiv om kloakkrensing og vannkvalitetsmålene innebærer at vannselskapene må investere £ 28 mrd. i perioden 1990-99 i renseanlegg. Dette må selskapene ta inn via høyere avløpsavgifter. De store investeringene som følger av direktivet, har forårsaket hodebry i Storbritannia og uenighet i EU om kriteriene for å avgjøre ulike vannmiljøers status og hvilke rensekrav som dermed skal gjelde. Direktivets normale minstekrav er biologisk rensing. Britiske utslipp av avløpsvann til sjøen skjer i stor grad bare med mekanisk rensing eller uten rensing overhodet. Direktivet åpner for at det er tilstrekkelig med mekanisk rensing i *mindre utsatte*

områder. UK søker derfor å få definert størsteparten av sine kystmiljøer som lite utsatte områder.

13.3 TRAFIKK

Forurensningene fra transportsektoren øker også stadig i Storbritannia, noe som skyldes vekst i transportvolumet. Det er forventet fortsatt vekst i personbilbruken.

Lover og forskrifter som regulerer forurensninger fra kjøretøy er i hovedsak resultat av EU-direktiver. Forskrifter hjemlet i vegtrafikkloven stiller krav til kjøretøyers avgasser. Avgasstest er nylig innført i forbindelse med den årlige obligatoriske kjøretøykontrollen (MoT test) og dekker hydrokarboner og CO. Det er varslet at denne testen vil omfatte flere gasser. Alle nye tyngre kjøretøy og opptil 4 år gamle trailere skal være utstyrt med fartsbegrensende plombering. Produktkrav til drivstoff reguleres av forskrifter under forurensningsloven og dekker blyinnhold i bensin og svovelinnhold i diesel. Blyfri bensin nyter godt av en avgiftsfordel vis-à-vis blyholdig bensin.

Storbritannias luftkvalitetsstandarder er resultat av tilsvarende EU-direktiver og fikk lovstatus i EPA. Standardene innebærer plikt til måling/overvåking av luftkvalitet og til å utarbeide planer for hvordan standardene skal nås.

13.4 AVFALL

Britisk avfallspolitikk har tre hovedmålsettinger: minimere avfallsproduksjonen, øke gjenvinningen og sikre forsvarlig sluttbehandling av avfall som ikke kan unngås. Ca. 85 % av det *regulerte* avfallet deponeres eller forbrennes. Med unntak av de aller største byene, er det ingen mangel på landfyllinger. Storbritannias geologi har gjort at avfallsdeponering på land har kunnet skje til relativt lave kostnader. Forbrenning er opptil tre ganger så kostbart. For å redusere avfallsmengdene har derfor myndighetene vedtatt å øke deponeringskostnadene ved å sette strengere standarder.

EPA innebar skjerpede reguleringer på avfallsområdet. Som på vannområdet ble operative og regulerende oppgaver skilt. Avfallsmyndigheter (Waste Regulation Authorities – WRAs) på fylkesnivå (counties) fikk i oppgave å utstede konsesjoner til operatører av fyllplasser og forbrenningsanlegg. Konsesjonene blir lagt ut på anbud til egne kommunale selskaper og private entrepenører. Konsesjonene skal nå stille krav til operatørens teknisk kompetanse og økonomiske ressurser slik at konsesjonsvilkårene kan oppfylles, deriblant nødvendige etterbehandlingstiltak. Operatørens ansvar vil gjelde til myndighetene har autorisert at en stengt avfallsplass ikke lenger representerer forurensnings- eller helsefare. Miljødepartementet utarbeider nå strengere tekniske retningslinjer for drift som skal gjenspeiles i konsesjonene. Strengere standarder for avfallsdeponering vil øke prisene på slike tjenester. For å unngå at dette leder til ulovlig deponering, inneholder EPA et ansvar for alle som har hånd om avfall, om at det behandles på lovlig og sikker måte. Ansvaret opphører ikke ved overføring, noe som skal gi alle en egeninteresse i å forsikre seg om at avfallet blir behandlet forsvarlig.

I konsesjonene (se *"Industriutslipp til luft og vann"* i avsnitt 13.1 ovenfor) regulerer HMIP forhold som berører generering og håndtering av fast avfall, og kan dermed fastsette vilkår om totale avfallsmengder og om avfall skal gjenvinnes, forbrennes eller deponeres på land.

Som en følge av de nye kravene til operatører av fyllplasser, vil kostnadene for å deponere avfall stige betydelig (antatte prisøkninger på 50-150 % innen 2000). Myndighetene forventer at dette vil stimulere avfallsminimering og gjenvinning. Et

direkte økonomisk virkemiddel som nå er tatt i bruk, er såkalte gjenvinningskreditter. Operatører eller frivillige organisasjoner som samler avfall separat for gjenvinning, får utbetalt beløpet myndighetene da sparer i innsamlings- og deponeringskostnader.

13.5 OPPSUMMERING

Direkte reguleringer utgjør den viktigste virkemiddelkategorien i britisk forurensningspolitikk. Regjeringen mener at begrensningene ved denne typen virkemidler tilsier et betydelig større innslag av økonomiske virkemidler. De siste års endringer har likevel hovedsaklig knyttet seg til direkte reguleringer: EPA styrket miljømyndighetenes styringsmuligheter i forhold til tidligere lovgivning. Loven utgjør også det juridiske grunnlaget for IPC som omfatter alle de største stasjonære forurensningskildene. EPA og IPC forsøker å bøte på problemet med et fragmentert lovverk som gjorde det vanskelig å komme frem til gode reguleringsløsninger for miljøet som helhet. EPA innebærer også at store forurensere nå stilles overfor sentralt definerte *utslippsstandarder* basert på BATNEEC. Regulering av mindre industriutslipp til vann og utslipp fra kloakkrenseanlegg baseres derimot i stor grad på *miljøkvalitetsstandarder*.

KAPITTEL 14

USA

Administrative virkemidler var lenge helt dominerende i USAs miljøpolitikk. Senere har direkte reguleringer blitt ansett for i utilstrekkelig grad å kunne forebygge forurensninger og for å være lite kostnadseffektive. Økonomiske insentivordninger og frivillige avtaler mellom myndigheter og industrien har derfor fått en større plass de senere år.

De føderale myndighetene deler ansvaret for miljøpolitiske beslutninger med delstatene som ofte har stor fleksibilitet i valg av virkemidler. Environmental Protection Agency (EPA) administrerer føderale miljølover og utvikler nasjonale programmer for hvordan disse skal følges opp. Delstatene eller lokale myndigheter er vanligvis ansvarlige for implementering, kontroll og håndheving, men EPAs regionkontorer regulerer direkte de delstatene som ikke har fått delegert myndighet av EPA sentralt. Ofte har delstatene egne tilleggslover, og normalt må de operere med standarder og håndhevingsmekanismer som er minst like strenge som det som er bestemt av EPA sentralt.

14.1 INDUSTRIUTSLIPP TIL LUFT

Utslipp til luft reguleres av loven Clean Air Act (CAA) som sist ble endret i 1990. Man har *nasjonale minimumsstandarder for luftkvalitet* for 6 stoffer. Delstats- eller lokale myndigheter er ansvarlige for å overholde standardene i de regionene for luftkvalitetskontroll som faller inn under deres jurisdiksjon. Hver delstat kan sette strengere luftkvalitetskrav og står fritt til å velge hvilke tiltaksområder de vil satse mest på så lenge minimumskravene overholdes. EPA skal gripe direkte inn overfor regioner som ikke har oppfylt luftkvalitetsstandardene og krever at delstaten utarbeider planer som viser hvordan standardene skal oppnås innen spesifiserte tidsfrister.

Delstatenes fleksibilitet begrenses imidlertid av *føderale teknologibaserte utslippsstandarder*. Alle bedrifter med utslipp over en viss mengde av de stoffene man har kvalitetsstandarder for, er konsesjonspliktige. Utslippsstandardene gjelder for *nye og modifiserte* industri-anlegg. Utslippsstandardene pålegger installasjon av «best adequately demonstrated continious control technology available, taking costs into account». For 189 giftige stoffer har man bransjevise utslippsstandarder som gjelder for *alle* foretak med utslipp over en viss størrelse. Disse standardene er basert på *Maximum Available Control Technology* (MACT).

CAA tillater handel med utslippskvoter mellom stasjonære kilder. Alle som reduserer utslippene av stoffene det er satt kvalitetsstandarder for utover det utslippsstandardene krever, kan få såkalte utslippsreduksjonskreditter. Kredittene er en spesifisert mengde og type forurensning. Kredittene kan overføres til andre deler av bedriften for å utjevne overskridelser der, selges til andre bedrifter med utslipp til samme resipient eller spares for senere bruk. I områder der luftkvalitetsstandardene ikke er oppfylt, anvendes såkalte «offsets» hvor nye bedrifter bare kan etableres hvis egne utslipp mer enn oppveies av reduksjonskreditter kjøpt fra andre. En egen forskrift under CAA inneholder mål om reduserte SO_2 - og NO_X -utslipp fra kraftverk. Dette skal nås gjennom strengere utslippsstandarder. For å få fleksibilitet i fordeling og «timing» av SO_2 -reduksjonene etablerer man nå en ordning hvor kraftverkene skal handle med utslippskvoter. Kontinuerlig kontrollteknologi skal sikre at utslippskvotene blir overholdt. For NO_x , anvendes «emission averaging»:

To eller flere av kullkraftverkene kan innfri kravene ved å vise til gjennomsnittet av utslippene.

Frivillige avtaler retter seg særlig mot utslipp av miljøgifter og har fått større plass de senere årene. En type avtaler gir bedrifter lengre tid til å installere MACT-teknologi hvis de reduserer utslippene av miljøgifter med 90 %. Videre er frivillige avtaler en viktig del av den handlingsplanen mot klimaendringer som er utarbeidet. Bl.a. pågår forhandlinger med aluminiumsindustrien vedrørende reduksjon av klimagassutslipp.

14.2 TRAFIKK

CAA er det juridiske hovedinstrumentet også for å regulere utslipp fra mobile kilder. Føderale avgasstandarder gjelder for CO, hydrokarboner og NO_x . CAA inneholder også andre standarder for kjøretøy: Ny teknologi som varsler bilføreren om for store eksosutslipp, er påbudt f.o.m. 1994-modellene. California og områder hvor luftkvalitetsstandardene ikke er oppfylt, har lov til å sette egne krav til kjøretøy og drivstoff. Produktstandarder for drivstoff kom imidlertid først i 1989. Blyholdig bensin er så og si faset ut og vil bli forbudt fra 1996. CAA har krav om at renere, såkalt «reformulert» bensin blir solgt i områdene hvor kvalitetsstandarden for bakkenær ozon overskrides mest. For å få større fleksibilitet i iverksettelsen av drivstoffkrav har man ulike ordninger med omsettelige kvoter for tilsetningsstoffer.

CAA etablerte et pilotprosjekt i California der en kombinasjon av utslipps- og produktstandarder blir anvendt. Prosjektet pålegger innfasing av gradvis flere kjøretøyer med strengere utslippsstandarder. Standardene kan møtes med hvilken som helst kombinasjon av kjøretøyteknologi eller rene drivstoffer. Fra 2001 blir standardene strengere. Det tar om lag 10 år å fornye bilparken, og siden «reformulert» bensin også kan brukes av eldre biler, vil man oppnå *raskere* utslippsreduksjoner med innfasing av slik bensin enn med nye teknologikrav til kjøretøy.

Krav om inspeksjon og vedlikehold av passasjerbiler er det tredje hovedfundamentet i utslippkontroll for kjøretøyer. De fleste delstatene krever årlig inspeksjon.

14.3 UTSLIPP TIL VANN FRA INDUSTRI OG KLOAKK

Hovedloven som regulerer vannforurensning i USA, Clean Water Act, pålegger delstatene å utarbeide *vannkvalitetsstandarder*. Delstatene setter egne standarder bygd på anbefalinger gitt av EPA. Innen 1989 måtte delstatene lage en liste over de vannområdene som ikke ble forventet å møte standardene selv etter at *utslippsstandarder* for industri og offentlige kloakkrenseanlegg var innført. EPA kan etablere føderale vannkvalitetsstandarder hvis delstatene ikke gjør det.

På føderalt nivå anvendes først og fremst konsesjoner og utslippsstandarder. Industribedrifter må ha konsesjon fra EPA eller kvalifiserte delstater under det såkalte National Pollutant Discharge Elimination System-programmet (NPDES). Konsesjonene inneholder føderale teknologi-standarder. Industrien må installere «best practicable control technology» (BPT) for utslipp av bakterier og oksygenkrevende materiale. Kravene varierer for 51 ulike industribransjer. For *giftige utslipp* er BPT erstattet med best tilgjengelig teknologi som er økonomisk oppnåelig, men nye utslippskilder møter strengere teknologistandarder.

Også kommunale kloakkanlegg må ha konsesjon innenfor NPDES-programmet. Byer med utslipp til hav kan få unntak fra normale rensekrav hvis de kan vise at naturlige faktorer eliminerer tradisjonelle former for forurensninger og at vannkvalitetsstandardene er oppfylt. En føderal tilskuddsordning for bygging av kommunale kloakkanlegg har eksistert siden 1956. Tilskuddene dekker opptil 75% av

kostnadene hvis ny teknologi anvendes, men det er vedtatt at delstatene og kommunene skal overta alle finansieringsforpliktelser.

De fleste delstatene har i dag tatt over konsesjons- og håndhevingsmyndigheten fra EPA. Clean Water Act vil bli revidert av Kongressen i nærmeste fremtid. Det forventes at loven vil bli lagt om i samme retning som Clean Air Act, dvs. større bruk av økonomiske virkemidler og frivillige avtaler. Det ventes også mer omfattende lovregulering av diffuse kilder som nå veier relativt tyngre.

14.4 AVFALL

I 1995 vil halvparten av dagens landfyllinger være fylt, og nye fyllinger blir ofte motarbeidet av lokalbefolkningen. Virkemiddelbruken på avfallsområdet varierer sterkt mellom delstater og kommuner, men både kommunalt avfall og spesialavfall er regulert av Resource Conservation and Recovery Act (RCRA). Mens tidligere lovverk hovedsakelig fokuserte på langtidslagring, har senere endringer søkt å øke gjenvinning av energi og masse fra avfallet samt å hindre at avfall blir generert. For landfyllinger etablerer RCRA tekniske standarder for drift, regler for lokalisering, overvåking, stenging og etterkontroll, samt en klausul om at eiere/operatører av landfyllinger må være finansielt i stand til å dekke etterkontroll og opprensing.

Virksomheter som genererer, viderebehandler, oppbevarer eller deponerer *spesialavfall* må ha konsesjon som inneholder ulike tekniske standarder og driftsstandarder. Det stilles også finansielle krav slik at de er rustet til å møte eventuelle ulykker, samt at de kan stenge virksomheten når EPA krever dette. RCRA inneholder et «corrective action program» som gir EPA myndighet til å kreve at eiere eller operatører av virksomheter som har generert spesialavfall, renser opp ved utslipp.

Den såkalte Superfund-loven pålegger EPA å identifisere nedlagte og konkursrammede virksomheter som representerer en trussel for offentlig helse og miljø, samt å sette i gang opprensing. Et fond (Superfund) ble etablert for å muliggjøre oppgaven. Programmet finansieres av ulike skatter. I perioden 1987-91 finansierte fondet $ 8.5 mrd. av programmet. Rensetiltak hvor det anvendes penger fra fondet, kan kreves dekket av ansvarlige parter gjennom det føderale rettssystemet. Økonomisk ansvar kan gjøres gjeldende overfor tidligere og nåværende grunneiere, bedrifter som genererte, transporterte eller plasserte avfallet på stedet og selv långivende institusjoner.

14.5 KJEMIKALIER

Toxic Substances Control Act (TSCA) pålegger bedriftene å varsle før produksjon av *nye* kjemikalier settes i gang for at farlige kjemikalier skal kunne identifiseres og kontrolleres før de kommer i vidstrakt bruk. TSCA gir EPA myndighet til å kreve at produsenter tester *eksisterende* kjemikalier.

Kjemikalier som har umiddelbare helseeffekter hvis de blir sluppet ut, er omfattet av et obligatorisk rapporteringssystem som ble etablert med Emergency Planning and Community Right-to-Know Act. Rapportene samles inn av EPA og publiseres i en årlig *Toxic Release Inventory* (TRI). Oversikten gjøres tilgjengelig for publikum. Frivillige avtaler brukes stadig mer på kjemikalieområdet, bl.a. fordi det er svært vanskelig å forby kjemikalier som eksisterte før TSCA ble vedtatt. TRI er et viktig redskap for å identifisere bedrifter for deltakelse i frivillige avtaler. TRI har gitt et insentiv til å endre bruken av kjemikalier og industriprosesser slik at færre kjemikalier anvendes og slippes ut. TRI brukes flittig av frivillige organisasjoner og myndighetene for å presse bedriftene til å redusere bruk og utslipp av kjemikalier.

14.6 OPPSUMMERING

USAs forurensningspolitikk er resipientorientert med fokus på minimumsstandarder for luft- og vannkvalitet. Bruken av føderale utslippsstandarder er økt i senere tid. Mens direkte reguleringer har vært den mest brukte virkemiddelkategorien, har man samtidig ønsket å øke virkemidlenes fleksibilitet ved større bruk av frivillige avtaler og økonomiske insentiver. Omleggingen kommer klarest til syne i revisjonen av Clean Air Act gjennom programmene for omsettelige utslippskvoter. Toxic Release Inventory legger grunnlaget for frivillige avtaler mellom industri og myndigheter for å begrense produksjon og bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier.

KAPITTEL 15

Fellestrekk og ulikheter i landenes virkemiddelbruk

Kapitlene foran har fokusert på virkemiddelbruken og diskusjonen omkring denne i de enkelte landene. Avslutningsvis skal vi se på enkelte likheter og forskjeller som trer frem hvis vi ser landene under ett.

15.1 FELLESTREKK

For det første har man en diskusjon om virkemiddelbruken *generelt* i alle landene, eller man har nylig hatt det. Det er stor grad av sammenfall mellom hvilke virkemiddelkategorier og kriterier for virkemiddelbruk man opererer med. Bakgrunnen for diskusjonen er stort sett den samme: behov for både en miljømessig og økonomisk mer effektiv forurensningskontroll.

Når man ser virkemiddelbruken i landene under ett, er den fortsatt dominert av direkte reguleringer (command-and-control). Videre har man i de fleste landene et *oppsplittet lovverk* for å kontrollere forurensninger, oftest med egen basislovgivning for luft, vann, jord, støy, kjemikalier, avfall, osv. Lovene er oftest ramme- og fullmaktslover som setter opp overordnede mål og prinsipper og fastlegger myndighetsorganers kompetanse og fullmakter. Lovene utfylles dermed av mer detaljerte regler og planer. Bl.a. som en følge av fragmenterte lovverk, er gjerne også den administrative strukturen sammensatt og infløkt. Myndighetsorganers ansvarsområder er ofte overlappende, og ansvarsfordelingen oppleves i flere av landene som uklar.

Et annet fellestrekk er bevegelsen i retning av at nasjonale minimumsstandarder erstatter lokalt fastsatte standarder. Konsesjonsordningene beholdes, men konsesjonsmyndighetene får mindre rom til selv å utforme utslippsvilkårene. Utslippsstandardene er i økende grad teknologibaserte, selv om teknologikravene varierer. Alle EU-landene og USA har inkludert *miljøkvalitetsstandarder* for både luft og vann i sine lovverk. Disse standardene fungerer som en «utløser» ved at myndighetene, når standardene overskrides, er forpliktet til å utarbeide planer for hvordan utslippene skal reduseres slik at kravene overholdes. I Sverige foreligger det forslag til å innføre miljøkvalitetsstandarder i den nye miljøloven (Miljöbalken).

I alle landene har myndighetene understreket behovet for å gjøre større bruk av økonomiske virkemidler. Begrunnelsen er i stor grad den samme: Man trenger virkemidler som gir insentiver til kostnadseffektive utslippsreduksjoner i en situasjon med høyere marginale rensekostnader og strammere økonomiske rammer. Dette er likevel i liten grad oversatt til praktisk politikk, bortsett fra i USA. Flere av de sentrale økonomiske virkemidlene som brukes i dag, var allerede tatt i bruk før fokus for alvor ble satt på denne typen virkemidler i siste del av 1980-tallet.

Selv om direkte reguleringer er det dominerende styringsinstrument i alle landene, er man samtidig inne i en brytningstid når det gjelder valg av virkemidler. Dette reflekteres både i retorikk og i praksis. Det må delvis sees som et resultat av at landene har satt seg nye og høyere forurensningspolitiske mål, delvis som et resultat av manglende måloppnåelse. Konsekvensen er at man finner sammensatte virkemiddelbilder hvor forholdet mellom ulike kategorier virkemidler (overfor samme problem) ikke alltid er like klart. En annen grunn til uoversiktlige virkemiddelstrukturer er at forurensningspolitikk drives på alle nivåer: internasjonalt og overnasjonalt, nasjonalt, regionalt og lokalt. Nivåene griper ofte inn i hverandre: Politikken mot forurensninger fra kloakk i Köln vil være resultat av beslutninger i

byen selv, i Nordrhein-Westfalen, i Tyskland, i EU og i internasjonale avtaler (Rhinen-samarbeidet).

Det er også fellestrekk når det gjelder hvilke *problemer* man opplever med dagens virkemiddelbruk: Det oppsplittede og fragmenterte lovverket man har, eller har hatt, oppleves som et problem i Sverige, Nederland og Storbritannia og tildels i USA. I Tyskland er det mindre diskusjon om behovet for å samle enkeltlovene. Særlig i de tre første landene er det en klar tendens til å legge bestemmelser i enkeltlover inn i en felles miljølov og til å regulere bedriftens ulike forurensninger i én konsesjon – «integrert forurensningskontroll.» I USA har den nye EPA-sjefen uttrykt at en av hennes prioriteringer er å gå vekk fra mediaspesifikk lovgivning.[1]

I alle landene pekes det på at diffuse kilder blir et relativt sett større problem fremover, og ingen av landene har oppnådd noe gjennombrudd på dette punktet. Det er særlig trafikk og jordbruk som peker seg ut. Selv om landene har fått renere bilparker, har trafikkveksten vært så sterk at totale utslippsmengder er uforandret eller høyere enn før for de fleste av forurensningene. Trafikken truer med å spise opp gevinster man har hatt for industrien. Blyutslippene er imidlertid gått drastisk ned.

Et annet problem som går igjen er at virkemiddelbruken ikke godt nok har fanget inn mindre bedrifter. Regelverkene er for kompliserte til at mindre bedrifter har kompetanse til å forholde seg til dem. Kontroll og håndhevelse har vært konsentrert om større bedrifter eller konsesjonsordningene har ikke omfattet mindre forurensere. Små bedrifter veier til sammen stadig mer i det totale forurensningsbildet.

Iverksettelse og håndhevelse er også i ferd med å komme sterkere i fokus siden politikken ofte har vært bedre på papiret enn i praksis. Omfanget av strafferettslige eller administrative sanksjoner har alt i alt vært relativt beskjedent i forhold til det antatte omfanget av regelbrudd.

Når det gjelder samordning mellom forurensningspolitikken og politikken på andre sektorer, har ingen av landene hatt noe gjennombrudd hvis man ser sektorene under ett. Det er snarere mangelen på slik effektiv samordning som preger bildet.

Mange fellestrekk i virkemiddelbruken skyldes at EU betyr stadig *mer* for stadig *flere* EU-land. Tidligere var det EU-direktiver vedrørende produkter som geografisk sett hadde bredest effekt, fordi det på dette området i stor grad dreier seg om maksimumsdirektiver. Etter hvert har imidlertid også EUs minimumsdirektiv fått stigende praktisk betydning – også for de landene som regnes for å ha kommet lengst i miljøpolitikken. Kloakkdirektivet, drikkevannsbestemmelsene og andre miljøkvalitetskrav innebærer f.eks. at land som Tyskland og Nederland har måttet føre en strengere politikk enn de hadde i utgangspunktet.

15.2 ULIKHETER

Landene har til dels valgt ulike løsninger/strategier for å løse felles problemer man har opplevd med virkemiddelbruken til nå. I *Nederland* og i *USA* satses det tyngre på frivillige avtaler enn i de andre landene. I *Storbritannia* legges det vekt på omorganisering ved at offentlige organer får en klarere definert kontrollrolle og blir fritatt for oppgaver som kan svekke en slik kontrollfunksjon. Det legges også stor vekt på å sentralisere konsesjonsmyndigheten i ett organ for dermed å kunne kontrollere utslippene til ulike resipienter under ett. I *Sverige* er det foreslått å redusere omfanget av individuelle konsesjoner for i stedet å kontrollere forurensninger med mer generelle forskrifter. I *Tyskland* legger man i avfallspolitikken stor vekt på produsentansvar for å internalisere eksterne kostnader, og man har her kommet lengst

1. Se EPA Journal, Vol 19, No. 2 (April-June 1993), s. 4.

med å fastsette dette juridisk. I *USA* er det en tyngre satsing på økonomiske virkemidler, hovedsaklig i form av omsettelige utslippskvoter.

Tendensen til å kombinere ulike virkemiddelkategorier er klarest i Nederland. Direkte reguleringer ligger i bunn og suppleres med ulike økonomiske virkemidler, produsentansvar eller frivillige avtaler for å innføre større fleksibilitet i systemet.

Ser vi på de ulike sektorene for landene under ett, er omfanget av økonomiske virkemidler størst på trafikksektoren. Selv om alle landene ønsker å gjøre økt bruk av økonomiske virkemidler også på andre områder, er det en viss forskjell mellom landene om hvordan de tenkes brukt: I Storbritannia og USA ser man oftere økonomiske virkemidler som *alternativ* til direkte reguleringer enn i Tyskland, Nederland og Sverige hvor økonomiske virkemidler først og fremst sees som et *supplement* til direkte reguleringer eller andre virkemidler.

Storbritannia er samtidig dét av de fem landene hvor omfanget av økonomiske virkemidler er minst. På den andre siden av skalaen finner vi USA. Ulike ordninger for handel med utslippstillatelser er vanligst i USA, mens de europeiske landene har en større tendens til å velge avgifter.

Storbritannia har i størst grad lagt resipientorientering til grunn for sin politikk, og dette er bl.a. motivert ut i fra kostnadshensyn. På den andre siden av skalaen finner vi Tyskland som ser ut til å ha den sterkeste utslippsorienteringen og teknologifokuseringen.

Det er rimelig å tro at mange av forskjellene i virkemiddelbruken delvis skyldes ulikheter mellom landenes politiske systemer og styringstradisjoner. Til slutt skal det bare antydes noen slike forhold: Den vekten man legger på samarbeid og kompromiss i nederlandsk politikk, kan man se reflektert i de frivillige avtalene. Den tyske mer formelle juridiske tradisjonen gir mindre rom for formaliserte frivillige avtaler og sterkere tendens til detaljert fastsettelse av plikt og rett i lover og forskrifter. Det svenske systemets sterke korporative trekk åpner opp større rom for individuell behandling enn f.eks. det tyske. Markedstenkningen og skepsis til avgifter og statlig regulering kan være en av årsakene til at man i USA har innført en rekke ordninger med omsettelige utslippskvoter og til at slike ordninger foretrekkes fremfor avgifter.

15.3 KORT SAMMENLIGNING MED NORSK VIRKEMIDDELBRUK

Karakteristisk for Norge er bl.a. at vi var relativt tidlig ute med såkalt «integrert forurensningskontroll» i den forstand at det i virksomhetenes utslippskonsesjoner i henhold til forurensningsloven kan fastsettes bestemmelser vedrørende utslipp til både til luft, vann og jord, samt avfallsbehandling og støy. Størst praktisk betydning har dette konsesjonssystemet for industri, petroleumsvirksomhet og kommunal kloakk.

Norge har hittil ikke benyttet bindende miljøkvalitetsnormer. Imidlertid har veiledende miljøkvalitetsnormer vært en del av beslutningsgrunnlaget, bl.a. i forbindelse med behandlingen av søknader om utslippskonsesjon. Det er i ferd med å bli utarbeidet en forskrift om bindende grenseverdier for lokale luftforurensninger og støy. Forskriften innebærer en tilpasning til EUs luftkvalitetsdirektiver.

Også i Norge har myndighetene understreket behovet for å gjøre større bruk av økonomiske virkemidler (jf. bl.a. Revidert nasjonalbudsjett 1991/92) samtidig som dette foreløpig i relativt begrenset grad er overført til praktisk politikk. Miljøavgifter har i første rekke vært benyttet i forhold til luftforurensninger, bl.a. gjennom CO_2 -avgiften, bensinavgiften og den svovelgraderte mineraloljeavgiften.

Som i de fem omtalte landene, har vi i Norge erfart at utslipp fra landbruk og samferdsel har blitt relativt sett viktigere etter som andre utslipp reduseres. Bl.a. av

denne grunn er samordningen mellom forurensningspolitikken og politikken på andre sektorer også i Norge et prioritert satsningsområde. Den norske overgjødslingsstrategien om at de marginale tiltakskostnadene i landbruket skal ligge på samme nivå som for kloakktiltakene (se *"Overgjødsling"* i kapittel 23 om avgjødsling), ser ut til å ligge i forkant av utviklingen i andre land på dette feltet.

Et annet perspektiv vi deler med de andre landene er at virkemidler rettet mot forurensninger fra mindre bedrifter og virksomheter blir relativt sett viktigere ettersom det oppnås betydelige reduksjoner i utslippene fra større kilder.

Del V
Teoretisk gjennomgang av de miljøpolitiske virkemidler

KAPITTEL 16

Økonomisk teori om virkemiddelbruk

16.1 INNLEDNING

16.1.1 Formål og struktur

Økonomisk analyse er en viktig del av grunnlaget for utvikling av offentlig politikk og valg av virkemidler for å gjennomføre politikken. Miljøavgiftsutvalget (NOU 1992:3) har nylig foretatt en gjennomgang av miljøpolitikken med vekt på *økonomiske virkemidler* ut fra en slik synsvinkel. Hensikten med denne utredningen er som tidligere nevnt å videreføre dette arbeidet med en sterkere fokus på *administrative virkemidler*. Delvis som et resultat av Miljøavgiftsutvalgets arbeid har det vært gjennomført flere utredningsprosjekter innen økonomisk analyse av virkemidler i Norge de siste årene. Det foregår også en betydelig forskningsaktivitet på dette feltet internasjonalt. Hensikten med dette kapitlet er inkludere relevante deler av disse resultatene i en gjennomgang av økonomisk teori om virkemiddelbruk, og slik legge grunnlaget for utvalgets vurderinger og analyser ved å:

- gå gjennom relevante deler av moderne økonomisk teori om virkemiddelbruk med sikte på å klargjøre hovedkonklusjoner og forutsetningene for disse
- diskutere teoretisk viktige forutsetninger i forhold til den faktiske forurensningssituasjonen i Norge og miljøproblemenes egenskaper på et generelt nivå
- komme frem til utgangshypoteser om hvilke kategorier virkemidler som vil være å foretrekke under ulike kombinasjoner av forutsetninger

Disse hypotesene vil bli gjenstand for nærmere drøfting i rapportens analysedel. Et hovedspørsmål vil være å peke på i hvilke situasjoner ulike virkemidler vil egne seg best. Kapitlet har preg av å være en generell faglig gjennomgang. Utvalget har ønsket å legge vekt på en slik teoridel i sin rapport fordi stoffet er grunnleggende og viktig for diskusjonen om virkemiddelbruken i miljøpolitikken.

Kapitlet innledes med en definisjon av *økonomisk effektivitet* og grensegang mellom dette hensynet og andre viktige samfunnsmessige hensyn. Selve analysen starter i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2 med en presentasjon av en *modell for fullkommen konkurranse*, og de resultatene som kan trekkes om virkemiddelbruk ut fra en tillempning av denne til å inkludere forurensningsproblemer under ideelle forutsetninger. Deretter foretas det en gjennomgang av hvilke konklusjoner om valg av virkemidler som kan trekkes når ulike forutsetninger ikke er oppfylt (16.3). Så langt er fremstillingen relativt knapp og teoretisk, og i hovedsak uten bruk av eksempler. Forutsetninger og konklusjoner presenteres, mens lesere som er interessert i å gå inn på utledningen av resultatene henvises til kildematerialet.

Først i *"Utforming av virkemiddelbruken i praksis"* i avsnitt 16.4 diskuteres realismen i de ulike forutsetningene, og hva som i praksis ofte bestemmer kritiske parametre. *"Tiltaksanalyser"* i Avsnitt 16.5 gir en oversikt over tiltaksanalyser som et verktøy i arbeidet med å utforme kostnadseffektive virkemidler. I *"Nærmere om miljøavgifter, refusjonsordninger og pantesystemer"* i avsnitt 16.6 diskuteres miljøavgifter, refusjonssystemer og pantesystemer nærmere, mens *"Privatrettslige regler som miljøpolitiske virkemidler"* i avsnitt 16.7 omhandler privatrettslige regler som miljøpolitiske virkemidler.

16.1.2 Økonomisk effektivitet og forholdet til andre hensyn som fordeling og langsiktig bærekraft

Definisjon av økonomisk effektivitet og kostnadseffektivitet

For at en økonomi skal kunne fungere samfunnsøkonomisk effektivt uten offentlige inngrep, forutsettes det at prisen på varene i økonomien inkluderer de totale kostnader ved at varene fremstilles og forbrukes. I vårt tilfelle betyr dette at miljøkostnadene skal være inkludert i prisene. Hvis bare en del av miljøkostnadene knyttet til en vare bæres av den som har eiendomsretten til varen, vil miljøkostnadene ikke være fullt ut inkludert i prisen. Det oppstår da såkalte negative eksterne virkninger i form av negative miljøeffekter. Resultatet er at det vil være for lite miljøgoder tilgjengelig (for mye forurensning) i en økonomi hvor aktørene ikke tar hensyn til skadevirkningene av forurensninger i sine privatøkonomiske vurderinger.

Formålet med miljøpolitiske virkemidler er å korrigere for de feiltilpasninger som oppstår når miljøkvaliteten bestemmes i et fritt og imperfekt marked. Målet kan i dette teoretiske perspektivet oppfattes som todelt. Man skal både (1) utforme virkemidlene slik at et hvert gitt nivå for miljøkvalitet oppnås til lavest mulige kostnader for samfunnet (kostnadseffektivitet), og (2) nå det «riktige» nivået ut fra en nytte-kostnadsvurdering. Dersom disse kriteriene oppfylles samtidig har en oppnådd *samfunnsøkonomisk effektivitet* i miljøpolitikken.

Det første kriteriet, *kostnadseffektivitet*, er oppfylt når en viss miljøkvalitet nås til lavest mulig kostnader for samfunnet. Dersom ulike forurensningskilder gir samme miljøforringelse pr. utslippsenhet, innebærer dette at utslippsreduksjoner bør fordeles mellom kilder på en slik måte at den marginale kostnaden ved å redusere utslippene er den samme for alle kilder. Dersom miljøforringelsen pr. enhet utslipp varierer mellom kildene innebærer kostnadseffektivitet at det er den marginale kostnaden ved å redusere miljøbelastningen som skal være lik for alle kilder. Kostnadseffektivitet innebærer i dette tilfellet at en viss *miljøkvalitet* oppnås billigst mulig, og ikke nødvendigvis at en viss mengde utslippsreduksjon skal skje til lavest mulig kostnader.

Kostnadseffektivitet innebærer også at den enkelte kildes bidrag til bedret miljø skal oppnås på billigst mulige måte. Normalt vil en forurensningskilde stå overfor flere alternativer når den skal redusere sine utslipp. Dette kan skje ved bruk av en bestemt renseteknologi, ved redusert produksjon, ved endret bruk av energi osv. En kostnadseffektiv virkemiddelbruk kan også innebære at nedleggelse av virksomhet vil være ønskelig. Miljøpolitikken bør utformes slik at de handlingsvalg og tiltak som gjennomføres for en enkelt kilde innebærer at en utslippsreduksjon fra denne kilden oppnås billigst mulig. Denne problemstilling har relevans for hvilke virkemidler som bør velges og hvordan de bør utformes, f.eks. for utformingen av utslippskonsesjoner.

Ved bestemmelse av det *«riktige» nivå for miljøkvalitet* og dermed nivået for forurensende utslipp, må det foretas en vurdering av verdien av bedret miljø opp mot kostnadene ved å oppnå dette. Dersom verdien av bedret miljøkvalitet vurderes som høyere enn kostnadene ved å ved å oppnå dette, innebærer økt beskyttelse av miljøet også større samfunnsøkonomisk effektivitet. Omvendt vil det være effektivt med lavere beskyttelse av naturmiljøet dersom verdien av bedret miljø er lavere enn tiltakskostnadene. Den samfunnsøkonomisk effektive mengde miljøgoder finnes der hvor verdien av en enhet bedret miljø er nøyaktig lik verdien av de ressursene som brukes for å oppnå en slik forbedring. Dette er illustrert i "" i figur 16.1 b) i neste avsnitt.

Ved fastsettelse av *mål for miljøkvaliteten*, eller for reduksjon av utslipp, må altså myndighetene, eksplisitt eller implisitt, vurdere nytte i forhold til kostnader.

Skal dette gjøres eksplisitt, forutsetter det både at sammenhengen mellom utslipp og miljøtilstand (dose-respons) er kjent, og at verdien av forskjellige grader av miljøkvalitet kan fastsettes i kroner og øre. Dette er både metodisk vanskelig og kostbart, og kan reise etiske problemstillinger som f.eks. ved verdsettelse av menneskers liv og helse eller av en truet art.

Det må likevel understrekes at politiske myndigheter og forvaltning er satt til å treffe beslutninger om hvor stor grad av miljøbeskyttelse man skal ha. Disse beslutningene innebærer at man legger beslag på øvrige ressurser i samfunnet. Uansett hvilket grunnlag en slik beslutning er fattet på, vil den ha en kostnad. Selv om man ikke konkret har beregnet verdien av en naturressurs som vurderes beskyttet, vil man gjennom en beslutning indirekte ta stilling til hva ressursen er verdt. Det er derfor ønskelig å tilpasse de metoder som finnes slik at man kan gjøre så konsistente og presise vurderinger av ulike tiltak som mulig innenfor de miljøpolitiske og budsjettmessige rammer som til en hver tid finnes.

Effektivitet og fordeling

Utgangspunktet for bruk av offentlige virkemidler overfor økonomisk aktivitet, er å påvirke samfunnsutviklingen slik at en oppnår høyest mulig velferd. Dette innebærer både et ønske om å oppnå den størst mulige tilgang på goder i samfunnet, og et ønske om å ivareta andre hensyn som f.eks. at disse godene fordeles mellom ulike befolkningsgrupper på en rettferdig måte. Det vil kunne være en konflikt mellom de ulike hensynene, der effektivitet må avveies mot bl.a. fordeling ved politiske beslutninger. Miljøpolitikken synes imidlertid ikke å være velegnet for å gjennomføre fordelingspolitiske målsettinger. Slike mål bør ivaretas gjennom skattepolitikken og sosialpolitikken. En fordelingspolitisk tilnærming i miljøpolitikken ville medføre at en viss miljøtilstand/kvalitet ble oppnådd til høyere samfunnsmessige kostnader enn det som ellers ville være mulig.

Bærekraftig utvikling

Verdenskommisjonen for miljø og utvikling definerer målet om en *bærekraftig utvikling* både som et krav om en rettferdig fordeling blant verdens befolkning innen dagens generasjon, og som et krav om en rettferdig fordeling mellom nåværende og fremtidige generasjoner. Det er det siste aspektet som er av størst betydning for dette utvalgets arbeid.

Satsingen på økonomisk effektivitet i miljøpolitikken tar sikte på å hindre sløsing, slik at vi får mest mulig nytte av de natur- og miljøressurser vi forvalter, innenfor en gitt fordeling av ressursene mellom vår egen og kommende generasjoner. En forbedring av den økonomiske effektiviteten kan føre til at vi kan overlate en større arv til kommende generasjoner uten å senke vår egen velferd. Økonomisk effektivitet alene vil likevel ikke nødvendigvis forhindre at vi forbruker en så stor del av ressursene at kommende generasjoners muligheter til å dekke sine behov undergraves.

Hvis man bruker et seilskip som bilde, svarer bærekraft til å stake ut kursen, mens økonomisk effektivitet dreier seg om å trimme seilene for å få mest mulig nytte av vinden. Bildet gir oss følgende innsikt:

1. Uansett hvilken kurs vi staker ut, vil vi ønske at seilene er innstilt slik at vi får mest mulig nytte av vinden. Økonomisk effektiv virkemiddelbruk i miljøpolitikken blir derfor ønskelig uavhengig av hvilke mål som fastsettes og i hvilken grad disse kan sies å innebære en bærekraftig utvikling.
2. Den kursen vi staker ut, vil ha betydning for hvordan seilene bør stå. Hvor

ambisiøs miljøpolitikk som føres vil påvirke hvordan virkemidlene bør doseres. Dette vil eksempelvis være svært viktig i forhold til klimaproblemet. Reduksjoner i utslippene av klimagasser er i kommende generasjoners interesse, mens valg av ambisjonsnivå klart har store konsekvenser for virkemiddelbruken i vår generasjon.

Det er også stor *usikkerhet* knyttet til de samlede virkningene av alle forurensende utslipp og naturinngrep av ulike slag på menneskenes livsbetingelser, spesielt på lang sikt. Miljøskadene kan forsterke hverandre, akkumuleres over tid eller først bli synlige etter lang tid når skadene allerede har skjedd, og de er ofte *irreversible*. Innenfor seilskipsbildet ovenfor er det usikkert hvilket utvalg av kurser som sikrer trygg seilas (bærekraftig utvikling), og hvilke som innebærer grunnstøting og forlis.

De seneste tiårene har man oppnådd viktige forbedringer spesielt i forhold til lokale miljøproblemer i de rikeste landene i verden. Det er likevel viktig å være klar over at de grunnleggende globale miljøindikatorer fortsatt viser en negativ utvikling (Worldwatch 1993, 1994). Verdenssamfunnet har hittil ikke vært i stand til å hindre økende avskoging, forørkning, jorderosjon og vannmangel, som har stor betydning for levevilkårene for store befolkningsgrupper. Sammen med befolkningseksplosjonen medfører dette redusert matproduksjonspotensiale pr person. Utryddelse av arter øker, og miljøgiftkonsentrasjonene er økende selv i de mest avsidesliggende strøk på kloden. Nedbrytingen av ozonlaget og den antatte globale oppvarmingen av atmosfæren er ikke under kontroll. Tålegrensen til de livs- og samfunnsbærende økologiske systemene er på ingen måte kjent.

Utvalgets mandat og arbeid er avgrenset til spørsmålet om å finne de mest effektive virkemidler til å nå gitte mål, og omfatter ikke diskusjon av spørsmålet om hva målene bør være. (Utvalgets oppgave er altså å trimme seilene, jf. bildet ovenfor.) Utvalget legger til grunn de eksisterende målene i miljøpolitikken, og vurderer hva som vil være en effektiv bruk av virkemidler for å oppnå reduksjoner av forurensningsproblemene. Ovenstående beskrivelse setter utvalgets vurderinger inn i en større sammenheng. Selv om utvalgets analyser på ulike områder skulle vise at målene er nådd på en effektiv måte innen gitte frister, er dette altså ikke noe endelig grunnlag for å si om politikken har vært bærekraftig eller ikke i et langsiktig perspektiv.

16.1.3 Hvilke faktorer bør reguleres

Hensikten med de miljøpolitiske virkemidlene er å gi aktørene i økonomien rammebetingelser som gjør at de på en eller annen måte tar hensyn til de miljømessige konsekvensene av sine handlinger. Nedenfor er det gitt en skjematisk fremstilling av en situasjon der en aktivitet medfører forurensning. Begrepet «aktivitet» brukes her svært generelt. Et eksempel kan være jordbruksproduksjon, som bl.a. medfører utslipp av nitrogenforbindelser til jord, vann og luft. Et annet eksempel er bruk av bil, der bil og drivstoff er innsatsfaktorer, og utslippene er eksos og støy. Hensikten med dette avsnittet er å diskutere i hvilket trinn i figuren under de miljøpolitiske virkemidlene bør iverksettes. For å forenkle fremstillingen sees det på bare ett virkemiddel, nemlig en avgift:

Innsatsfaktor —> **Aktivitet** —> Utslipp —> Forurensning/miljøskade —> Velferdstap målt i penger

Ut fra prinsippet om at forurenser skal betale vil det mest nærliggende være å gjøre forurenseren ansvarlig for det faktiske velferdstapet som forurensningen medfører. I praksis er dette ofte ikke mulig, f.eks. fordi forurensningen er vanskelig å

observere, eller fordi det er en betydelig tidsforskyving mellom utslippet og miljøskaden. I disse tilfellene vil det derfor være bedre å legge avgiften på utslippet i stedet for på miljøskaden. Dersom det er usikkerhet om sammenhengen mellom utslipp og miljøskade kan det også argumenteres for at det vil være samfunnsøkonomisk effektivt å legge avgiften på utslippet i stedet for på miljøskaden. Dette skyldes at samfunnet som helhet er bedre i stand til å håndtere usikkerhet enn det en enkelt aktør er. Ulempen med å rette virkemidlene mot utslippet i stedet for mot miljøskaden er at det ikke alltid vil være en gitt sammenheng mellom utslipp og miljøskade, slik at virkemidlene dermed blir mindre treffsikre.

Som diskutert nærmere i *"Virkemiddelbruk når det er vanskelig å måle utslipp"* i avsnitt 16.3.2 vil eksistensen av måleproblemer kunne gjøre det nødvendig å rette virkemidlene mot f.eks. innsatsfaktorer og produksjonsprosesser ol i stedet for mot utslippene. Bruk av indirekte virkemidler vil ofte innebære at en innretter virkemidler bare mot noen av de faktorer som kan påvirke forurensningsnivået, mens et virkemiddel som er rettet direkte inn mot utslippet eller miljøtilstanden i utgangspunktet vil virke mot alle faktorer. Følgen av dette er at virksomheten ikke får insentiver til å iverksette miljøtiltak der hvor myndighetene ikke har regulert virksomhetens atferd. Dette innebærer at bruk av indirekte virkemidler ofte vil medføre effektivitetstap i forhold til det som ville være mulig å oppnå dersom man kunne regulere utslippet direkte. Konklusjonen fra dette blir dermed at *virkemidlene bør rettes mest mulig direkte mot det problemet man ønsker å løse.*

Det er videre et generelt resultat fra økonomisk teori at *det bør brukes ett virkemiddel for hver faktor som skal påvirkes.* Dette resultatet består av to deler. For det første er det nødvendig med minst ett virkemiddel pr. mål for å sikre at målet oppnås. For det andre vil bruk av mer enn ett virkemiddel overfor et mål innebære at det legges unødvendige restriksjoner på aktørenes handlingsfrihet, noe som innebærer ekstra kostnader. Når dette resultatet skal anvendes i praktiske tilfeller er det viktig å presisere hva som i teoretisk forstand er én faktor og ett virkemiddel. Resultatet innebærer at man alltid skal unngå dobbeltreguleringer, men det taler ikke nødvendigvis imot bruk av flere virkemidler i kombinasjon når vi står overfor kompliserte mangesidige miljøproblemer. Det taler heller ikke mot bruk av sektor-/kildespesifikke virkemidler i den grad mer generelle virkemidler overfor et miljøproblem ikke er tilgjengelige.

16.2 VALG MELLOM ULIKE TYPER VIRKEMIDLER UNDER IDEELLE FORUTSETNINGER

Det sentrale verktøyet i økonomiske analyser er *modellen for fullkommen konkurranse*. I sin aller enkleste form gjelder modellen for en vare i ett marked (partiell likevektsmodell), men den kan utvides til å omfatte et sett av varer og markeder, og forbindelsene mellom disse (generell likevektsmodell).

De konklusjoner som trekkes ved hjelp av modellen for fullkommen konkurranse vil i utgangspunktet bare gjelde når alle forutsetningene for modellen er oppfylt. For å kunne anvende teorien så godt som mulig er det viktig å studere forutsetningene nøye, og spesielt å se nærmere på hva teorien sier i tilfeller der enkelte forutsetninger endres. Dette er hovedtema for *"Valg mellom ulike typer virkemidler når de ideelle forutsetningene ikke er oppfylt"* i avsnitt 16.3.

Forutsetningene for fullkommen konkurranse kan formuleres på ulike måter, men punktene a-h er vanligvis sentrale:

a) Mange aktører og hver aktør er liten, slik at ingen aktør på egenhånd kan påvirke prisene.
b) Aktørene kan gå kostnadsfritt inn og ut av markedene.

c) Varene er homogene.
d) Varene er vanlige private goder uten eksterne effekter.
e) Aktørene er økonomisk rasjonelle og maksimerer nytte og overskudd.
f) Prisene dannes fritt i markedet i samspillet mellom tilbud og etterspørsel.
g) Alle aktørene har fullkommen informasjon og denne er gratis og
h) Det er ingen transaksjonskostnader.

For at vi i det hele tatt skal kunne diskutere forurensninger må forutsetning d) endres. Vi innfører en negativ ekstern effekt i modellen, nemlig forurensning av en resipient. Videre forutsettes det at slike eksterne effekter ikke løses gjennom avtaler mellom forurenser og skadelidte. Det innføres også forutsetninger om karakteren av utslippet:

i) Forurensninger oppstår ved produksjon eller forbruk og gir negative eksterne effekter som ikke løses ved spontane avtaler mellom forurenserne og de skadelidte.
j) Det er bare et stoff som slippes ut, eller alle utslipp er helt uavhengige i årsak og virkning og kan behandles separat.
k) Utslippet spres uniformt.
l) Utslippet assimileres fullstendig.

De ideelle forutsetningene (a-l) beskriver altså en modell for fullkommen konkurranse som er utvidet med en spesiell form for eksterne virkninger.

Særlig vil forutsetning k), uniform (jevn) spredning av utslippene, ha stor betydning for valg av effektive virkemidler. Dersom forutsetningen er oppfyllt, vil generelle økonomiske virkemidler ofte være sentrale. En forutsetning om uniform spredning (lik skade av et gitt utslipp i alle resipienter) er imidlertid i praktiske situasjoner sjelden oppfyllt.

Med utgangspunkt i definisjonene og inndelingen av virkemidler i *"Oversikt over de ulike typene virkemidler"* i avsnitt 3.1 i del I, synes det å være tre prinsippielt forskjellige virkemidler som bør drøftes i en slik modell. For det første kan en bruke en *avgift* hvor myndighetene krever betaling f.eks. for et utslipp. For det andre kan myndighetene fastsette *kvoter* som legger kvantitativ beskrankning på utslippene. Med flere utslippskilder kan disse utslippskvotene evt. gjøres *omsettelige*. Endelig kan myndighetene stille minstekrav til hvilken miljøkvalitet som skal oppnås i en resipient, og gjøre forurenser(ne) ansvarlig for at denne kvaliteten nås (*resipientkrav*). Dette virkemidlet kan vanskelig tenkes brukt uten ytterligere virkemidler dersom det er mer enn en kilde til utslipp til resipienten. I tillegg kan andre virkemidler (informasjon, infrastrukturtiltak og privatrettslige virkemidler (bl.a. erstatningsregler)) være aktuelle. Vi går ikke inn på disse i dette avsnittet, men kommer tilbake til de viktigste momentene i de følgende kapitler i del V.

Siktemålet for virkemiddelbruken vil være å oppnå den løsningen som er illustrert i fig. 16.1 og som gir en samfunnsøkonomisk effektiv ressursutnyttelse. Forurensningen skal reduseres fra en situasjon uten noen miljøpolitiske virkemidler (F^0) til F*, med en tilsvarende lavere belastning på miljøet. Som vist i figurens del (a) er summen av totale miljøskadekostnader og tiltakskostnader på det laveste mulige nivå når utslippet er F*. I dette punktet er den ekstra miljøskaden ved den siste enheten utslipp lik kostnaden ved å redusere utslippet med en enhet til, jf. del (b) i figuren. Alle andre utslippsnivåer vil gi høyere samlede kostnader. F* er derfor det optimale utslippsnivået.

Siden vi her har forutsatt full informasjon, vil både de skade- og tiltakskostnadskurvene være kjent for alle aktører. *Tiltakskostnadskurven* viser den billigste måten å oppnå utslippsreduksjoner på. Den kan inneholde både rensetiltak, prosess-

omlegginger, produksjonsbegrensninger, nedleggelse av virksomhet, skifte av råstoff m.m. Enkelte av disse kostnadene omtales ofte som omstillingskostnader, men bør i prinsippet inkluderes i tiltakskostnadene. *Skadekostnadskurven* viser de samlede miljøskader som utslippet forårsaker. For en nærmere utdyping av hva som ligger bak disse kurvene i praksis vises til *"Utforming av virkemiddelbruken i praksis"* i avsnitt 16.4.

Utslippene vil videre med de valgte forutsetningene kunne observeres med full sikkerhet og uten kostnader. I en slik situasjon vil en gitt avgift med sikkerhet slå ut i en gitt reaksjon fra den forurensende virksomhet, slik at en med sikkerhet kan fastslå forurensningsnivået som følge av avgiften. Dette vil også med sikkerhet gi en bestemt miljøkvalitet, siden miljøskadefunksjonen er kjent. Tilsvarende vil et krav til miljøkvalitet (resipientkrav) også entydig bestemme hvilket utslippsnivå som skal velges, og hvilke tiltakskostnader forurenser påføres. Siden vi har forutsatt fullkommen informasjon, vil det i denne situasjonen også være mulig å oppnå en optimal tilpasning ved å tildele individuelle utslippskvoter. Siden fordelingen er optimal i utgangspunktet, vil det ikke være noe å vinne på å gjøre kvotene omsettelige.

Under fullkommen informasjon og full sikkerhet vil derved virkemidlene miljøavgift, individuelle faste utslippskvoter og omsettelige utslippskvoter ha de samme effektivitetsegenskapene, jf. figur 16.1. Et resipientkrav vil, når det bare er en kilde til problemet, også ha de samme egenskapene i denne modellen. I det følgende vil vi legge hovedvekten på å vurdere kvote og avgift, mens miljøkvalitetsnormer gis en enklere behandling.

Under ideelle forutsetninger vil det heller ikke være noen forskjeller i den dynamiske effektiviteten, dvs. virkemidlenes kostnadseffektivitet over tid, mellom kvoter og avgifter. All teknologiutvikling vil være kjent og forutsigbar for alle parter, og virkemidler og tiltak kan tilpasses løpende uten kostnadsforskjeller mellom virkemiddeltypene.

Hovedkonklusjonen er altså at under ideelle forutsetninger er alle de virkemidlene vi har vurdert like gode. Dette skyldes bl.a. at myndighetene har fullkommen informasjon og derfor kan gi virkemidlene en optimal utforming. Som det vil gå frem av *"Valg mellom ulike typer virkemidler når de ideelle forutsetningene ikke er oppfylt"* i avsnitt 16.3 og *"Utforming av virkemiddelbruken i praksis"* i 16.4 er dette ikke lenger tilfelle når vi går bort fra de ideelle forutsetningene.

Figur 16.1 Totale (a) og marginale (b) miljøskade- og tiltakskostnadskurver for et forurensningsproblem. I figuren ser vi at samfunnsøkonomisk optimalt utslipp er Z, dvs. det nivået der marginal skadekostnad er lik marginal tiltakskostnad, og de samlede samfunnsøkonomiske kostnader er lavest mulige. Sammenhengen mellom avgifter og forurensning er bestemt gjennom tiltakskostnaden for redusert forurensning: En rasjonell aktør vil velge å redusere forurensningene inntil den marginale kostnaden ved å redusere utslippene ytterligere overstiger avgiftsnivået.*

16.3 VALG MELLOM ULIKE TYPER VIRKEMIDLER NÅR DE IDEELLE FORUTSETNINGENE IKKE ER OPPFYLT

De ulike virkemidlene vil normalt ikke ha like egenskaper når de idéelle forutsetningene ikke er oppfylt. Hovedhensikten med dette avsnittet er å vise hvilke virkemidler som vil være kostnadseffektive under ulike kombinasjoner av forutsetninger. I det følgende vil vi gå igjennom konsekvensene av å gå bort fra én og én av de mest kritiske forutsetningene i den ideelle modellen. Det vil i liten grad bli diskutert hvilke forutsetninger som er realistiske. Denne diskusjonen tas i *"Utforming av virkemiddelbruken i praksis"* i avsnitt 16.4 og i analysedelen av utredningen. Det vil i liten grad bli gjort forsøk på å analysere situasjoner der flere av forutsetningene er brutt samtidig.

I det følgende benyttes ofte betegnelsen «bedrift» eller «virksomhet» om forurensningskildene. Resonnementene er imidlertid generelle og vil i utgangspunktet gjelde for alle kilder, uavhengig av om disse er private eller offentlige, og inkluderer også husholdningenes aktiviteter.

16.3.1 Virkemiddelbruk ved ufullkommen informasjon om miljøskade og tiltakskostnader

Den ideelle modellen forutsetter at alle aktører har momentan og kostnadsfri tilgang på all relevant informasjon. Fordi denne forutsetningen helt klart ikke holder i praksis, samtidig som forutsetninger om informasjonstilgangen har stor betydning for effektiviteten til de ulike virkemidlene, er det særlig interessant å se på de teoretiske konsekvensene av at den ideelle modellens forutsetning om informasjonstilgangen ikke er oppfylt.

Vi ser i det følgende på to typer avvik fra forutsetningen om fullkommen informasjon; ren usikkerhet og skjev informasjon. Ved ren usikkerhet mangler alle aktørene den samme informasjonen, ved skjev informasjon er det noen som vet mer enn andre. De informasjonsbitene vi fokuserer på her er tiltakskostnadene og miljøskadekostnadene, dvs. de to kurvene som er beskrevet i figur 16.1.

16.3.1.1 Ren usikkerhet

Ved ren usikkerhet har hverken myndighetene eller forurenserne eksakt kunnskap om miljøskadekostnadene og/eller tiltakskostnadene. I forhold til "" i figur 16.1 betyr dette at man ikke vet eksakt hvordan de to kurvene ser ut. Myndighetene er da henvist til å utforme de miljøpolitiske virkemidlene ut fra forventninger (eller antakelser) om miljøskade- og tiltakskostnadene. Dette innebærer at det ikke vil være mulig å utforme virkemidlene slik at man med sikkerhet oppnår det optimale utslippsnivået.

Fordi myndighetene og forurenserne sitter inne med de samme kunnskapene, vil de gjøre de samme antakelsene om tiltakskostnadene, og myndighetene vil vite hvordan forurenserne vil reagere på de virkemidlene som iverksettes. Ved ren usikkerhet er derfor alle virkemidler like kostnadseffektive, og like effektive i forhold til å oppnå det optimale utslippsnivået.

16.3.1.2 Skjev informasjon om tiltakskostnadene

La oss forutsette at myndighetene har ufullstendig informasjon om de marginale tiltakskostnadene (MTK), mens bedriftene kjenner disse fullkomment. Alle andre forutsetninger enn den om fullkommen informasjon er som før.

En kilde

Når den marginale miljøkostnadsfunksjonen (MMK) er sikker og kjent vil det være et entydig forhold mellom utslippsnivå og miljøskade; kjennskap til utslippet innebærer at en også vet hvilken miljøkvalitet som blir resultatet. Fastsettelse av en utslippstillatelse/kvote vil derfor gi en viss miljøtilstand med sikkerhet, men man vet ikke eksakt hva dette vil koste. Dersom myndighetene benytter en flat miljøavgift vil man vite inntil hvilken marginal kostnad aktørene vil gjennomføre tiltak. Men når kostnadsfunksjonen er usikker vil myndighetene ikke kunne vite hvilket utslippsnivå som blir resultatet av en avgift, og derved heller ikke hvilken miljøkvalitet som oppnås. En avgift og en kvote vil derfor ikke ha de samme effektivitetsegenskaper. Det vil derfor være nyttig å vite hvilken virkemiddeltype som vil være best under ulike forutsetninger. Dette er et tilfelle som er drøftet i litteraturen[2] . Det viser seg at kvote er best når MMK-kurven er brattere enn MTK-kurven, og avgift

2. Se f.eks. Pedersen (1991, s. 53-54).

best når MMK-kurven er slakere, jf. figur 16.2. Dersom begge kurver er like bratte, er de to virkemidlene likeverdige.

Figur 16.2 Effektivitet av kvote og avgift når det er skjev informasjon om tiltakskostnadene. t er den optimale avgiften, mens x er den optimale utslippskvoten. Det samfunnsøkonomiske tapet ved å sette feil utslippskvote tilsvarer de skraverte arealene, mens tapet ved å sette feil avgift er gitt ved de ensfargede arealene. Av figurens del a) ser vi at tapet ved å sette en feil kvote er mindre enn tapet ved å sette en feil avgift, fordi den marginale miljøskadekostnadskurven er brattere enn tiltakskostnadskurven. I figurens del b er forholdet motsatt.

Dette resultatet har en relativt enkel intuitiv forklaring. Når man skal regulere utslippene slik at de samlede kostnadene minimeres, er det viktigst å treffe riktig på den av de to kostnadsfaktorene som endrer seg raskest med endringer i utslippet i området rundt optimum[3] . Når miljøskadekostnadene stiger relativt raskere enn tiltakskostnadene er det ønskelig å komme nærmest mulig det optimale utslippsnivået, mens det i det motsatte tilfellet er ønskelig å komme nærmest mulig den optimale marginalkostnaden ved tiltak. I praksis har imidlertid konklusjonen den svakheten at dersom en kostnadsfunksjon ikke er eksakt kjent, vet man heller ikke noe sikkert om stigningen til den.

Flere kilder

Konklusjonene over (jf. figur 16.2) om rangeringen mellom kvote og avgift ved ulike relative helninger på marginalkostnadskurvene vil gjelde også ved flere kilder til miljøproblemet, dersom man forutsetter at kvotene er *omsettelige*. I en situasjon der den marginale miljøskadekostnadskurven er *slakere* enn den marginale tiltakskostnadskurven, vil avgifter ut fra denne teorien være et bedre virkemiddel enn omsettelige kvoter, som igjen er bedre enn kvoter som ikke er omsettelige. I den motsatte situasjonen, der den marginale miljøskadekostnadskurven er *brattere* enn den marginale tiltakskostnadskurven, er omsettelige kvoter det teoretisk beste virkemidlet. Imidlertid kan det nå ikke trekkes noen bestemt konklusjon om hva som er best av avgift og faste kvoter. Dersom man i en slik situasjon er forhindret fra å bruke omsettelige kvoter, vil det være et empirisk spørsmål hvorvidt en avgift eller direkte regulering er det nest beste virkemidlet. Elementene i denne vurderingen vil være om tapet i form av økte samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med å gå

3. Uttrykt matematisk innebærer dette at det er forholdet mellom de to kostnadsfunksjonenes andrederiverte rundt optimum som avgjør hvilket virkemiddel som er mest effektivt.

over fra omsettelige kvoter til avgift (jf. *""* i figur 16.2 del (a)), er større eller mindre enn tapet i form av redusert kostnadseffektivitet på tvers av kildene ved å gå over fra omsettelige til faste kvoter.

Prinsippet om omsettelighet av kvoter

Vi tar utgangspunkt i en situasjon der det gjennom direkte regulering tildeles faste utslippskvoter til alle forurensere, men lar så omsetning bli tillatt. Dersom det etter at kvotene er fordelt viser seg at noen forurensere har høyere marginale tiltakskostnader enn andre, vil økonomisk rasjonelle aktører kjøpe kvoter av de med lave marginalkostnader. Denne kvotehandelen vil teoretisk foregå helt til alle har de samme marginale tiltakskostnadene. Utslippstillatelser som ikke er omsettelige (direkte reguleringer) sikrer ikke i seg selv at alle aktører står overfor den samme marginale tiltakskostnaden. *Forutsatt at miljøskaden fra den siste enheten utslipp er den samme for alle kilder (uniform spredning) sier økonomisk teori at man i alle fall ikke kan tape på å la utslippstillatelsene være omsettelige.* En slik forutsetning vil imidlertid sjelden gjelde i forhold til lokale miljøproblemer. Spørsmålet om hvilket virkemiddel som bør velges når miljøskadene av utslipp varierer fra kilde til kilde omtales i *"Valg mellom virkemidler når skadene av utslippet varierer fra kilde til kilde"* i avsnitt 16.3.3.

Tilfeller der myndighetene har mest informasjon om tiltakskostnadene

I enkelte tilfeller kan det, i motsetning til det som er forutsatt så langt i dette avsnittet, tenkes at myndighetene sitter inne med mer informasjon om kostnadene ved en del mulige tiltak enn det forurenserne selv gjør. Dette kan typisk være tilfelle når nye aktører eller nye typer utslipp reguleres. Virkemiddelbruken bør da suppleres med informasjon fra myndighetene om f.eks. tilgjengelig renseteknologi. Informasjon som virkemiddel i miljøpolitikken er for øvrig nærmere omtalt i *"Informasjon som virkemiddel i miljøpolitikken"* i kapittel 18.

16.3.1.3 Oppsummering om samfunnsøkonomisk effektiv virkemiddelbruk ved skjev informasjon

Direkte reguleringer (f.eks. utslippskvoter) innebærer at myndighetene setter absolutte grenser for en eller flere av forurensernes handlingsvariabler, dvs. bruk av innsatsfaktorer, teknologivalg, produksjonsvolum, utslippsvolum, miljøskade m.m. Svakheten ved direkte reguleringer er at de i seg selv ikke nødvendigvis sikrer en optimal avveiing mellom miljøskade og tiltakskostnader, eller kostnadseffektivitet på tvers av utslippskilder. Når myndighetene ikke kjenner forurensernes kostnader kjenner de heller ikke den optimale styrken i virkemiddelbruken, verken overfor den enkelte forurenseren eller totalt.

Som påpekt i *"Skjev informasjon om tiltakskostnadene"* i avsnitt 16.3.1.2 løser *omsettelige utslippskvoter* problemet med kostnadseffektivitet dersom alle andre forutsetninger er oppfylt. I et slikt tilfelle sikrer også *avgifter* kostnadseffektivitet på tvers av kilder, fordi forurenserne vil tilpasse sine utslipp slik at de marginale tiltakskostnadene er lik avgiften.

Dersom de marginale miljøkostnadene stiger raskere enn de marginale tiltakskostnadene, vil omsettelige kvoter gi en bedre løsning enn avgifter. Dersom de marginale tiltakskostnadene stiger raskest er avgifter å foretrekke, jf. figur 16.2.

Et teoretisk ideelt virkemiddel

I analysen over har vi forutsatt at en miljøavgifts*sats* i sin natur må være en konstant størrelse, uavhengig av utslippsnivå. Totalt innbetalt avgift er altså forutsatt proporsjonal med utslippet. Denne begrensningen trenger ikke nødvendigvis være gyldig når man har med en kilde å gjøre. En gradert miljøavgift skal nøyaktig svare til den marginale miljøskadekostnadskurven i fig 16.1 og 16.2. En slik gradert ilagt miljøavgift med variabel sats medfører at den forurensende aktør må betale den teoretisk riktige pris for å benytte et miljøgode, og vil slik være bedre enn både en flat avgift og en fast kvote. Dersom man har vurdert verdien av miljøgodet riktig vil en oppnå det rette nivået for miljøkvalitet, uavhengig av hvilken tiltakskostnad som realiseres. Under forutsetning av at en gradert avgift kan ilegges vil det derfor i tilfellet med en kilde være mulig å oppnå en samfunnsøkonomisk effektiv miljøpolitikk selv om myndighetene har ufullkommen informasjon om tiltakskostnader.

Når det er flere kilder er det imidlertid vanskeligere å ilegge en gradert miljøavgift. I prinsippet måtte en gradert avgift gjøres avhengig av ikke bare den aktuelle virksomhets utslipp, men også av summen av de andre forurensende virksomheters utslipp, da det er de totale utslipp som bestemmer marginal miljøskade. I litteraturen om denne type regulering er det foreslått ulike mekanismer for å få bedriftene til å avsløre sine kostnader og oppnå en optimal regulering, se f.eks. Pedersen (1990, avsnitt 4.4). Disse mekanismene synes imidlertid å være kompliserte. Utvalget er klar over at det foregår forskning på dette feltet som kan lede frem til anvendbare resultater på noe sikt.

En mulig forbedring av et system med (omsettbare) kvoter er foreslått av Roberts og Spence (se Maurseth, 1993, s. 41-45). Deres modell supplerer kvotene med en «forholdsvis høy» avgift for utslipp utover kvoten, og en «forholdsvis lav» subsidie for kvoter som ikke benyttes. Fordelen med dette systemet er at det garderer mot ekstreme feiltilpasninger som en følge av at den totale utslippskvoten settes feil.

Alternative forutsetninger om tiltakskostnadene

Vi har så langt forutsatt at tiltakskostnadsfunksjonen er glatt, med tilhørende kontinuerlige marginalkostnader. Alternativt kan kostnadsfunksjonen være trappetrinnsformet, f.eks. fordi det av teknologiske årsaker kun er mulig å foreta sprangvise endringer i utslippene. Marginalkostnaden vil da være større enn null i begynnelsen av hvert trinn, og null utover i trinnet. Konsekvensen av dette er at det optimale utslippsnivået ikke lenger er gitt som det punktet der marginal tiltakskostnad er lik marginal miljøskadekostnad. Det må i stedet foretas en ikke-marginal vurdering, der den økte tiltakskostnaden *i hvert enkelt trinn* settes opp mot den tilhørende reduksjonen i miljøkostnadene.

Dette problemet vil være mest aktuelt når antallet bedrifter som skal reguleres er lite. Når det er flere enn en bedrift vil den aggregerte kostnadsfunksjonen typisk være glattere enn de individuelle funksjonene.

Det kan også tenkes at de marginale tiltaks- og miljøskadekostnadene er kontinuerlige, men likevel ikke skjærer hverandre. Den optimale løsningen vil da være en hjørneløsning, der utslippene enten reduseres til null eller ikke påvirkes av virkemiddelbruken i det hele tatt. Konklusjonen vedrørende hvilket virkemiddel som er best egnet er imidlertid uforandret.

Dersom et utslipp reguleres vha. en *perfekt gradert avgift* fastsatt ut fra utslippets marginale miljøskade (se boks på forrige side), vil forurenseren tilpasse sine utslipp slik at den marginale tiltakskostnaden blir lik avgiften, og dermed lik den marginale miljøskaden. En perfekt gradert avgift sikrer dermed både kostnadseffektivitet og optimalt utslippsvolum.

Tabell 16.1: Virkemidlenes effektivitetsegenskaper ved skjev informasjon – en kilde

Virkemiddel	Kostnadseffektivitet	Styringseffektivitet (i forhold til et gitt utslippsmål)	Optimalt utslippsnivå
Utslippskvote	Ja	Ja	Nei
(Flat) avgift	Ja	Nei	Nei
Perfekt gradert avgift	Ja	Nei	Ja

Tabell 16.2: Virkemidlenes effektivitetsegenskaper ved skjev informasjon – flere kilder

Virkemiddel	Kostnadseffektivitet	Styringseffektivitet (i forhold til et gitt utslippsmål)	Optimalt utslippsnivå
Faste individuelle utslippskvoter	Nei	Ja	Nei
Omsettelige utslipps-kvoter	Ja	Ja	Nei
(Flat) avgift	Ja	Nei	Nei

Det understrekes at tabellen tar utgangspunkt i en enkel, teoretisk modellverden. Som tabellene viser er det bare i tilfellet med en kilde og en teoretisk perfekt gradert avgift som svarer nøyaktig til marginal skadekostnad at virkemiddelbruken automatisk sikrer at det optimale utslippsnivået nås. Ingen av de andre virkemidlene har denne egenskapen. Doseringen av disse må derfor avgjøres ut fra en separat nytte-kostnadsanalyse for å finne det riktige ambisjonsnivået, eller ut fra et gitt miljømål. Tabellene viser videre at hovedproblemet ved faste kvoter er mangelen på mekanismer som sikrer kostnadseffektivitet ved flere kilder til samme miljøproblem, mens ulempene ved avgift er knyttet til mangel på styringseffektivitet.

De konklusjonene vi har kommet frem til her avhenger selvsagt av de forutsetningene vi har gjort. I resten av kapitlet vil vi se på andre kombinasjoner av forutsetninger, noe som til dels vil gi andre resultater vedrørende rangeringen av de ulike virkemidlene.

16.3.2 Virkemiddelbruk når det er vanskelig å måle utslipp

I dette avsnittet skal vi se hvordan valg av virkemidler påvirkes av en annen form for ufullkommen informasjon. Vi tar utgangspunkt i ideelle forutsetninger som i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2, men antar at det er teknisk vanskelig og/eller kostbart å observere eller måle utslipp.

Dersom det ikke er mulig for myndighetene å observere et utslipp, vil det heller ikke være mulig å håndheve en politikk hvor virkemidlene er rettet direkte mot utslippet. Myndighetene er da henvist til å påvirke utslippet *indirekte* gjennom å regulere en annen faktor som er korrelert med utslippet. Dette kan være et sluttprodukt, en innsatsfaktor, et teknologivalg eller andre forhold.

At utslipp av forurensende komponenter ikke kan observeres med en tilstrekkelig grad av nøyaktighet gjør resipientkrav til et mer attraktivt virkemiddel. Virkemidlet forutsetter at selv om utslippene ikke kan observeres når de skjer, kan skadene de forårsaker observeres i etterkant. Dette kan være tilfelle i situasjoner som spenner fra kontinuerlige utslipp fra industribedrifter til mer akutte forurensninger som f.eks. oljeutslipp fra skip. Et problem med resipientkrav er imidlertid at det i praksis er svært vanskelig å bruke dette virkemidlet selv om det bare er en utslippskilde.

En økonomisk analyse (jf. Hoel og Selte 1993) av situasjoner der utslipp ikke er observerbare, men der alle innsatsfaktorer inkludert teknologivalg og bruk av renseutstyr er kostnadsfritt observerbare, gir som resultat at samme optimale tilstand kan nås ved regulering av innsatsfaktorene som ved optimal regulering av utslippet. De optimale avgiftssatsene for hver innsatsfaktor (evt. doseringene av administrative virkemidler) vil imidlertid generelt være bedriftsspesifikke, fordi sammenhengen mellom innsatsfaktor og utslipp vil avhenge av teknologi og drift m.m. i bedriftene. Individuelle eller klassevise avgifter er i praksis problematisk, spesielt på varer som er fritt omsettelige og har mange ulike bruksformål. Man kan videre ikke si noe sikkert om hvorvidt generelle avgifter vil være bedre eller dårligere enn direkte generell eller individuell regulering av faktorbruken. Dette vil være et empirisk spørsmål i hvert tilfelle, hvor både administrasjonskostnader og tiltakskostnader må vurderes.

Dersom i tillegg noen av innsatsfaktorene som påvirker utslippet ikke er observerbare, og man er henvist til å regulere bare de observerbare faktorene, viser Hoel og Selte at man som oftest ikke vil kunne oppnå den optimale tilpasningen. Den optimale doseringen av virkemidler overfor de observerbare faktorene avhenger av hvordan prisene på dem påvirker bruken av de ikke-observerbare innsatsfaktorene, og virkningen av de ikke-observerbare faktorene på utslippet. Videre vil regulering av innsatsvarer generelt gi andre insentiver til teknologiutvikling og til nyetablering/nedlegging av bedrifter enn regulering av utslippet.

For å kunne bruke indirekte regulering på en effektiv måte i prakis, kreves det svært detaljert kunnskap om produksjonssammenhenger og om hvilke faktorer som bidrar til forurensning. I prinsippet må myndighetene kjenne til hvordan en teoretisk perfekt regulering ville ha slått ut i bedriftens valg av teknologi og alle andre innsatsfaktorer, og så velge de beste av de realiserbare virkemidler for å tilnærme seg denne løsningen. *Hovedprinsippet for en slik tilnærming vil være å rette virkemidlene mot de faktorer som i størst mulig grad samvarierer med miljøproblemet.* Man bør regulere faktorer som ligger så nær opp til det egentlige problemet som mulig, og ikke legge flere bindinger på bedriftens tilpasninger enn det som er nødvendig for å oppnå den ønskede effekt. Ekstra bindinger vil normalt innebære ekstra kostnader. Hvilke faktorer som bør velges som basis for reguleringen, og hvilke virkemidler som bør velges for å regulere disse, må vurderes fra situasjon til situasjon. Hvorvidt en «nestbest» regulering er ønskelig er et empirisk spørsmål, som innebærer en avveiing av miljøgevinsten mot eventuelle andre effekter av reguleringen.

16.3.3 Valg mellom virkemidler når skadene av utslippet varierer fra kilde til kilde

La oss nå igjen anta ideelle forutsetninger som i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2, men denne gangen løse opp forutsetningen om at utslippet spres uniformt. Dette innebærer at samme utslipp fra ulike kilder gir ulik skade pr. utslippsenhet. I særlig grad vil dette gjelde for lokale miljøproblemer, eller for miljøproblemer som også har en lokal dimensjon. I praksis vil dette dermed i større eller mindre grad gjelde for de fleste miljøproblemer.

Når utslipp fra ulike kilder medfører ulik grad av miljøskade, vil det oppstå uheldige feiltilpasninger hvis det ilegges en lik miljøavgift på alle utslipp. Tilsvarende problemer vil også oppstå dersom man benytter direkte reguleringer hvor ulike kilder behandles likt (f.eks ved bruk av felles teknologistandard). En slik politikk vil kunne føre til overinvestering i miljøtiltak fra relativt «ufarlige» kilder, mens det underinvesteres i miljøtiltak fra kilder som skaper større miljøproblemer.

I denne situasjonen vil optimal virkemiddelbruk innebære bedriftsspesifikke eller geografisk differensierte virkemidler i hht. utslippenes miljøskade, i tråd med prinsippet om at det skal være lik marginal tiltakskostnad pr. enhet miljøskade.

Dersom det er mange kilder som har ulik miljøeffekt vil imidlertid en slik detaljert behandling av enkeltkilder kunne innebære vesentlige administrative kostnader, uansett valg av virkemiddel. Det bør derfor foretas en vurdering av ulempene ved en mer generell virkemiddelbruk opp mot de administrative kostnadene ved å benytte et detaljert system. Det kan ikke ut fra teorien sies noe generelt om hvilken type virkemiddel som bør velges i en slik situasjon.

16.3.4 Valg mellom virkemidler når skadene av utslippet har virkninger over lang tid

La oss nå igjen anta ideelle forutsetninger som i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2, men denne gangen løse opp forutsetningen om at utslippet assimileres fullstendig. Dette innebærer at et utslipp fortsetter å gi skader over tid, og at virkningene på et gitt tidspunkt er en funksjon av alle tidligere utslipp innenfor en relevant periode. Utslipp av klimagasser er et eksempel på et miljøproblem der det er de akkumulerte utslippene over tid som er avgjørende, og ikke fordelingen av utslippene på kort sikt.

Den optimale «styrke» på virkemidlene som innrettes mot kildene i dag, blir i denne situasjonen avhengig av:

- Hvor stor andel av skaden skapt av et utslipp i dag som faller i hver tidsperiode,
- endringer i vurderingen av miljøskadekostnadene eller endringer i utslippsskrankene mellom periodene, og
- valget av diskonteringsrente for å sammenveie effektene i de ulike periodene.

Denne endringen i forutsetningene skaper ikke i seg selv styringsproblemer under ellers ideelle forutsetninger, og alle virkemiddeltypene vil, som vist i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2, være likeverdige. Det at et utslipp har virkninger over lang tid påvirker altså ikke i seg selv valget av virkemidler. Betydningen av usikkerhet, og de praktiske vanskelighetene med å finne rett dosering av virkemiddelbruken, er også i utgangspunktet like for alle virkemiddeltyper.

Dersom skaden er knyttet til *akkumulerte utslipp over tid*, bør kun dette forhold reguleres. Man bør f.eks. ikke ha grenser for utslippet pr. dag dersom problemet kun avhenger av akkumulerte utslipp over flere år. I dette tilfellet vil systemer som gir bedriftene fleksibilitet til selv å velge fordeling av sine tillatte utslipp over tid mini-

mere samfunnets kostnader med å begrense utslippene. Tillempninger av konsesjonssystemet i retning av å gjøre deler av utslippstillatelsene overførbare mellom år eller mellom ulike kilder innenfor samme konsern vil være et skritt i en slik retning. Dette blir nærmere omtalt i del VI.

Usikkerheten og spesielt risikoen for fremtidige alvorlige skader som vi ikke kjenner til i dag kan være spesielt stor for forurensninger som har virkning over lang tid. Gjennomføringen av irreversible prosjekter vil ha som konsekvens at fremtidens valgmuligheter reduseres. De beslutninger vi i dag fatter er betinget på den mangelfulle kunnskapen vi i dag har. Dersom vi utsetter avgjørelsen, kan vi få ny kunnskap og bli i stand til å ta bedre beslutninger. Verdien av dette er et reelt økonomisk argument for å ta hensyn til usikkerhet både i utbyggingsspørsmål og i forurensningspolitikken.

Risikoen for fremtidige alvorlige skader vil kunne påvirke hvilke mål som settes. Vurderinger omkring fastsettelsen av målene for miljøpolitikken ligger imidlertid utenfor utvalgets mandat. Denne problemstillingen vil derfor ikke bli fulgt opp i detalj her. Utvalget vil imidlertid påpeke at «føre var»-prinsippet kan sees på som en strategi for å håndtere dette problemet, der det å unngå mulige fremtidige skader tillegges stor verdi.

16.3.5 Valg av virkemidler når tiltakskostnadene eller miljøskadekostnadene ved flere ulike miljøproblemer er avhengige av hverandre

Vi skal nå se på en ny type avvik fra våre ideelle forutsetninger fra *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2. Vi forutsetter nå at forutsetning nummer10 ikke gjelder, mens alle de andre er oppfylt. Dette innebærer at det er mange ulike forurensende utslipp som opptrer på en gang, og at de ikke kan analyseres uavhengig av hverandre uten å miste vesentlig informasjon. Vi ser først på tilfellet der det er avhengighet på miljøskadesiden, deretter på tilfeller der det er avhengighet på tiltakssiden.

Avhengighet mellom utslipp av ulike stoffer på miljøskadesiden

En type avhengighet mellom ulike miljøproblemer er knyttet til verdivurderingen av skadevirkningene av utslipp. Dersom skaden forbundet med et utslipp avhenger av utslippsnivået av andre stoffer, vil dette påvirke hva det optimale nivået eller målet for hver type utslipp er. Slike sammenhenger vil være viktige både for den naturvitenskapelige vurderingen av årsak-virkning, og for den økonomiske verdsettingen. Et eksempel kan være samvirkning av NO_x -, VOC og støvutslipp ved dannelse av dis i lokale luftresipienter. Skadevirkningene av hver av komponentene blir større og effektene annerledes når de andre er til stede i resipienten, enn når de ikke er der. Utslipp av både SO_2 , NO_x og ammoniakk bidrar til forsuring, og den marginale skaden av et av stoffene avhenger av hvor store utslippene av hvert av de andre er.

Implikasjonen av slik sammenheng er at verdien av ulike miljøskader i prinsippet ikke kan verdettes separat. Intuitivt vil slik avhengighet trekke i retning av å forsterke de fysiske virkningene av et gitt utslipp i forhold til om man vurderte doserespons isolert for enkeltstoffer, mens dette økonomisk kan tenkes å slå i begge retninger. Dels kan betalingsvilligheten for en type utslippsreduksjon tenkes å være høyere for stoffer som samvirker på en negativ måte med andre utslipp i resipienten, enn om denne egenskapen ikke var til stede. På den andre side kan budsjettbeskrankninger føre til at betalingsvilligheten i befolkningen for å løse ett problem går ned når man blir klar over at det er mange andre problemer som også må løses.

Dette er et felt med stor mangel på kunnskaper, og betydningen av å se bort fra samspilleffekter på miljøskadesiden er ikke åpenbar i forhold til alle andre feilkilder. Uansett vil denne typen usikkerhet normalt være mest relevant i forhold til fastsetting av mål eller dosering av virkemidler, men ikke ha betydning for valg mellom virkemiddeltyper (Hoel og Selte 1993).

Generelt vil utslippet av alle stoffene påvirkes av at et av dem reguleres, og kostnadene ved å redusere et av utslippene vil også være avhengig av det initiale utslippet av alle de andre stoffene.

Så lenge utslippene er observerbare og forutsetningene ellers er ideelle, byr ikke dette på styringsproblemer. Det er mulig å nå optimum ved å sette optimale avgifter på alle utslippstyper, eller ekvivalent å fastsette samme løsning gjennom direkte reguleringer. Noen av egenskapene ved et slikt avgiftsregime er presentert i boksen på denne siden.

Egenskaper ved et optimalt avgiftssystem når det er avhengighet mellom utslipp av ulike stoffer i produksjonen

Her presenteres noen av egenskapene ved et slikt avgiftsregime. Fremstillingen bygger på Hoel og Selte (1993).

Vi forutsetter at avgiftene er satt på et optimalt nivå i utgangspunktet. Vi endrer så på enkelte parametre i modellen, og sammenlikner den nye løsningen med den opprinnelige. Effektene er da slik:

1. Dersom avgiften på et av stoffene økes, vil utslippet av dette stoffet gå ned. Man kan ikke si noe generelt om hvordan det går med utslippet av de andre stoffene, men
   - dersom alle utslippene som et spesialtilfelle er komplementære, vil utslippet av alle stoffene gå ned.

2. Dersom myndighetene får tilgang til ny kunnskap om skaden av et utslipp, og på denne bakgrunn setter opp kostnadsfaktoren pr. enhet utslipp av dette stoffet, endres de *optimale* avgiftene slik at utslippene av vedkommende stoff reduseres. Igjen kan man ikke si noe generelt om de andre stoffene eller om noen av avgiftssatsene, men
   - dersom alle utslippene er komplementære, vil avgiften på vedkommende stoff øke, mens både utslipp og avgift går ned for alle de andre stoffene,
   - dersom de marginale miljøskadekostnadene for alle stoff er konstante, vil avgiften på vedkommende stoff øke, mens alle andre avgiftssatser holdes konstant.

Dersom miljøkostnadene er gitt indirekte gjennom utslippsmål, og ikke som kostnadskurver, blir optimalløsningen helt tilsvarende, og noe enklere å tolke. Avgiftene blir da lik skyggeprisene på hver skranke i optimum. For skranker som ikke er bindende er avgiften null. Hvis alle skranker er bindende, og en av dem strammes til, vil avgiften på dette stoffet gå opp. Avgiftene på alle alternative utslipp vil også gå opp, mens de vil gå ned for komplementære utslipp.

Avhengighet mellom utslipp av ulike stoffer i produksjonen

Et utslipp kan i økonomiske modeller håndteres på samme måte som en innsatsfaktor i en produksjonsprosess (se f.eks. Hoel og Selte 1993). Intuisjonen er at man benytter ulike deler av naturens renovasjonstjenester og betaler en pris for dette som for enhver annen vare. Avhengigheten mellom utslippene kan da beskrives med de kjente begrepene fra produksjonsteorien. To utslipp defineres som *teknisk komplementære* dersom det blir billigere å redusere utslippet av det ene når utslippet av det andre går ned. Motsatt er stoffene *teknisk alternative* hvis det blir dyrere å redusere det ene når utslippet av det andre går ned.

Både avhengige utslipp og ikke observerbare utslipp samtidig

Hovedkonklusjonene for en situasjon med ikke observerbare utslipp som er beskrevet i *"Valg av virkemidler når tiltakskostnadene eller miljøskadekostnadene ved flere ulike miljøproblemer er avhengige av hverandre"* i avsnitt 16.3.5, vil gjelde også når utslippene henger sammen. Generelt kreves det bedriftsspesifikke reguleringer for å nå optimum. Videre vil avhengigheten mellom utslipp av ulike stoffer forplante seg slik at optimale, ikke bedriftsspesifikke reguleringer av fullt observerbare utslipp eller innsatsfaktorer likevel blir bedriftsspesifikke hvis reguleringene påvirker andre, ikke observerbare utslipp med bedriftsspesifikke skadevirkninger. Vi bruker de to avhengige problemene CO_2 og NOx som eksempel. Det optimale for CO_2 isolert er å regulere CO_2 ved en flat karbonavgift på alle fossile brensler eller ved omsettelige utslippstillatelser. Men bruken av fossile brensler påvirker også NOx-utslippene. Så lenge den optimale CO_2 -avgiften ikke har som sidevirkning at et gitt NOx-mål oppfylles, vil den totalt sett optimale brenselavgiften få et tillegg som tilsvarer den marginale økningen i NOx-utslipp ved bruk av brenslet. Denne tilleggsfaktoren vil være spesifikk for hver kilde, og dermed er ikke en flat samlet avgift pr. CO_2 -ekvivalent for alle fossile brensler det først-beste optimale resultatet når man ser klima- og NOx-målene under ett (Hoel og Selte 1993). Dette betyr imidlertid ikke at CO_2 -avgiften bør differensieres, men er heller en illustrasjon på at man for å oppnå en effektiv regulering må ha like mange virkemidler som mål.

I situasjoner der ulike miljøproblemer henger sammen (ofte de normale tilfellene) bør virkemiddelbruken i størst mulig grad bestemmes simultant. Helhetsvurderingene bør bygge på et teknisk-naturvitenskapelig grunnlag der «vugge til grav»-prinsippet står sentralt, og ellers på best mulige systemanalyser. I del VI tas dette momentet mer systematisk opp i tilknytning til hvert miljøproblem. Spesielt i forhold til avgift eller salgbare kvoter på CO_2 vil det være viktig å sikre at supplerende virkemidler er godt begrunnet ut fra ulike former for svikt i de ideelle forutsetningene.

16.3.6 Virkemiddelbruk når noen bedrifter har markedsmakt

Vi skal nå se kort på implikasjonene av at det ikke er fri konkurranse i markedene for de forurensende bedriftene. Dette innebærer at forutsetning a, b og f fra *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2 foran ikke er oppfylt. Det ekstreme tilfellet er monopol, dvs. bare en produsent. Oligopol,

dvs. få produsenter der iallefall noen av dem har markedsmakt, vil kunne gi tilsvarende effekter.

Virkemiddelbruk ved markedsmakt i produktmarkedene

Når det er en monopolbedrift som forurenser, vil det ikke uten videre være optimalt å regulere utslippet slik at bedriftens marginale tiltakskostnad er lik samfunnets marginale skadekostnad. Dette skyldes at en uregulert monopolbedrift opererer med høyere priser og lavere produksjon enn det som er samfunnsøkonomisk effektivt. Regulering av utslippet slik at bedriftens marginale tiltakskostnad blir *ulik* marginal skadekostnad vil imidlertid bety at miljøvirkemidler blir brukt for å nå konkurransepolitiske mål. Å subsidiere bedrifters bruk av miljøet som en innsatsfaktor synes å være en svært indirekte og kostbar måte å motvirke markedsmakt på. Konklusjonen blir dermed at man bør bruke miljøpolitiske virkemidler for å oppfylle miljømål og andre virkemidler for å oppfylle andre mål.

Omsettbare kvoter ved markedsmakt i kvotemarkedene

Under ideelle forutsetninger gir fri markedsomsetning av utslippskvoter samme løsning som en optimal avgift. Dette er betinget av at markedet for kvoter er preget av fullkommen konkurranse. Når markedet er «tynt», slik at noen aktører kan påvirke kvoteprisen ved sine egne disposisjoner, vil de to virkemidlene generelt gi forskjellige tilpasninger. Omsettelige kvoter vil fortsatt gi samme totale utslipp som avgiften, men de samfunnsøkonomiske kostnadene vil øke. Årsaken til dette er at bedriftene kan bruke sin markedsmakt til å manipulere kvotehandelen til sin fordel, og vi oppnår generelt ikke like marginale tiltakskostnader (se f.eks. Maurseth, 1993). Imperfeksjoner i kvotemarkedene gjør det altså mer attraktivt å bruke en avgift i stedet for kvoter.

16.3.7 Valg mellom ulike virkemidler ut fra dynamisk effektivitet – insentiver til kostnadseffektivitet over tid

Analysen hittil i *"Valg mellom ulike typer virkemidler når de ideelle forutsetningene ikke er oppfylt"* i avsnitt 16.3 har i hovedsak vært statisk, dvs. uten eksplisitt tidsdimensjon. Vi har tatt utgangspunkt i at optimal miljøpolitikk er oppnådd dersom en finner det optimale utslippsnivået på et gitt tidspunkt og implementerer dette på en kostnadseffektiv måte. Under ideelle forutsetninger kan dette oppnås like godt både med kvoter og avgifter. Under ideelle forutsetninger vil det heller ikke være noen forskjeller i den dynamiske effektiviteten, dvs. virkemidlenes kostnadseffektivitet over tid, mellom kvoter og avgifter. All teknologiutvikling vil være kjent og forutsigbar for alle parter, og virkemidler og tiltak kan tilpasses løpende uten kostnadsforskjeller mellom virkemiddeltypene.

Her tar vi som utgangspunkt at forutsetningen om fullkommen informasjon om teknisk utvikling m.m. i fremtiden ikke er oppfylt, og studerer hva dette har å si for virkemidlenes effektivitet. Vi forutsetter at forurensende aktører over tid kan utvikle eller anskaffe ny teknologi som reduserer tiltakskostnadene og/eller utslippene. Miljøavgifter og utslippskvoter vil gi ulike insentiver overfor forurensende aktører til å satse på slik utvikling. Vi skal se på to ulike tilfeller. I tilfelle 1 forutsetter vi at myndighetene lar avgiftssats og kvote være upåvirket av at tiltakskostnadene reduseres. I tilfelle 2 antar vi at myndighetene vil reagere på ny teknologi ved å justere avgiftssats og utslippskvote løpende etter som tiltakskostnadene reduseres, slik at reguleringen til enhver tid er økonomisk effektiv.

Vi forutsetter i analysene at vi både ved avgift og kvote starter på samme utgangspunkt, dvs. at de to virkemidlene så langt har utløst eksakt de samme tiltak, men at de fremover kan fungere forskjellig. Resultatene som følger av de ulike forutsetningene er illustrert i "" i figur 16.3 – 16.5. I analysen antar vi at bedriftenes tiltakskostnader er kjent også for myndighetene til enhver tid. Imidlertid kjenner ikke myndighetene til hvilke investeringskostnader som er påkrevd for å redusere bedriftenes tiltakskostnader gjennom introduksjon av ny teknologi.

Dersom det bare er *en bedrift*, vil de rette insentiver til introduksjon av ny teknologi kunne sikres ved å innføre en gradert miljøavgift tilsvarende den marginale miljøskadekostnaden (jf. beskrivelsen av en slik avgift i *"Virkemiddelbruk ved ufullkommen informasjon om miljøskade og tiltakskostnader"* i avsnitt 16.3.1 ovenfor). Dette vil gjøre bedriften ansvarlig for miljøskadene, og sørge for at bedriften investerer i ny teknologi når dette er samfunnsøkonomisk lønnsomt. Med en slik avgift vil tilfellene 1 og 2 ovenfor falle sammen, fordi myndighetene ikke har noe behov for å justere virkemiddelbruken. "" i Figur 16.3 viser at i tilfelle 1 gir en flat utslippsavgift for sterke insentiver til investering i ny teknologi, mens en fast utslippskvote gir for små insentiver. I tilfelle 2 forsterkes disse konklusjonene (figur 16.4 og 16.5). Med en utslippskvote vil det faktisk kunne tenkes at en investering i ny teknologi som er samfunnsøkonomisk lønnsom fører til større kostnader for bedriften selv når investeringskostnadene ikke er medregnet. Problemet er at de reduserte tiltakskostnader som investeringen fører til, gjør det ønskelig for myndighetene å forverre bedriftens rammevilkår gjennom å redusere bedriftens utslippskvote.

Dersom det er *mange bedrifter* som bidrar til problemet, vil det ikke være praktisk mulig å bruke en gradert avgift. I tilfelle 1 vil konklusjonene være de samme som ved en bedrift; En flat avgift vil gi for sterke insentiver, mens individuelle faste utslippskvoter vil gi for små insentiver. I tilfelle 2 vil en avgift gi nær optimale insentiver hvis hver bedrift betrakter avgiftsnivået som (tilnærmet) uavhengig av deres egen investering. Hvis de individuelle faste kvotene skjerpes i takt med den enkelte bedrifts investeringer, vil det ha like dårlige insentiver som beskrevet ovenfor i situasjonen med en bedrift. Hvis derimot utslippskvotene er omsettelige og myndighetene reduserer antallet kvoter gjennom oppkjøp i takt med bedriftenes investeringer i ny teknologi, vil også et kvotesystem gi god dynamisk effektivitet.

Figur 16.3 Innsparing ved å innføre ny renseteknologi i en bedrift ved kvote- og avgiftsregulering når reguleringene ikke justeres pga. nye kostnader. Reduserte tiltakskostnader ved en gitt utslippskvote er lik trapeset ABCD. Ved avgiftsregulering vil bedriften i tillegg spare ECB ved å redusere utslippet, og oppnå en samlet gevinst på AECD.

Figur 16.4 Innsparing ved å innføre ny renseteknologi i en bedrift som er kvoteregulert når reguleringene blir løpende justert til de nye kostnadene. Reduserte tiltakskostnader ved en gitt utslippskvote er lik trapeset ABCD. Bedriften får i tillegg kostnaden BFGH på grunn av innskjerpet utslippskvote.

Figur 16.5 Innsparing ved å innføre ny renseteknologi i en bedrift som er avgiftsregulert når reguleringene blir løpende justert til de nye kostnadene. Reduserte tiltakskostnader ved gitt avgift er lik trapeset AECD. I tillegg sparer bedriften arealet EFIJ på grunn av redusert avgiftssats.

16.3.8 Forutsetninger om de skadelidtes tilpasninger til forurensninger og miljøvirkemidler

I presentasjonene hittil i *"Økonomisk teori om virkemiddelbruk"* i kapittel 16, har vi konsentrert oss om forurensernes handlinger, og i stor grad betraktet miljøskadekostnadskurvene som konstante; dvs. at et gitt utslipp fra en gitt kilde alltid vil gi den samme skaden. Dette er imidlertid ikke nødvendigvis tilfelle. Eksempelvis vil etterisolering og skifting av vinduer i utsatte boliger kunne redusere skadekostnadene av et konstant utslipp av støy selv når de periodiserte kostnadene av slike tiltak medregnes i skadekostnadene. Vi vil derfor her presisere at både tiltaks- og skadekostnadskurvene vil endre seg over tid, og at dette er en av grunnene til at dynamisk effektivitet er et viktig kriterium for valg av virkemidler. Videre er tilpasninger av typen etterisolering forutsatt å være inkludert i skadekostnadskurven, slik at denne viser miljøskadene gitt at de skadelidte har iverksatt effektive forsvarstiltak.

En annen problemstilling knyttet til de skadelidtes adferd dreier seg om lokaliseringsbeslutninger. La oss eksempelvis tenke oss en flyplass med nærliggende støyplagede boligområder. Jo flere som bor i området, jo større vil samfun-

nets miljøskadekostnader være ved et gitt støynivå, og jo større tiltakskostnader vil det være optimalt å pålegge flyplassen. Så lenge de som tar beslutninger om å flytte inn eller ut av støysonen er små aktører, som alle hver for seg oppfatter støynivået, og virkemiddelbruken overfor flyplassen som konstant og uavhengig av deres egen avgjørelse, vil markedet fungere. Boligkostnadene i ulike områder vil bli vurdert opp mot bl.a. miljøkvaliteten, og antallet som bor nær flyplassen vil bli samfunnsøkonomisk riktig.

Men dersom aktørene er «store», i den betydningen at de tror de kan påvirke staten eller flyselskapene til å redusere støynivået gjennom sin egen lokaliseringsbeslutning, vil ineffektiviteter kunne oppstå. Det er da fare for at samfunnet vil tape på å gjennomføre kostbare støytiltak på flyplassen, mens det mest lønnsomme hadde vært å etablere boliger på et annet sted. Ofte er de aktørene som bestemmer plasseringen av nye boligfelt slike store aktører, f.eks. kommuner eller store entrepenørselskaper. Dette viser at en regulering som hindrer etablering av nye boligområder i en slik forurenset sone kan være samfunnsøkonomisk lønnsomt som et supplement til de øvrige miljøvirkemidlene.

16.4 UTFORMING AV VIRKEMIDDELBRUKEN I PRAKSIS

Vi vil i dette avsnittet se på en del problemstillinger som dukker opp når virkemidlene skal utformes i praksis. Hensikten med denne gjennomgangen er å konkretisere den teorien som er presentert i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2 og *"Valg mellom ulike typer virkemidler når de ideelle forutsetningene ikke er oppfylt"* i 16.3, samt å gå gjennom en del tilgrensende teoretiske problemstillinger. Mer omfattende analyser av faktiske miljøproblemer og mulige forbedringer i virkemiddelbruken overfor dem presenteres i del VI av rapporten.

16.4.1 Fastsettelse av de marginale miljøskadekostnadene

Nivået til og formen på den marginale miljøskadekostnadskurven er bestemt av egenskaper ved miljøproblemet og samfunnets betalingsvillighet for forbedringer i miljøtilstanden. I praksis er det ofte vanskelig å beregne en slik marginal skadekostnadskurve med særlig stor sikkerhet, og man må falle tilbake på en skjønnsmessig vurdering av miljøkostnadene ved ulike utslippsnivåer.

Ved utarbeidelsen eller vurderingen av en slik marginal miljøskadekostnadskurve vil man ideelt sett måtte gå gjennom følgende trinn:

a) Anslå sammenhengen mellom skade og utslipp i fysiske enheter (f.eks. ut fra en dose-respons funksjon), herunder:
   - Fordeling av utslippet og konsentrasjon i miljøet, samvirkning mellom ulike stoffer, virkning over tid, m.m.
   - Eksponeringen av potensielle skadelidende økosystemer, planter og dyr, og menneskelige aktiviteter for forurensningen.

b) Verdsette den marginale skaden ved ulike utslippsnivåer i penger.

Kunnskapsnivået på de ulike punktene vil variere fra problem til problem. Generelt synes man ofte å ha best data om utslipp og en del kunnskap om skadene, mens det sjelden blir foretatt en eksplisitt økonomisk verdsetting av miljøgoder/miljøskader. Metoder for å foreta denne verdsettingen er tema for resten av *"Fastsettelse av de marginale miljøskadekostnadene"* i avsnitt 16.4.1.

16.4.1.1 Eksplisitt verdsetting av miljøgoder

De problemene vi i praksis har ved å bestemme miljøskadekostnadskurven skyldes at miljøgodene ikke omsettes, og derfor ikke er priset. For vanlige private goder med en veldefinert eiendomsrett viser prisene hva godet er verdt, og hvor mye av andre varer befolkningen er villig til å ofre for å få godet. Det finnes ingen slik pris som viser bytteverdien av f.eks. renere badevann i fjorden i forhold til økt forbruk for eierne av en forurensende bedrift. En løsning på dette problemet er å forsøke å finne ut hvor mye folk ville ha betalt for disse godene, hvis det hadde vært et marked for dem.

Grunnlaget for slik verdsetting er enkeltpersonenes vilje til å betale for det aktuelle miljøgodet. Summen av alle berørte individers subjektive *betalingsvillighet* utgjør godets bruttoverdi. *Konsumentoverskuddet* er et mål på nettoverdien av godet for konsumentene. Det defineres som forskjellen mellom individets betalingsvillighet og det han faktisk må betale for å bruke godet. Det er denne nettoverdien som skal brukes for å beskrive godets verdi i en nytte-kostnadsvurdering.

Indirekte metoder

Ved de indirekte metodene analyserer man folks oppførsel i eksisterende markeder for private goder, og prøver ut fra dette å beregne hva folk implisitt betaler for det kollektive godet. De mest kjente av disse metodene er «eiendomsprismetoden» og «transportkostnadsmetoden». *Eiendomsprismetoden* er i hovedsak utviklet og brukt i forbindelse med luftforurensning og støy i storbyområder som London og Los Angeles. Hovedprinsippet i metoden er å sammenlikne prisene på ellers identiske eiendommer mellom områder med ulik miljøtilstand, og bruke prisforskjellen som et mål på betalingsvilligheten for bedre miljø. Metoden regnes i dag som lite tilfredstillende og er ikke mye brukt.

Grunntanken i *transportkostnadsmetoden* er at kostnadene ved å reise til f.eks. et rekreasjonsområde med vakkert landskap eller en lakseelv kan betraktes som en inngangsbillett til området. Jo lenger unna man bor, desto større er inngangsbilletten. Ut fra dette utledes en etterspørselskurve som viser hva befolkningen er villig til å betale ut over det de betaler i dag, dvs. et mål på konsumentoverskuddet. En fordel med denne metoden er at den bygger på observert adferd. Metoden er brukt i flere land og på ulike problemfelt. Hovedtyngden av litteraturen er fra USA og har tema innen rekreasjon, jakt, fiske og naturvern.

Direkte metoder

De direkte verdsettingsmetodene bygger alle på intervjuundersøkelser eller folkeavstemninger av ulik type, der man stiller direkte spørsmål til folk om deres verdsetting av det aktuelle godet. Spørsmålene stilles i en nøye planlagt rekkefølge og sammenheng, og man legger stor vekt på å undersøke effekten av informasjonsnivå og andre kjente feilkilder. Det finnes flere varianter av denne metoden, men den klart vanligste kalles «*betinget verdsetting*» eller «contingent valuation method» (CVM). En større undersøkelse om befolkningens betalingsvillighet for bedret lokal vannkvalitet og reduserte utslipp av næringssalter til Nordsjøen er et eksempel på en nyere studie av denne typen i Norge.

Det gjenstår uten tvil uløste metodiske problemer innen verdsetting av miljøgoder. Erfaringene de siste 25 år med flere hundre utførte studier i en rekke land har imidlertid skapt et omfattende empirisk grunnlag og gjennom en tverrfaglig diskusjon ført til en betydelig forbedring av metodene. Dette har igjen medført at kostnadene ved en avansert undersøkelse er blitt store. Samtidig er det slik at når befolk-

ningen har forutsetninger for å kunne svare på de relevante spørsmålene på en godt begrunnet måte, og det er store beslutninger som skal fattes, vil slike verdsettingsmetoder kunne ha en funksjon.

16.4.1.2 Politisk verdsetting av miljøgoder ved beslutninger om miljømål

I mangel av tilstrekkelig gode data om et miljøproblem vil ambisjonsnivået i forhold til å redusere problemet i større grad bli et rent politisk spørsmål. De politiske beslutningene kan bl.a. implementeres i form av nasjonale juridiske regler, nasjonale politiske målsettinger eller internasjonale forpliktelser. Slike beslutninger kan beskrives og tolkes inn i en økonomisk analyse.

Et lovforbud mot et utslipp kan oppfattes som en loddrett totalkostnadskurve i utslippsnivået null. Marginalkostnaden selv ved et ørlite utslipp er da definert til å være uendelig stor. En utslippskonsesjon på 100 enheter utslipp som gis en bedrift vil på samme måte gi en loddrett totalkostnadskurve i nivået 100.

En alternativ fortolkning av en politisk fastsatt utslippsgrense er at den marginale skaden som forårsakes av utslipp utover dette nivået vurderes som større enn den marginale kostnaden ved å begrense utslippet. Dette er en mer rimelig fortolkning, som gjør det mulig å sammenligne den implisitte politiske verdsettingen av ulike miljøgoder. En slik sammenligning vil kunne avsløre inkonsistens eller urimelige politiske vurderinger.

16.4.2 Lokale, regionale og globale miljøvirkninger av utslipp

En av de ideelle forutsetninger for analysen i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2 foran er at forurensningen skjer homogent. Dette betyr at vi står overfor *en* veldefinert resipient, der utslippet sprer seg uniformt (jevnt) og det ikke er spredning utenfor denne resipienten, ingen samvirkning med andre stoffer m.m. Disse kravene er som regel ikke oppfylt i praksis. Noen av de teoretiske implikasjonene av denne svikten i forutsetninger er diskutert i *"Valg mellom ulike typer virkemidler når de ideelle forutsetningene ikke er oppfylt"* i avsnitt 16.3.

I praksis bør det ved valg av virkemidler overfor et problem legges vekt på om problemene er rent lokale, eller om de gjelder et større område. Følgende muligheter for geografisk variasjon i *miljøvirkningen av et utslipp av et stoff* foreligger:

- utslippet har bare lokale virkninger (støy, støv)
- både lokale og regionale virkninger (miljøgifter, fosfor, NO_X , SO_2)
- bare regionale virkninger (visse miljøgifter i produkter)
- både lokale, regionale og globale virkninger (miljøgifter)
- bare globale virkninger (CO_2 , KFK)

De fleste forurensninger er fysisk masse, og det er lett å tenke seg at både for luft, vann og jord vil både konsentrasjonen og skadeeffektene være størst nær det punktet der denne massen dumpes ut i naturen. Virkningene vil avta med avstanden fra dette punktet, etter som konsentrasjonen avtar ved oppblanding og eventuelle nedbrytningsprosesser får virke. Det samme vil også gjelde utslipp av f.eks. støy, varme og stråling.

Unntak fra denne hovedregelen oppstår av flere årsaker. Det kan (i) være egenskaper ved vind- og havstrømmer som gjør at utslipp konsentreres på visse steder. Et viktig eksempel på dette er oppsamlingen av miljøgifter i Norskerenna i Skagerak. De klart største utslippene til Nordsjøen av slike stoffer kommer fra kontinentet, spesielt fra Rhinen, og fraktes med havstrømmene langs kysten av Tyskland og

Danmark, før de avsettes i de dype områdene oppunder norskekysten. Havstrømmen eroderer bunnen i sør, mens Norskerenna fungerer som en sedimentasjonsfelle for de fine partiklene som miljøgiftene henger på. De største regionale konsentrasjonene i bunnsedimentene opptrer derfor langt fra hovedkildene.

Mange miljøgifter kjennetegnes ved at de (ii bioakkumulerer, dvs. at spredte utslipp som ikke er store nok til å gi lokale effekter, men medfører at relativt lave konsentrasjoner av et stoff spres over store områder, kan gi opphav til alvorlige skader hos dyr på toppen av næringskjeden, og/eller i spesielt sårbare og ofte fjerntliggende områder som polare strøk. Spesielt dersom utslippet primært spres utover, og f.eks. skyldes bruk av produkter, vil de lokale skadene av et stoff ofte være underordnet de regionale. Dette gjelder bl.a. mange klororganiske stoffer. Ved punktutslipp av slike stoffer vil både lokale og regionale skadekostnader være viktige.

Det kan være et spørsmål om slike varige og akkumulerbare miljøgifter også skal regnes som et globalt miljøproblem. Selv om disse nå finnes i vesentlige konsentrasjoner over hele kloden og også i de aller fjerneste strøk som arktis og antarktis, uten at det er mulig å spore dem tilbake til helt bestemte kilder, har utvalget valgt å definere dette som et regionalt problem. Denne delen av miljøgiftproblematikken regnes dermed i samme klasse som regional forsuring, dvs. at problemet er klart grenseoverskridende og ikke lokalt, men likevel må man anta at lokaliseringen av utslippskildene betyr noe for skadene pr. enhet utslipp. I analysen av miljøproblemet overgjødsling er begrepet regionalt miljøproblem benyttet også for regioner som kun spenner over kommunegrenser. Inndelingen etter lokalt og regionalt henger da sammen med myndighetsnivåer og beslutningsarenaer. Begrepet *globale problemer* forbeholdes de stoffer hvor kildenes lokalisering ikke påvirker skadenes omfang overhodet.

Endelig vil noen stoffer (iii) ha slike spesielle egenskaper at de ikke gir effekter lokalt, men bare globalt eller regionalt. Foreløpig synes dette å gjelde CO_2 og en del andre drivhusgasser, og KFK og andre ozonødeleggende stoffer. Isolert sett betyr dette at for disse stoffene er kostnadene avgjort bare av den globale virkningen.

Den marginale miljøskadekostnadskurven viser verdien av endringene i en resipient som følge av de samlede utslipp til resipienten fra alle kilder. Når det bare er en kilde vil denne kurven også kunne sies å være miljøskadekostnadskurven for vedkommende kilde. Den viser da hvor stor økonomisk skade den siste forurensningsenheten som slippes ut fra vedkommende kilde gjør ved ulike utslippsstørrelser. Det er ikke vanlig å bryte ned de samlede skadekostnadene for en resipient til en skadekostnadskurve for den enkelte kilde når det er flere kilder, fordi vi da må gjøre sterke forutsetninger om hva som skjer med utslippene fra alle de andre kildene. Vi skal i det følgende se på antatt kurveform og konsekvenser for virkemiddelvalget i noen typiske situasjoner.

Eksempel a: Lokale problemer og en kilde

La oss først se på et tilfelle med en dominerende kilde med vesentlig lokale effekter. Vi kan tenke på et mindre tettsted med en stor industribedrift og få andre forurensningskilder av betydning. Hvis vi starter med å redusere utslippet fra en uregulert situasjon med stor forurensning, vil det ofte ikke bli noen forbedring før man har nådd en viss reduksjon. Deretter får man i et intervall god effekt av hver utslippsreduksjon, før man til slutt kommer ned på et så lavt nivå at utslippene ikke gir vesentlige skader. Et slikt forløp kan beskrives ved en S-formet kurve. Den marginale skadekostnadskurven vil da som vist i "" i figur 16.6 ha en topp, dvs. en form som en omvendt U. Forutsatt at en vurdering av problemets alvorlighet opp mot rense-

kostnadene ved å nå ulike tilstander tilsier at man bør gjøre noe med problemet, er det normalt bare den delen av kurven som ligger til venstre for topp-punktet som er interessant. Marginalskaden av en enhet utslipp vil i dette tilfellet generelt variere med utslippets størrelse også innenfor det interessante intervallet. Kurven vil derfor ofte ha en tydelig helning. Hvor bratt den er, og hvorvidt den er brattere enn tiltakskostnadskurven, er et empirisk spørsmål.

Dersom den marginale tiltakskostnadskurven er relativt flat, vil det i dette tilfellet være effektivt å velge et virkemiddel med stor grad av styringseffektivitet. Siden det er bare en bedrift som bidrar til miljøproblemet vil et resipientkrav (f.eks. et forbud mot at konsentrasjonen av det forurensende stoffet overstiger et gitt nivå) være et nærliggende førstevalg. I praksis vil begrensninger på bedriftens utslipp pr. tidsenhet, dvs. en utslippskvote, kunne være et mer aktuelt virkemiddel pga. praktiske og juridiske forhold.

Figur 16.6 Illustrasjon av en S-formet total miljøskadekostnadsfunksjon og en U-formet marginalkostnad ved en dominerende lokal kilde. Figuren viser også forskjellen mellom de ulike begrepene selvrensningsevne, tålegrense og terskelverdi.

Eksempel b: Lokale problemer og flere kilder

Ser vi på den lokale luftkvaliteten i en storby som Oslo, vil miljøskadekostnadskurven rimeligvis ha samme S-formede forløp som i det mindre tettstedet i eksempel a). Kostnadseffektiv fordeling av utslippsreduksjoner mellom kilder og sektorer kommer imidlertid her inn som et sentralt moment, som isolert sett kan tale til fordel for å bruke generelle økonomiske virkemidler som avgifter, i det minste overfor alle de kildene som hver for seg er små. I den grad kravet til styringseffektivitet er høyt, er dette et moment som trekker i retning av omsettelige kvoter eller administrative virkemidler.

Eksempel c: Rene globale problemer

Den motsatte ytterlighet til utslipp med bare lokale effekter er klima og ozon-lagproblematikk, der utslippet fra den enkelte kilden eller endog fra hele Norge knapt har målbar effekt på miljøproblemet. På samme måte som en marginal skadekostnadskurve for Oslo-lufta vanskelig kan brytes ned i delkurver for hver kilde, er det vanskelig å angi en skadekostnadskurve for Norge spesielt uten å gjøre forutsetninger om hva som skjer med utslippene i alle andre land. Den samlede marginale miljøskadekostnadskurven vil avhenge av problemets karakter og skadevirkningene globalt/regionalt, og kan ha terskelverdier m.m. på samme måte som ved lokal luft-

forurensning. Behovet for styringseffektivitet på internasjonalt nivå vil i så fall være til stede også for slike problemer.

Fordi norske utslipp sjelden har noen merkbar virkning på disse miljøproblemene, bør internasjonale avtaler være grunnlaget for virkemiddelbruken i Norge. Avtalenes utforming vil avgjøre den relative vekten som må legges på styringseffektivitet og kostnadseffektivitet. I tråd med konklusjonene i *"Virkemiddelbruk ved ufullkommen informasjon om miljøskade og tiltakskostnader"* i avsnitt 16.3.1 vil avgifter være å foretrekke foran omsettelige kvoter så lenge styringseffektivitet i forhold til avtalens forpliktelser ikke er et svært viktig hensyn.

Eksempel d: Rene regionale problemer

Rene regionale problemer som forsuring, havforurensning og regional miljøgiftbelastning skiller seg fra de globale ved at lokaliseringen av kildene *har* betydning for miljøkostnadene ved utslippet. F.eks. vil det ha direkte betydning for miljøkvaliteten i Norge hvilke land som reduserer grenseoverskridende utslipp. Egenskapene ved det enkelte problem vil avgjøre virkemiddelvalget.

Eksempel e: Både lokale og regionale eller globale effekter

Dersom utslipp av et stoff som har lokale effekter, også fører til skader regionalt eller globalt, vil dette komme i tillegg til de direkte lokale miljøskadekostnadene og slik kunne være relevant både ved valg mellom og for doseringen av virkemidler mot vedkommende utslipp.

Dersom de lokale og de regionale/globale effektene er relativt *uavhengige* av hverandre, vil skadekostnadene være additive slik at de kan summeres direkte. Et mulig eksempel på dette er utslipp av SO_2 fra en stor industrikilde, som både gir lokal luftforurensning (luftveisinfeksjoner) og regional forsuringseffekt (fiskedød). Vi forutsetter da at virkemiddelbruken overfor det lokale miljøproblemet ikke er så sterk at også det regionale miljøproblemet blir løst. Siden det regionale og det lokale problemet er uavhengig av hverandre, og vi har miljømål knyttet til begge, har vi teoretisk sett også behov for to ulike virkemidler overfor denne typen kilder. Dette kan være en maksimal grense for utslipp pr. tidsenhet av hensyn til lokale tålegrenser (bratt marginal miljøskadekostnadskurve), og en omsettelig kvote eller avgiftsregulering for å regulere det regionale miljøproblemet (flat marginal miljøskadekostnadskurve).

Det kan tenkes at det bare finnes et tallfestet politisk vedtatt *reduksjonsmål på nasjonalt nivå*, men ingen politisk vedtatte nasjonale mål for den lokale miljøkvaliteten. Lokale myndigheter kan ofte ha mål for lokal miljøkvalitet, men staten vil ikke uten videre føle seg forpliktet til å forholde seg til disse. Norsk politikk er at kostnadseffektivitet skal legges til grunn for å nå det vedtatte nasjonale målet. Det er to prinsippielle strategier som da kan velges[4] :

1. Utforme virkemidlene slik at det nasjonale målet oppfylles billigst mulig uten hensyn til lokal nytte av tiltakene.
2. Utforme virkemidlene slik at det nasjonale målet oppfylles, og kostnadene korrigert for den lokale nytten av tiltakene er lavest mulig.

4. Alternativ 2 innebærer en utvidelse av det rene kostnadseffektivitetsbegrepet, ved at kostnadene korrigeres for nyttevirkninger som ikke er direkte knyttet til det målet man ønsker å oppnå. De to strategiene kan formuleres noe mer presist på følgende måte:
1) Minimer kostnadene gitt at utslipp >= utslippsmål
2) Minimer (kostnadene – lokale nyttevirkninger) gitt at utslipp >= utslippsmål

Det er åpenbart at strategi b) er den som fra sak til sak vil gi den mest effektive bruken av samfunnets ressurser, og derfor er å foretrekke. Det bør også være et mål å utforme nasjonale mål og internasjonale forpliktelser slik at lokal nytte kan tilgodeses fullt ut.

16.4.3 Valg mellom individuelle og generelle virkemidler i praksis

Virkemidler kan generelt grupperes i to langs dimensjonen individuell-generell i tillegg til skillet mellom juridiske og økonomiske virkemidler. I tabell 16.3 er disse inndelingene kombinert i en toveistabell for å klargjøre alternativene. I tilfeller der man ikke kan konkludere klart om hvilket virkemiddel som vil være best ut fra teorien, må valget av virkemiddel baseres på en praktisk vurdering. Spesielt interessante er situasjoner der den teoretisk optimale løsningen tilsier bedriftsspesifikke avgifter, mens dette ikke er mulig i praksis. Vurderingen blir da hvilket av de tre andre alternativene som gir den tilpasningen som ligger nærmest den optimale løsningen. Eksempler på ulike kombinasjoner av forutsetninger som gir denne typen situasjon er identifisert i teorien foran, bl.a. i *"Valg mellom virkemidler når skadene av utslippet varierer fra kilde til kilde"* i avsnitt 16.3.3.

Tabell 16.3: Gruppering av økonomiske og juridiske virkemidler utfra om de virker generelt eller krever enkeltsaksbehandling.

	Juridiske virkemidler	Økonomiske virkemidler
Individuelle	Konsesjon Andre enkeltvedtak	Bedriftsspesifikk avgift
Generelle	Forskrift, evt. konsesjoner basert på standardkrav	Lik avgift Omsettelige kvoter

Valget av virkemiddel innebærer en vurdering av administrative kostnader opp mot mulige effektivitetsgevinster. Faktorer som antallet kilder, størrelsen/viktigheten av hver kilde og graden av ulikhet i rensekostnader og skadevirkninger mellom kildene vil være sentrale. Mange kilder og små forskjeller i utslippenes virkninger på miljøet vil ut fra administrasjonskostnader og kostnadseffektivitet mellom kilder tale for generelle virkemidler. Motsatt vil få kilder og store ulikheter i utslippenes miljøvirkninger tale for at individuelle virkemidler med større mulighet for differensierte lokaltilpassede løsninger vil være fornuftig.

Dersom man lager et system som gir rom for et stort antall dispensasjonssøknader eller fritaksordninger m.m., så vil dette redusere de antatte effektiviseringsgevinstene ved overgang fra individuelle til generelle virkemidler, uansett om disse er økonomiske eller administrative.

Spørsmålet om juridiske eller økonomiske virkemidler er best egnet må også vurderes, i tillegg til behovet for individuell behandling. Individuelle avgiftsregimer er i prinsippet et aktuelt alternativ. I praktisk miljøpolitikk har avgifter hittil vært brukt som generelt virkemiddel, ut fra ønsket om å oppnå en kostnadseffektiv fordeling av utslippsreduksjonene og lave administrasjonskostnader for det offentlige. Bruk av avgifter i tilfeller der det er påkrevd med en enkeltsaksbehandling av hver kilde, vil ha fordeler fremfor direkte regulering dersom man kjenner den marginale miljøskadekostnadskurven med rimelig sikkerhet. Man kan da tenke seg at det ut fra miljøskadekostnadene fastsettes en avgift som varierer med utslippet, og bedriften avpasser tiltakskostnadene slik at økonomisk optimal renseinnsats realiseres. Bedriften avslører da sine sanne tiltakskostnader, jf. *"Virkemiddelbruk ved ufull-*

kommen informasjon om miljøskade og tiltakskostnader" i avsnitt 16.3.1 foran. Gevinsten vil altså være knyttet til at man forutsettes å treffe det riktige tiltaksnivået nøyaktig, og at den dynamiske effektiviteten vil være god. Vurderingen vil være om man kjenner miljøskadenes forløp så godt at denne mulige gevinsten er interessant i forhold til den mulige feiltilpasningen som kan oppstå ved at bedriften reguleres på annen måte, ut fra ufullkommen informasjon om tiltakskostnadene. I tillegg må administrasjonskostnadene vurderes.

Mulighetene og forutsetningene for bruk av individuelle avgifter overfor enkeltbedrifter i praksis er nærmere vurdert i *"Avgifter"* i avsnitt 21.3.1 i del VI.

Eksistensen av infrastruktur eller andre rammebetingelser som eksisterende registre, veilednings- og kontrollapparat, bransjeorganer etc. kan også påvirke administrasjonskostnadene ved ulike virkemidler.

16.4.4 Måleproblemer og andre egenskaper ved kildene som påvirker valg av virkemidler

Egenskaper ved utslippskildene og ulike tekniske forhold ved dannelsen av utslippet vil virke inn på virkemiddelvalget både indirekte gjennom virkningen av utslippet i miljøet, og direkte gjennom hvilke tiltak og virkemidler som er mulige eller egnede for å sette i verk. Et aspekt av dette er muligheten for og kostnaden ved å måle utslippene. Dette er behandlet teoretisk i *"Virkemiddelbruk når det er vanskelig å måle utslipp"* i avsnitt 16.3.2.

Den optimale virkemiddelbruken kan tenkes å være forskjellig overfor punktutslipp og diffuse utslipp av samme eller liknende stoffer. Det konsentrerte utslippet fra en tradisjonell industribedrift er det ene ytterpunktet i denne sammenhengen, der de fleste typer tiltak og virkemidler i utgangspunktet kan tenkes anvendt. Kostnadene ved nøyaktig og kontinuerlig måling er likevel ofte prohibitive også for slike kilder. Når det er mange små kilder, f.eks. ved punktutslipp fra gjødselkjellere i landbruket eller fyrings- og kloakkutslipp fra boliger, vil kostnadene ved utslippsmåling kunne være svært store. Ved diffuse utslipp fra arealavrenning eller fra bruk av produkter er rensing eller måling av utslipp heller ikke i prinsippet mulig. Et viktig aspekt ved produktreguleringer er muligheten for og kostnadene ved å håndheve grensekontroll, enten det gjelder økonomiske eller administrative virkemidler. Norges medlemskap i EØS kan dermed tenkes å påvirke valg av virkemidler også på områder der avtalen ikke inneholder konkrete bestemmelser.

Mobile kilder, dvs. kjøretøyer, fly og båter, er spesielle ut fra at deres utslipp fordeles mellom ulike resipienter, som kan være mer eller mindre belastet, på en ofte ukontrollerbar måte. Slike kilder vil også bevege seg over administrative grenser, noe som legger begrensninger på utøvelse og plassering av reguleringsmyndighet. Selv om biltrafikk skaper lokale problemer, er det dermed ikke sikkert at det er mest effektivt med kommunale virkemidler.

Mengden aktuelle virkemidler er også avhengig av om det er lett å plassere ansvaret for problemet hos noen identifiserbar aktør. Dette vil avhenge av problemets og markedets karakter. For produkter vil produsent, importør eller bransjeforeninger være aktuelle private aktører som kan tillegges oppgaver og ansvar. I forbindelse med gamle industrifyllinger og gruvedeponier m.m. kan den reelt ansvarlige private aktør være ukjent eller på annen måte ute av stand til å ta eller pålegges ansvar. Det vil da være færre alternativer til statlig innsats tilgjengelig.

Et siste praktisk viktig forhold er også hvor langt man er kommet i forhold til det som synes å være et langsiktig riktig utslippsnivå fra en kategori kilder. I tilfeller der jobben allerede er gjort, er selvsagt potensialet for gevinst ved en effektivisering

av virkemiddelbruken ikke uten videre til stede. På lang sikt vil ulikheter i insentiver likevel kunne få effekt.

Vi skal i det følgende kort diskutere noen aktuelle former for regulering i situasjoner der observasjon av utslipp eller innsatsfaktorer er dyrt eller vanskelig. I prinsippet kan både økonomiske og administrative virkemidler anvendes. Som påpekt i *"Innledning"* i avsnitt 16.1 vil det alltid være ønskelig at virkemiddelbruken er kostnadseffektiv, dvs. at en viss miljøkvalitet eller miljønytte oppnås på billigst mulig måte. Kostnadsffektivitet innebærer bl.a. at reguleringen legges så tett opp til den egenskapen ved utslippet som gir opphav til miljøskaden som mulig, og at myndighetene ikke regulerer flere forhold enn nødvendig.

I noen tilfeller kan det være relativt lite problematisk å finne gode indirekte virkemidler. Et eksempel på dette er avgifter (evt. omsettelige kvoter) på fossile brensler som en tilnærming til en avgift (omsettelig kvote) på CO_2 . Det er et tilnærmet 1:1 forhold mellom karboninnholdet i fossile brensler og utslipp av CO_2 . Foreløpig finnes det ikke renseteknologi som gjør denne sammenhengen mindre entydig. I andre tilfeller vil en avgift på innsatsfaktorer være mindre effektiv. Det er f.eks. vanskelig eller kostbart å måle utslipp av NOx, samtidig som det langt fra er et entydig forhold mellom bruk av energi og slike utslipp. For biler finnes det f.eks katalysatorer som vil redusere utslippet av NOx for en gitt mengde drivstofforbruk. En avgift på drivstoff vil ikke gi noe økonomisk motiv for bileier eller bilprodusent til å installere en slik katalysator eller annen type renseteknologi, selv om dette var samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Dersom verken utslipp eller innsatsfaktorer kan observeres, eller av andre grunner ikke er egnet som reguleringsgrunnlag, kan det benyttes virkemidler overfor valget av teknologi (som kan observeres). En *teknologistandard* innebærer at myndighetene krever at virksomheter benytter en bestemt teknologi. Dette vil normalt være lite effektivt, fordi det binder opp bedriftens tilpasningmuligheter unødig sterkt, og gir ingen insentiver til ytterligere utslippsreduksjoner eller utvikling av alternativ teknologi. Et mer effektivt virkemiddel er å stille krav om at den teknologien som brukes ikke skal gi utslipp som er større enn utslippene fra en gitt teknologi. Bedriften vil da stå overfor et utslippskrav, og ha større frihet til å velge metode for å oppfylle kravet selv. Dersom det bare finnes en kjent løsning som oppfyller kravene er imidlertid de reelle valgmulighetene på kort sikt likevel ikke til stede.

Alternativt kan det brukes økonomiske virkemidler knyttet til teknologien. Men siden vi her har forutsatt at utslippsavgifter ikke er aktuelt pga. måleproblemet, er det bare aktuelt med avgift eller subsidie på de ulike teknologiene. Det er ikke gitt at dette vil være mer effektivt enn å stille utslippskrav, som er rettet mer direkte mot miljøproblemet.

For diffuse utslipp som arealavrenning fra jordbruket der måling av utslipp ikke er praktisk mulig, kan krav til teknologi være et godt virkemiddelalternativ. Krav om å utsette pløyingen i landbruket fra høsten til våren på de mest erosjonsutsatte arealer er et eksempel på dette.

I tråd med synspunktene ovenfor bør man så langt mulig ikke påføre en bedrift unødvendige og potensielt kostnadskrevende begrensninger, men gå direkte på den faktoren som gir skade. Regulering av *produsert mengde pr. tidsenhet* i en bedrift er et eksempel på et reguleringsgrunnlag som åpenbart både kan være kostnadskrevende for bedriften og lite treffsikkert i forhold til problemet. Dette gjelder uavhengig av om reguleringen implementeres ved en avgift eller en konsesjonsgrense. Bruk av slike krav bør derfor unngås.

Dersom man ikke kan observere utslippet på noen aktuell måte, kan det være et alternativ å knytte virkemiddelbruken overfor en kilde direkte til den realiserte *miljøtilstanden*, heller enn å se på innsatsfaktorene bak den forurensende virksomhe-

ten. Man kan da gi en forurensende virksomhet ansvaret for at (et aspekt ved) miljøkvaliteten i en gitt resipient holdes på et tilfredsstillende nivå, dvs. et *resipientkrav*. Slike krav kunne f.eks utformes som maksimalgrenser for tetthet av tungmetaller i en fjord eller maksimalgrenser for støynivå i en viss avstand fra kilden.

På mange måter kan et resipientkrav i tilfellet med en kilde til et problem sammenlignes med en betinget utslippskvote, hvor myndighetene betinger sine utslippskrav på den til en hver tid realiserte miljøkvaliteten i resipienten. Dette kan synes aktuelt i tilfeller der resipienten har en sterkt varierende, men kjent selvrensningsevne for vedkommende utslipp. Det optimale er da at bedriften slipper ut mye når resipienten tåler det, og reduserer eller stanser utslippene når resipientens selvrensningsevne er lav. Når vi kan betinge virkemiddelbruken på en relevant størrelse vil vi oppnå bedre samfunnsøkonomisk tilpasning av utslippsnivået enn dersom denne betingingen ikke er mulig.

Dersom det er flere forurensende aktører, vil det i tillegg kreves mekanismer for å fordele ansvaret mellom de enkelte kildene. Dette vil gjøre bruk av resipientkrav mindre aktuelt i praksis.

Oppsummert synes regulering i form av resipientkrav teoretisk å kunne ha fordeler fremfor bruk av virkemidler mot utslippet når det er en kilde til miljøproblemet, når resipientens kapasitet er observerbar og sterkt varierende, når kilden er i stand til å variere utslippene sine på kort varsel, og når det er ulik marginal skade fra resipient til resipient. Resipientkrav som virkemiddel vil først og fremst ha fordeler fremfor andre virkemidler (som f.eks. utslippsavgifter) i tilfeller der det i tillegg til virksomhetens utslipp er eksogene utslipp som bedriften må ta hensyn til. Det er uklart i hvilke tilfeller dette kan inntreffe i praksis.Ulempene ved resipientkrav som virkemiddel i tilfeller der alle disse forutsetningene er oppfylt er i første rekke knyttet til muligheten for oppfølging og kontroll fra myndighetenes side.

16.5 TILTAKSANALYSER

16.5.1 Innledning

For miljøproblemer der det er mange kilder med utslipp av samme stoff og like store skadevirkninger pr. kg utslipp, er det teoretisk optimalt å benytte generelle virkemidler som rammer alle kilder likt, og som overlater til aktørene å beslutte hvilke utslippsreduserende tiltak som skal iverksettes. Dersom man kunne anvende teoretisk optimale utslippsavgifter overfor alle kilder i et slikt tilfelle, ville det ikke være nødvendig for miljømyndighetene å vurdere hvilke mulige tiltak og kostnader m.m. som var aktuelle i de ulike sektorene. Man kunne da utnytte markedskreftene til å overvinne myndighetenes informasjonsproblem. Myndighetene kunne i en slik situasjon nøye seg med å undersøke miljøkostnadene, og så fastsette den optimale avgiftssatsen.

Utgangspunktet for vurderingene i dette avsnittet er at man kan være avskåret fra å implementere generelle virkemidler. Årsaken til dette kan være at den teoretisk optimale løsningen ikke er generelle virkemidler, men kildespesifikke avgifter eller individuell/sektorvis regulering. Dette teoretiske resultatet kan skyldes f.eks. manglende målbarhet av utslipp og/eller flere avhengige utslipp samtidig, jf. *"Valg mellom ulike typer virkemidler når de ideelle forutsetningene ikke er oppfylt"* i avsnitt 16.3 foran. Alternativt kan også institusjonelle rammer og politiske prioriteringer begrense hvilke virkemidler som er aktuelle i en konkret situasjon.

Gitt dette utgangspunktet, er problemstillingen her å drøfte hvordan man i praksis kan implementere en kostnadseffektiv virkemiddelbruk overfor problemer der det er mange ulike kilder som bidrar. Man er henvist til å velge blant de juridiske og økonomiske virkemidler som er praktisk mulige å benytte, men som ikke nødven-

digvis sikrer kostnadseffektiv måloppnåelse totalt sett. Målet er at man gjennom analyser skal kunne dosere virkemidlene overfor de ulike kildene slik at man kommer nærmest mulig opp til den teoretisk ideelle løsningen. Dette vil kunne *kreve innsamling av svært mye informasjon om ulike virkemidler, og om aktuelle tiltak, kostnader og renseeffekter*. Det offentliges tilgang på informasjon er et hovedproblem i utarbeidelsen av slike analyser. Det er også metodiske problemer forbundet med å gjennomføre samfunnsøkonomiske analyser. Ofte benyttes begrepet «tiltaksanalyse» om slike analyser. En tiltaksanalyse blir da et praktisk redskap for å kunne vurdere innføring eller konsekvenser av ulike virkemidler. I det følgende omtales noen metodiske problemer knyttet til slike analyser.

Selve *begrepet «tiltaksanalyse»* kan etter utvalgets mening være noe misvisende, ved at det impliserer en fokusering på enkelttiltak, og ikke på virkemidler og kostnadseffektivitet på tvers av alle kilder. Et bedre begrep kunne være «samfunnsøkonomiske analyser av virkemidler og tiltak». Uttrykket «tiltaksanalyse» er imidlertid nå så innarbeidet at utvalget likevel velger å beholde dette.

Utvalget legger stor vekt på at analyser av kostnadseffektiviteten til enkelttiltak skjer i samspill med og innenfor en ramme av en mer overordnet analyse av hva som vil være en best mulig virkemiddelbruk overfor det aktuelle miljøproblemet. Dette vil være mer i tråd med den tilnærmingsmåte som utvalget har lagt til grunn i analysene i del VI av utredningen. Det er av stor betydning at ansvaret for å gjennomføre denne typen utredninger er konsistent med ansvaret for utformingen av virkemidler og tiltak på problemområdet.

Ambisjonsnivå for tiltaksanalyser

Selv på de forurensningsproblemene som er best beskrevet, vil nytten av utslippsreduksjoner oftest bare kunne anslås relativt grovt ut fra et faglig og politisk skjønn. Dette gjøres ofte i form av at det fastsettes et konkret mål for utslippsreduksjoner. Problemstillingen blir da redusert til hvordan man kan nå et gitt mål på billigst mulige måte. To faktorer er da sentrale, nemlig at den enkelte kilde/bedrift får frihet til å gjennomføre sin reduksjon på billigste måte, og at forpliktelsene fordeles mellom alle kilder slik at marginal rensekostnad til slutt blir lik for alle kildene.

Potensiale for kostnadsbesparelser ved å gjennomføre tiltaksanalyser

Kostnadsbildet ved offentlig inngripen i forhold til typiske forurensningsproblemer, består av (i) kostnader til administrasjon av selve virkemidlet inkl. kontroll m.m., samt (ii) kostnader til gjennomføring av de tiltak som virkemiddelbruken utløser. Det siste punktet innbefatter både direkte kostnader til tiltaksgjennomføringen og indirekte virkninger på priser og lønnsomhet, som i sin tur kan gi makroøkonomiske virkninger i form av handelsvridninger etc. Både (i) og (ii) har både et statisk og et dynamisk element. Variasjonen i kostnader av type (i) mellom ulike virkemidler vil kunne dreie seg om fra noen ukeverk for enkle forskrifter og opp til kanskje 10 årsverk ved virkelig store og tunge ordninger som f.eks. tildeling av produksjonskvoter til alle de omlag 30.000 melkeprodusentene i landet. I tillegg kan det komme direkte utgifter til trykksaker, annonser, måleutstyr etc. Vanligvis vil kostnader knyttet til tiltaksgjennomføringen være de viktigste.

Under (ii) vil vi derimot se differanser av en helt annen størrelsesorden. Dersom ulike virkemidler utløser ulike fysiske tiltak, er potensialet for innsparing straks betydelig. Enten det er snakk om enkeltrenseanlegg til 50 eller 100 mill. kr, eller små investeringer som må gjøres av tusener eller titusener av aktører, synes det klart

at det er i dette leddet potensialet for forbedringer er størst. Dermed er det også denne siden av virkemidlenes egenskaper som blir viktigst i praksis.

En klassisk empirisk undersøkelse som viser dette potensialet er diskutert i Kneese (1977, p. 164). Her fant man for første generasjons tiltak mot utslipp av organisk materiale i det tungt belastede Delaware-deltaet på USAs østkyst at en gitt forbedring av oksygentilstanden i elva kunne oppnås til om lag halve kostnaden dersom rensningen ble fordelt utfra like marginale kostnader sammenlignet med prosentvis like reduksjoner av utlippet fra alle kilder.

Utviklingen på forurensningsfeltet går i retning av at de klassiske industriutslippene er betydelig redusert, mens sektorer som transport, jordbruk og husholdninger blir relativt sett viktigere fremover. I industien blir det viktigere enn før å se på miljøaspektene ved råvarer og produkter, ikke bare forurensende «biprodukter». Det blir dermed viktigere og vanskeligere enn før å analysere hvor i produksjons- og forbrukskjeden man skal sette inn tiltak for å oppnå mest effekt av de innsatte ressurser. En viss oversikt over stoffstrømmene «fra vugge til grav» – og kanskje videre til en ny vugge – blir påkrevd også ut fra et rent økonomisk perspektiv. Uten slike overgipende analyser og en reelt sett integrert forurensningskontroll vil det ikke være mulig å nå målene kostnadseffektivt.

Videre er tiltak og virkemidler i sektorpolitikken på de ulike samfunnsektorene en helt avgjørende faktor for utviklingen av utslippene. Enhver offentlig påvirkning av aktiviteter og produksjons- eller forbruksmønster i sektorene vil ha en effekt og en «skyggepris» i forhold til relevante utslippsmål, som må vurderes mot øvrige mål for sektoren. Eksempelvis vil tilskuddene i landbrukspolitikken i vesentlig grad påvirke både forurensende utslipp og forvaltningen av biologisk mangfold. Infrastrukturutbyggingen i samferdselspolitikken vil ha klare virkninger på utslippene av både lokale og globale forurensninger, og på arealbruk og landskapsverdier. Endringer i denne typen sektorpolitikk kan inngå som deler av en samlet strategi for å nå mål mest mulig kostnadseffektivt.

Opprydning i åpenbart motstridende tiltak mellom ulike sektorers virkemiddelbruk vil være første steg i en tilnærming til kostnadseffektivitet på tvers av sektorer. Et klart eksempel på dette er forholdet mellom landbrukspolitikken og vern av våtmarker. Vern av de gjenværende våtmarker har vært en kampsak for naturvernet i hele Europa i flere tiår. I store deler av denne perioden ble det i Norge med grunnlag i landbrukets produksjonsmålsetting gitt betydelige statstilskudd og gratis offentlig rådgivning til tørrlegging og oppdyrking av nettopp slike forekomster. Uten subsidier ville disse tiltakene sannsynligvis vært økonomisk klart ulønnsomme for den enkelte. Erstatninger ved fredning av slike arealer etter naturvernloven ble også utmålt ut fra de subsidier som ville ha blitt gitt ved oppdyrking. Disse ordningene er nå redusert eller fjernet. En analyse på tvers av sektorene vil måtte inkludere denne typen problemstillinger for å være meningsfull.

16.5.2 Aktuelle metoder som kan danne basis for en tiltaksanalyse

Vi tar som utgangspunkt at vi står overfor et klart definert miljømål, og at det er behov for å konkretisere hvilke tiltak som skal utløses. Miljømålet kan enten være en viss reduksjon av utslippene av et stoff, eller en gitt miljøstandard for et geografisk område. Målet for analysen kan da sies å være å vurdere hvilke virkninger en optimal utslippsavgift for alle kilder ville ha gitt. Forutsetningen for å kunne gjøre dette er at utrederen har tilstrekkelig oversikt over utslippskildene i relevante sektorer, og mulige virkemidler i forhold til disse. Virkemidlene må rangeres etter kostnad pr. enhet utslippsreduksjon. Deretter må det vurderes hvordan målet kan nås til lavest mulig kostnad. Denne arbeidsoperasjonen er i realiteten en samfunnsøkono-

misk kostnadseffektivitetsanalyse (KEA), som igjen er et element i en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsanalyse (NKA). Innenfor disse metodene er det utviklet prinsipper for hvordan de ulike arbeidsoperasjonene skal utføres på en teoretisk tilfredstillende og konsistent måte. Standard metodebeskrivelser er f.eks. Mattsson(1988) og Pearce & Nash (1981). Dette er den metoden som ligger til grunn for de tiltaksanalyser som er utført i Norge i SFTs regi, f.eks. for Oslolufta og for oppfølgingen av nordsjødeklarasjonene for nitrogen og fosfor. Osloluftanalysen har et nyttekostnadsperspektiv, mens nordsjøplanen (SFT-rapport 92/14) er en kostnadsffektivitetsanalyse. Forskjellen mellom disse to analysene er at i NKA verdsettes både nytte og kostnad i kroner, mens i KEA regnes nytten i fysiske enheter mens bare kostnadene verdsettes i kroner.

Det finnes også andre tilnærmingsmåter eller metoder, som kan supplere eller erstatte metodikken basert på nyttekostnadsanalyse. F.eks. finnes alternative metoder for samfunnsøkonomisk prosjektanalyse, inkludert ulike beslutningsstøttemetoder. Söderbaum (1986) har utviklet en metode kalt «posisjonsanalyse», som han fremstiller som et alternativ til konvensjonell nyttekostnadsanalyse. Metoden bygger på institusjonell økonomi, og vektlegger andre aspekter enn tradisjonell økonomisk teori. Moderne nyttekostnadsanalyse har imidlertid tatt opp i seg deler av denne kritikken, så som større vektlegging på interessegrupper, fordelingsvirkninger, ikke verdsatte virkninger og miljøvirkninger, irreversible effekter og usikkerhet m.m. Posisjonsanalysen synes ikke å være et godt alternativ til NKA i forbindelse med tiltaksanalyser.

Ulike metoder for beslutningsstøtte har vært benyttet i Norge. Såkalt flermåls beslutningsanalyse er et interaktivt edb-basert verktøy, der man kan modellere preferansene til et utvalg eksperter på et problem, og utlede hvilke alternative beslutninger som gir høyest nytte eller måloppnåelse. Metoden er i Norge benyttet bl.a. i forhold til oljevernberedskap og i forbindelse med samlet plan for vassdrag. I vårt tilfelle synes selve beslutningsproblemet å være enkelt, mens kvantifiseringen av kostnader og renseeffekter er sentralt. Dette taler mot en overgang til slike metoder. Imidlertid kan analyser med resipientfokus, der utslipp fra mange kilder av mange ulike stoffer er med, egne seg for denne typen verktøy.

Den økende vekten på tverrsektorperspektivet og «vugge til grav»-tenkning, stiller store krav til den grunnleggende systemanalysen som må ligge til grunn for utvelgelse av de tiltak og alternativer man skal regne på. I forhold til selve den økonomiske analysen og utvelgelsen av optimale tiltakspakker gir dette imidlertid ikke spesielle metodiske problemer. Et tiltak er pr. definisjon et tiltak enten det dreier seg om teknisk renseutstyr eller omprioriteringer i sektorpolitikken. De største vanskelighetene med å gjennomføre vugge til grav analyser er også knyttet til de empiriske problemene med å kartlegge og kvantifisere sammenhenger og priser, og ikke til å anvende nyttekostnadsverktøyet når grunnlaget foreligger. Det er alltid behov for en kritisk vurdering av hensiktsmessigheten avå sette i gang slike analyser før arbeidet starter.

16.5.3 Metodiske problemer ved gjennomføring av tiltaksanalyser

Det er mange ulike spørsmål knyttet både til det teoretiske grunnlaget og til selve operasjonaliseringen i nyttekostnads- og kostnadseffektivtetsanalyse som er faglig omdiskutert. I praktiske tiltaksanalyser er i tillegg en rekke spesielle spørsmål knyttet til det miljøfaglige grunnlaget blitt reist. Den følgende fremstillingen avgrenses til et utvalg problemer som har vist seg spesielt viktige i tiltaksanalysene som er gjennomført i Norge til nå, og som er egnet for mer prinsippiell drøfting.

16.5.3.1 Definisjon av nullalternativ og avgrensning av tiltak

Et viktig krav for at en utredning kan godtas som en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsanalyse er at den har klart beskrevne alternativer og et klart definert nullalternativ. Nullalternativet er den basis som de ulike forslagene man evaluerer skal måles i forhold til. I praksis er dette ofte dagens situasjon, kombinert med en prognose for hva som vil skje i prosjektperioden dersom ingen nye tiltak gjennomføres. Ulike forhold som kumulative eller irreversible miljøeffekter, effekter av (eksogen) sektorpolitikk og internasjonal utvikling når det gjelder utslipp mv. må inngå i vurderingen når de ulike alternativene velges ut.

Et viktig mål for en tiltaksanalyse er som sagt foran å «etterape» den tiltaksgjennomføringen som en lik utslippsavgift i teorien ville gitt dersom den kunne vært realisert. Følgende eksempel illusterer at avgrensningen av tiltak er en viktig del av arbeidet dersom man skal få til dette. I "" i figur 16.7 er de marginale rensekostnadene for fire ulike uavhengige tiltak mot en type utslipp vist. Vi ser at det er betydelig variasjon både mellom tiltakene og innenfor hvert tiltak. Vi kan f.eks. tenke oss at de fire tiltakene er ulike tekniske tiltak som kan gjennomføres på hvert av 10.000 gårdsbruk, og at kurven gjenspeiler kostnadsvariasjonen ved å gjennomføre tiltaket på ulike gårdsbruk. I en enkel rangering av disse tiltakene etter gjennomsnittseffektiviteten av tiltakene målt i kr pr kg reduserte utslipp vil resultatet være at T4 gjennomføres først, deretter T3, så T2 og T1 til slutt. Til høyre i figuren vises den samlede kostnadskurven ved en teoretisk perfekt kombinasjon av de fire tiltakene, slik man ville fått ved en ideell avgift. Hvis totalmålet er m1, gir de to metodene samme resultat, bare T4 gjennomføres. Men hvis ambisjonsnivået er m2, er det optimale å gjennomføre T4 + halvparten av T2, og ingenting av T3. Bruk av T3 for å nå målet m2 vil være sløsing med ressurser. En enkel tiltaksanalyse vil altså her kunne gi feil resultat.

Figur 16.7 Kurvene viser marginal rensekostnad for de fire tiltakene T1-T4 separat, og den mest kostnadseffektive kombinasjonen av dem. Linjene a-d angir den gjennomsnittlige marginale kostnaden for hvert av de fire tiltakene.

For å unngå feil rangering av denne typen, må grupper av tiltak med sterk innbyrdes variasjon i kostnader deles opp i flere selvstendige tiltak, noe som er noenlunde greit å få til. De empiriske rensekostnadskurvene som lages av ingeniører og agronomer vil oftest være trappetrinnsformet, eller tiltakene kan på annen måte deles opp i deler med relativt liten spredning om gjennomsnittet. Hver av disse delene kan deretter behandles som et eget tiltak i analysen. Denne løsningen ble valgt i Nordsjøplanen, der tiltaket «redusert jordarbeiding» ble delt i fire ulike tiltak basert på en klassifisering av arealene etter jordas erosjonsrisiko. Tilsvarende kan et tiltak ved iverksettingen forbeholdes lokaliteter der det «passer», dvs. der det etter en lokal vurdering er billig og effektivt.

Et problem i tiltaksanalyser er koplingen mellom tiltak og virkemidler. Kravet til kostnadseffektivitet gjelder for hele politikken, inkludert både det fysiske tiltaket, administrative kostnader og eventuelle kostnader ved at det valgte virkemiddelet utløser andre tiltak enn de det er rettet inn mot. Det kan derfor være aktuelt å modellere ulike virkemiddelvalg direkte som en del av tiltakene. Samme tiltak kan forekomme i flere varianter, f.eks. en der det innføres ved avgift, en ved forskrift og en ved konsesjonsbehandling.

Et mer generelt problem er at analysen vil bli relativt sterkt påvirket av hva man legger inn av forutsetninger om andre virkemidler og om rekkefølgen av tiltak og virkemidler. F.eks. vil nær sagt enhver forurensningsanalyse bli influert av hva man forutsetter mht. oljepris (inklusive avgifter). I praktiske tilfeller vil man legge til grunn et hovedalternativ der de mest sannsynlige forutsetninger velges. Ved større analyser mener utvalget videre at man bør gjøre gjentatte beregninger med ulike forutsetninger, for å finne frem til de virkemidler som synes mest stabile mot endrede forutsetninger. Se også *"Usikkerhet, fordelingsvirkninger og ringvirkninger mv."* i avsnitt 16.5.3.4 om usikkerhet.

16.5.3.2 Rangeringskriterium og -metode

I teorien skal man gjennomføre alle prosjekter som har nåverdi større enn null ut fra en nyttekostnadsanalyse. I virkeligheten vil man både i et kostnadseffektivitetsperspektiv og i en nyttekostnadsanalyse stå overfor budsjettskranker m.m. som gjør at prosjektene må rangeres etter kost/effekt- eller kost/nytte-brøken, og bare de beste velges ut for iverksetting. Mange miljøtiltak vil føre til kostnadsbesparelser og andre fordeler i tillegg til miljønytten. Hvorvidt man plasserer disse nytteeffektene i telleren eller nevneren i denne brøken vil påvirke rangeringen av tiltak. Rådahl & Steinshamn (1989) drøfter valg av rangeringskriterium teoretisk, og konkluderer med at den beste måten å definere dette på er nettonytte pr. offentlig budsjettkrone.

Hvis vi forutsetter uavhengige tiltak og konstant marginal miljønytte innenfor det interessante området er valg av regnemetode ved rangeringen enkelt – alternativene rangeres direkte etter nyttekostnads- eller kostnadseffektforholdet. Hvis man skal regne nøyaktig i større analyser vil imidlertid disse forutsetningene ikke være oppfylt. Ofte vil verken miljøeffekten eller kostnaden ved ulike tiltak være uavhengige av hverandre. Effekten av et tiltak reduseres om et annet er innført først, eller to tiltak er gjensidig utelukkende alternativer der man må velge bare ett av dem. Det kan også være flere mål eller skranker å forholde seg til samtidig. I en resipientorientert analyse vil man ofte ha mål for en hel rekke parametre. I en nasjonal analyse for et stoff vil man normalt ha både lokale og nasjonale mål. Den teoretisk mest tilfredstillende måten å prioritere tiltakene på under slike vilkår er å bruke matematisk optimalisering under bibetingelser. Man vil da også kunne gjøre alternative beregninger med ulik rekkefølge for gjennomføring av tiltakene. Hvor mye ressurser som bør brukes på dette må avpasses i forhold til bl.a. datakvaliteten, ressurstilgangen

og betydningen av problemet. Nordsjøplanen er et eksempel på at man benyttet en slik beregningsmetode (lineærprogrammering) til å sette sammen optimale tiltakspakker under ulike kombinasjoner av forutsetninger.

16.5.3.3 Tiltaksanalyser når tiltakene påvirker flere ulike utslippstyper

Som tidligere påpekt vil en rekke tiltak og virkemidler påvirke utslippene av flere stoffer. I en tiltaksanalyse orientert mot en lokal resipient kan dette trekkes eksplisitt inn i analysen i form av vekter eller relative priser som veier de ulike miljøeffektene sammen til en felles enhet, jf. f.eks. Osloluftanalysen (Oslo kommune og SFT 1987). Dersom noen av de samme tiltakene inngår i en nasjonal tiltaksanalyse rettet mot bare et av disse stoffene, uten at virkningen for de andre stoffene tas med, kan rangeringen bli annerledes. Ideelt sett bør slike andre miljøvirkninger verdsettes i kroner og legges inn også i den nasjonale analysen.

Fastsettelsen av de relative prisene eller vektene er en vesentlig kilde til usikkerhet. Et godt alternativ vil også være å bestemme tiltakspakken simultant for flere stoff og både for lokalt og nasjonalt nivå. Nordsjøplanen (SFT-rapport 92/14) kan igjen være et eksempel på et forsøk i denne retning. I Osloluftanalysen kunne man ved en slik metode lagt inn ulike skranker for hver forurensningskomponent, og latt modellen bestemme skyggeprisene på skrankene. Slik ville det vært mulig å lage et kostnadskart over ulike mulige miljøtilstander som grunnlag for politisk beslutning. Et slikt kostnadskart er muligens lettere å forholde seg til enn fastsetting av vekter på forhånd, og vil i alle fall utgjøre et verdifullt supplement. Et annet alternativ kunne være å foreta en rangering etter kr pr kg reduserte utslipp separat for hvert stoff, og se hvilke tiltak som systematisk kom godt ut for alle eller flere stoffer. Det er mulig at en slik enkel metode ut fra en totalvurdering av datakvalitet og usikkerhet over tid kan være like forsvarlig som en mer komplisert analyse.

16.5.3.4 Usikkerhet, fordelingsvirkninger og ringvirkninger mv.

Samfunnsøkonomiske tiltaksanalyser vil være preget av stor *usikkerhet* både med hensyn til datakvalitet og valg av forutsetninger og rammebetingelser. I større utredninger bør denne usikkerheten drøftes eksplisitt. Hovedhensikten må være å klargjøre for beslutningstakerne hvilket spenn i muligheter som foreligger, og hvilke viktige og usikre faktorer og samfunnsforhold de må ta stilling til i saken. Det er tre hovedteknikker som brukes til slik risikodrøfting:

1. Følsomhetsanalyse
2. Scenarioteknikker
3. Simulering

Følsomhetsanalyse vil si at man gjør beregninger med alternative valg av viktige parametre som oljepriser eller renseeffekt etc. Ofte vil det være nyttig å regne ut hvilken verdi av slike parametre som skal til for å endre konklusjonen eller f.eks. gi lønnsomhet lik null. Scenarioanalyse passer når man vil illustrere alternative utviklingsforløp av komplekse prosesser. Eksempler kan være å beskrive miljøvirkningene av landbruket under ulike forutsetninger om oljepris, og for alternativer hhv. med og uten EU-medlemskap. En velegnet teknikk for komplekse miljøsaker der usikkerhet står sentralt i analysen, er å bygge stokastiske simuleringsmodeller. Man kan da stille opp alle nytte- og kostnadsfaktorer i lønnsomhetsberegningen ved et miljøtiltak i et regnestykke, og la hvert av elementene være tall trukket fra gitte spesifiserte sannsynlighetsfordelinger. Resultatene av et stort antall beregninger i en slik modell vil beskrive sansynlighetsfordelingen til sluttresultatet. Dette gir mer

informasjon til beslutningsfatterne enn bare et tall basert på de mest sannsynlige verdiene for hver parameter.

Slike analyser kan også suppleres med «beslutningstre»-analyse, der perspektivet er å strukturere sekvensen av beslutninger over tid. Ulike valg i dag vil gi ulik valgfrihet på senere tidspunkt, da man kanskje også har andre behov eller bedre informasjon.

Analyse av *fordelingsvirkninger* hører også med i en tiltaksutredning. En beskrivelse av hvordan de direkte fordeler og ulemper (f.eks. investeringskostnader, avgiftsinnbetaling og -proveny) av alternative tiltakspakker vil ramme de ulike interessegruppene i saken hører med i en komplett konsekvensanalyse.

Vektleggingen av økonomiske *ringvirkninger* er et hyppig debattert emne ved offentlige utbyggingsprosjekter og tiltak. Debatten går da ofte på et distriktsperspektiv, nemlig at økt aktivitet i en basisnæring (jordbruk, industri) gir som en tilleggsgevinst økt inntekt og sysselsetting i sekundære næringer (f.eks. varehandel) som kommer i tillegg til den direkte lønnsomheten ved prosjektet. Skandinaviske undersøkelser av ringvirkninger fra næringer som landbruk og turisme har vist inntektsmultiplikatorer i størrelsesorden 1.2, dvs. et 20% påslag i den regionaløkonomiske nytten av prosjektet. Sett fra et overordnet samfunnsøkonomisk synspunkt vil slike ringvirkninger ikke finnes så lenge det er full ressursutnyttelse. Dersom det er ledige ressurser, f.eks. varig arbeidsledighet, kan det imidlertid oppstå reelle samfunnsøkonomiske ringvirkninger.

En litt annen diskusjon er knyttet til *makroøkonomiske ringvirkninger eller generell likevektsvirkninger* av miljøtiltak. F.eks. vil kostnadene ved å innføre grenser for svovelinnhold i fyringsolje og diesel innebære en kostnad beregnet til en viss merkostnad pr. liter multiplisert med dagens oljeforbruk. Fra denne kostnaden kan det trekkes effekten av redusert forbruk pga. økt pris på olje. Dette er den totale kostnaden ut fra en isolert mikroøkonomisk tilnærming, som må veies opp mot nytten av reduserte svovelutslipp. Det optimale er å sette grensen slik at marginal nytte er lik marginal kostnad.

Siden fyringsolje er en så viktig innsatsfaktor i økonomien vår, vil imidlertid prisen på olje inngå som en komponent i prisen på alle andre varer, og svovelkravet vil gi marginal økning også i disse prisene. Den samlede virkningen på økonomien kan derfor bli betydelig annerledes enn det som følger av den enkle beregningen. I vårt eksempel ga generell likevektsberegninger en 2-3-dobling av kostnaden ved å innføre svovelkravet i forholdet til den enkle mikroøkonomiske beregningen.

Det vil alltid være slike indirekte kostnader. De kan imidlertid være neglisjerbare for små tiltak, og en må anta at forholdstallet mellom direkte og indirekte kostnader vil variere mellom ulike tilfeller. Eksemplet ovenfor viser en situasjon med relativt sett store indirekte virkninger. Fyringsolje er en spesiell vare, og eksemplet vil derfor i hovedsak være representativt for problemstillinger knyttet til energivarer eller andre økonomisk viktige og gjennomgående innsatsfaktorer som er beskrevet eksplisitt og nøyaktig i modellene. Dette er mest relevant i forhold til CO_2 , og den regionale delen av svovel og NO_X problematikken. Små enkelttiltak vil normalt ikke være mulig å modellere med noen interessant grad av sikkerhet.

Videre er nytten av miljøforbedringer ikke med i makromodellene. Det vil være samme type indirekte virkninger og tilbakekoplinger her som for kostnadene. Renere luft vil gi mindre direkte skader som materialskader, redusert fiskedød, og redusert sykdomsmengde i befolkningen. Dette vil igjen gi redusert sykefravær som igjen øker arbeidsproduktiviteten, redusert bruk av helsetjenester m.m. De ressursene som frigjøres her kan så settes inn i annen mer produktiv virksomhet, og gi økt velferd for befolkningen.

Dersom makromodellene hadde dekket disse aspektene også, er det rimelig å anta at vi ville sett en økning i nytteeffektene. Dersom et tiltak i et mikroøkonomisk perspektiv, dvs. ut fra førsteordensvirkningene, medfører en internalisering av en ekstern effekt og en velferdsøkning for samfunnet, så vil tiltaket oftest også være et positivt bidrag i makroperspektiv, der også noen av de høyere ordens virkninger er kvantifisert. Overveltning av miljøkostnaden gjennom markedskjeden er jo nettopp en ønsket effekt – prisene skal avspeile de totale samfunnsøkonomiske kostnadene ved produksjonen.

16.5.3.5 Andre forhold

Tiltaksanalyser er en arbeidsmetode for å oppnå en mest mulig kostnadseffektiv fordeling av tiltak mellom kilder og sektorer basert på den *informasjon* om tiltak og virkemidler som foreligger på et tidspunkt. Denne kunnskapen ville man uansett benytte ved enkeltvis regulering av de samme kildene. En bredt anlagt analyse med implisering av partene og likebehandling av alle kilder og sektorer kan imidlertid tenkes å skape en ramme for utvikling av tillit og samarbeid der mer informasjon kan komme på bordet enn ved andre prosesser.

En tiltaksanalyse er i seg selv statisk. Forhold knyttet til *dynamisk effektivitet* må ivaretas ved virkemiddelbruken overfor den enkelte kilde, og erfaringene trekkes inn ved evt. revisjon av analysen. Ulik usikkerhet og antakelser om potensiale for ny teknologi osv. som varierer mellom sektorer kan være et moment som kommer inn ved tolkning og oppfølging av analysen. Ved den innføring av faste *resultatkontrollsystemer* som nå er i gang, vil man etter hvert få systematiske data om miljøtilstanden og utviklingen i utslipp og kostnader. Dette kan brukes som grunnlag for evt. justeringer av styrken i virkemiddelbruken mellom ulike sektorer som bidrar til samme problem. Utvalget mener at *etterfølgende evalueringer* i større grad enn i dag også bør omfatte en evaluering av virkemiddelbruken rettet mot ulike miljøproblemer. Gjennom en slik oppfølging vil myndighetene bedre kunne korrigere kursen på dette aktuelle området, og dessuten bygge opp erfaringsmateriale vedrørende egenskapene til ulike typer miljøpolitiske virkemidler. Utvalget vil peke på behovet for et godt statistisk materiale, spesielt når det gjelder data for kostnader ved miljøtiltak og nytten av ulike miljøtiltak, som et grunnlag for slike evalueringer. Videre bør det ved evaluering i størst mulig grad trekkes inn uavhengige instanser.

Fordelingsvirkninger, konkurransevne, sterke pressgrupper etc. er forhold som kommer sterkt inn i *gjennomføringsfasen*. Politisk uønskede fordelingsvirkninger kan oppfattes som en kostnad som rammer enkelte tiltak mer enn andre og kan gi endringer i rangeringen. I analysefasen bør man kunne kartlegge fordelingsvirkninger der disse vurderes viktige, men dette bør presenteres som et tilleggsmoment og normalt ikke trekkes inn i rangeringen ved vekting el.l.

16.6 NÆRMERE OM MILJØAVGIFTER, REFUSJONSORDNINGER OG PANTESYSTEMER

16.6.1 Innledning

Myndighetenes motiv for å innføre skatter og avgifter har tradisjonelt vært å skaffe inntekter til statskassen, for å finansiere de ulike fellesoppgavene i samfunnet. Skattenes/avgiftenes *fiskale virkninger* har derfor vært det sentrale. De vridningene i ressursbruken som oppstår som følge av disse skattene er uønskede, fordi de medfører at ressursene brukes på en samfunnsøkonomisk mindre effektiv måte enn før skattene ble innført.

Vridninger vil alltid være uønskede dersom prisene i utgangspunktet er samfunnsøkonomisk riktige. Dette er imidlertid ofte ikke tilfelle, noe som bl.a. skyldes eksterne miljøeffekter, som beskrevet i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2. I de senere år har det bl.a. på denne bakgrunn vært økt politisk interesse for å dreie skattesystemet i retning av å innføre *avgifter som også har ønskede insentivvirkninger* med hensyn til vridning av forbruket og øvrige økonomiske tilpasninger. I slagords form har dette vært kalt å dreie skattegrunnlaget fra skatt på «goods» som arbeid og investeringer til «bads» som forurensende utslipp. Et eksempel på dette på miljøområdet er CO_2 -avgiften. Økt bruk av avgifter i miljøpolitikken vil være en del av arbeidet med å få et mer effektivt skattesystem. Dette skyldes at provenyøkningen ved innføring av eksternalitetskorrigerende miljøavgifter gjør det mulig å redusere skatter med uheldige vridningseffekter. Samtidig legger utviklingen i retning av økt mobilitet av kapital og arbeidskraft nye begrensninger på mulighetene for skattlegging av disse faktorene, noe som gjør det mer interessant å finne nye grunnlag for beskatning. Skattepolitiske vurderinger ligger imidlertid utenfor dette utvalgets mandat. Utvalget har derfor valgt å ta de eksisterende skattepolitiske prinsippene for gitt i sitt arbeid.

Det kan tenkes at riktig fastsatte miljøavgifter på utslipp av visse forurensende stoffer vil kunne redusere utslippene ned mot eller til null, slik at provenyet blir ubetydelig eller null, selv om avgiftssatsen er høy. Utvalget vil påpeke at verken et lite proveny eller et lite utslipp i seg selv er et argument for å oppheve avgiften. I forhold til å regulere miljøproblemer er det insentivvirkningene av avgiftene, og ikke de fiskale virkningene, som bestemmer avgiftsstrukturen og -nivået.

16.6.2 Forholdet mellom utslipp og avgiftsgrunnlag

16.6.2.1 Utslippsavgifter og produktavgifter

For å sikre at utslippsreduksjonene skjer til lavest mulig kostnader bør miljøavgiftene ideelt sett legges direkte på utslippet. Utslippet kan reduseres ved at den mengden av skadelige stoffer som skapes i produksjonsprosessen reduseres, ved at utslippene renses, eller ved at produksjonsvolumet reduseres. Det kan imidlertid være både komplisert og kostbart å måle og kontrollere utslippene fra den enkelte kilde, slik at utslippsavgifter i praksis ikke lar seg innføre, jf. *"Virkemiddelbruk når det er vanskelig å måle utslipp"* i avsnitt 16.3.2 foran. Et praktisk nest beste alternativ kan da være å avgiftsbelegge produktene som kommer ut av den forurensende prosessen, eller innsatsfaktorer som gir opphav til forurensningen. Slike avgifter vil kunne redusere utslippene, men gir ikke alltid like gode insentiver som utslippsavgiftene. Det kan derfor være ønskelig å innføre supplerende virkemidler for å forbedre avgiftenes effektivitet.

Utvalget forstår med begrepet *utslippsavgift* en miljøavgift som betales pr. enhet utslipp basert på målinger eller beregninger av utslippet. *Produktavgifter* benyttes som betegnelse på «indirekte utslippsavgifter», dvs. miljøavgifter som legges på varer eller tjenester i stedet for på selve utslippet. Vi har i Norge i dag en rekke produktavgifter, men ingen utslippsavgifter. Svovelavgiften, blyavgiften og CO_2 -avgiften er produktavgifter som ligger nær opptil å gi de insentivene som en utslippsavgift basert på måling ville ha gitt.

Ulike motiver for å ilegge produktavgifter

Produktavgifter som legges på en vare, vil pga. markedsmekanismen virke i forhold til alle aktuelle og potensielle kjøpere og produsenter av denne. Varer som for noen aktører er innsatsfaktorer, kan for andre være sluttprodukter eller konsumvarer.

Som regel vil det likevel være en hovedbegrunnelse for hver enkelt avgift. Vi kan skille mellom følgende motiver for å innføre avgift på et produkt:

1. Produktet er en innsatsfaktor som forårsaker forurensninger fra produksjonsprosessen det går inn i
2. Produksjonsprosessen gir miljøskade som kreves inn gjennom en avgift på sluttproduktet
3. Bruken av et forbrukerprodukt i vanlig konsum gir miljøskade som kreves inn gjennom en avgift på produktet
4. Avfallet etter produktet gir miljøskade som kreves inn gjennom en avgift på produktet

Eksempler på avgifter med motivasjon av type 1) er dagens avgift på handelsgjødsel som innsatsfaktor i matproduksjonen. CO_2 -avgift og svovelavgift på olje som brukes i industrien er også av denne typen. Avgiften på svovelinnholdet i fyringsolje til boligoppvarming og på bly i bensin er eksempler på motivasjon av type 3). Tobakks- og alkoholavgiftene er et annet eksempel på det samme. Batteriavgiften fra 1990-91 og emballasjeavgiften er eksempler på motiv 4). Alternativ 2) synes å være et lite effektivt virkemiddelvalg, og utvalget kjenner ikke eksempler på at dette har vært benyttet i Norge.

Hvorvidt det er hensiktsmessig å kreve inn en avgift på et produkt selv om miljøskaden oppstår et annet sted i produktets/stoffets livsløp vil avhenge av forholdene i det enkelte tilfellet. Det vil både avhenge av praktiske muligheter, muligheter for etterlevelse etc. Ofte vil det imidlertid være slik at det administrativt er relativt enkelt å legge en miljøavgift nettopp i dette leddet fordi det her foregår en konkret handel med produktet.

16.6.2.2 Refusjon av miljøavgifter

I tillegg til en produktavgift kan det innføres et refusjonssystem som tilbakebetaler deler av avgiften på visse betingelser.

I prinsippet kan et slikt refusjonssystem tenkes innført for alle typer produktavgifter hvor det kan skilles mellom kategorier av prosesser og bruksområder som gir ulike utslipp eller miljøskader pr. enhet brukt av den avgiftsbelagte varen. Tilbakebetaling av hele eller deler av den innbetalte avgiften skal da skje etter dokumenterte reduksjoner i utslippet på en slik måte at nettovirkningen av avgiften blir mer lik en teoretisk ideell utslippsavgift enn uten refusjon.

I tilknytning til avgiften på svovel i fyringsolje er det innført et *refusjonssystem* for innbetalt svovelavgift. Brukere som kan dokumentere på foreskreven måte at visse andeler av svovelinnholdet i den oljen de har brukt enten er bundet i produkter eller avfall (ved prosessutslipp) eller er renset bort fra avgassene, får refundert den innbetalte avgiften for denne svovelmengden. Dette refusjonssystemet medfører at netto avgift i større grad samsvarer med de faktiske utslipp. Med et slikt refusjonselement vil virkemidlet ligge mye nærmere opp til en ideell utslippsavgift enn en ren produktavgift.

16.6.2.3 Retursystemer

En annen form for tillempning av en produktavgift er refusjon gjennom ulike former for pant eller tilskudd. Dette kan være aktuelt når miljøskaden forbundet med et produkt i avfallsfasen kan reduseres eller fjernes dersom produktene samles inn og behandles på spesielle måter.

Et *retursystem*[5] er karakterisert ved at deler av produktet/avfallet leveres til trygg behandling etter bruk. Eksempler her er ordningen med vrakpant på kjøretøy og den refunderbare smøreoljeavgiften.

Et *pantesystem* karakteriseres av at produktavgiften eller deler av produktavgiften (pantet) betales tilbake til avfallsbesitter ved innlevering av produktet/avfallet. Tilsvarende kan hele eller deler av produktavgiften utbetales som *tilskudd* til godkjente innsamlere av vedkommende avfallskategori.

Innsamling og behandling av avfall vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt så lenge kostnadene ved dette er mindre enn kostnadene ved den alternative sluttdisponeringen av avfallet. For å gi riktige insentiver til innsamling/behandling, bør produktavgiften settes lik miljøkostnadene ved den alternative sluttdisponeringen, mens panteutbetalingen/tilskuddsutbetalingen settes lik differansen mellom produktavgiften og miljøkostnadene ved innsamling/behandling.

Et system med produktavgifter differensiert etter avfallets returandel kan også ses på som et retursystem. Emballasjeavgiften på drikkevarer er et eksempel på en ordning av denne typen. Videre kan en avfallsbesitter som leverer inn avfallet til forsvarlig behandling sammenlignes med en bedrift som dokumenterer lavere SO_2 -utslipp enn svovelinnholdet i den oljen som er brukt skulle tilsi. Utbetalingen av panten reflekterer de sparte miljøkostnadene, og medfører at netto produktavgift samsvarer med de realiserte miljøkostnadene. Pante- og retursystemer kan derfor ses på som spesielle former for refusjonsordninger.

16.7 PRIVATRETTSLIGE REGLER SOM MILJØPOLITISKE VIRKEMIDLER

I beskrivelsen av de juridiske virkemidlene i del II gjøres det et skille mellom privatrettslige og offentligrettslige regler. Som beskrevet i innledningen til del II karakteriseres de privatrettslige reglene ved at de bestemmer rettsforholdet mellom private aktører, mens de offentligrettslige reglene bestemmer rettsforholdet mellom myndighetene og den enkelte. Eksempler på privatrettslige miljøbestemmelser er reglene om erstatningsansvar for forurensningsskader og reglene som begrenser utøvelsen av eiendomsretten av hensyn til naboeiendommer.

Det er de offentligrettslige virkemidlene som har vært i fokus i den økonomiske analysen ovenfor. Bakgrunnen for dette er at det på de fleste områder er disse virkemidlene som er mest anvendelige i forhold til forurensningsproblemene.

De privatrettslige løsningene forutsetter at miljøkonfliktene kan reduseres til enkeltsaker som angår et begrenset antall parter. Imidlertid er forurensningsproblemene oftest av en slik karakter at dette ikke er mulig. De forurensninger mennesker og natur utsettes for er gjerne resultatet av et komplisert samvirke mellom mange forskjellige utslippskilder. Videre kan en forurensningskilde påvirke store områder med et uoversiktlig antall skadelidte. Mange miljøproblemer vil også berøre fremtidige generasjoner, som naturlig nok har vanskeligheter med å få status som part i eventuelle rettssaker. (I den grad hensynet til fremtidige generasjoner nedfelles i regelverket vil riktignok domstolene kunne ta slike forhold i betraktning.)

Tilnærmingen til miljøproblemene må således baseres på helhetsbetraktninger som privatrettslige bestemmelser alene ikke gir tilstrekkelig grunnlag for. Imidlertid er det klart at privatrettslige regler på enkelte områder og eventuelt i kombina-

5. Det finnes i dag også flere private retursystemer, jf. ordningen med pant på flasker, som har oppstått ut fra rene bedriftsøkonomiske hensyn. Offentlig virkemiddelbruk, som f.eks. differensierte produktavgifter, vil kunne gi insentiver til etablering av ordninger av denne typen.

sjon med andre virkemidler, kan bidra til økonomisk effektive løsninger på miljøproblemer.

Videre bør det understrekes at det i norsk rett i prinsippet er et såkalt «tosporet» system, som innebærer at privatrettslige regler på mange områder vil gjelde parallelt med de offentligrettslige reglene. Dette betyr f.eks. at en grunneier som utsettes for forurensninger som overskrider den naborettslige tålegrense, kan kreve erstatning for det økonomiske tapet dette påfører ham, selv om forurenseren har utslippstillatelse (se del II, *"Naboretten"* i avsnitt 4.1 og *"Regler om erstatning for forurensningsskade"* i 4.3).

I det følgende skal det i *"Effektivitetsegenskapene til privatrettslige regler"* i avsnitt 16.7.1 gis en teoretisk fremstilling av effektivitetsegenskapene til enkelte typer privatrettslige bestemmelser, særlig reglene om erstatning for forurensningsskader. I *"Anvendelsen av privatrettslige regler i praksis"* i avsnitt 16.7.2 drøftes enkelte sider ved den praktiske anvendelsen av privatrettslige regler.

16.7.1 Effektivitetsegenskapene til privatrettslige regler

I erstatningsretten er det hovedsakelig snakk om to forskjellige typer erstatningsansvar (se nærmere om dette i del II, *"Regler om erstatning for forurensningsskade"* i avsnitt 4.3). Den ene ansvarsstrategien er *objektivt ansvar*, som betyr at den som har forårsaket forurensningsskade kan være erstatningsansvarlig, selv om vedkommende ikke har handlet uaktsomt. En slik ansvarsregel innebærer at den ansvarlige må internalisere kostnadene ved negative konsekvenser av sin handlemåte. Objektivt ansvar kan således ha lignende effektivitetsegenskaper som miljøavgifter. For å maksimere den økonomiske effektiviteten, forutsettes at erstatningsutmålingen svarer til det faktisk lidte tap.

Den andre hovedtype erstatningsansvar er *uaktsomhetsansvaret*. Rettsregelen er her at forurenseren må betale erstatning for skade forårsaket av hans uaktsomme opptreden. Dette betyr at potensielle skadevoldere kan fri seg fra erstatningsansvaret ved å overholde nærmere bestemte adferdsnormer. Denne typen ansvar har således likhetspunkter med offentligrettslig regulering av aktørenes handlemåte gjennom forbud og påbud. For at uaktsomhetsansvaret skal virke økonomisk effektivt, forutsettes at domstolene har evne og vilje til å klarlegge og håndheve mer effektive handlemåter fremfor mindre effektive.

Som virkemiddel har erstatningsreglene enkelte karakteristiske egenskaper sammenlignet med andre virkemidler, som kan være verdifulle i visse tilfeller. Et viktig poeng er at erstatningsansvaret motiverer aktørene til å gjennomføre forebyggende tiltak og å opptre forsiktig. Også offentlige reguleringer kan motivere til dette, men fordelen med erstatningsansvaret, og da særlig det objektive ansvaret, er at det gir aktørene et insentiv til å følge forsiktighetsregler som det ville være praktisk vanskelig for reguleringsmyndighetene å gi pålegg om eller knytte avgift til. Videre inneholder erstatningsreglene et dynamisk element ved at det for å unngå erstatningsansvar vil kunne være lønnsomt å arbeide kontinuerlig med å identifisere og gjennomføre tiltak for å forebygge forurensningsskader.

Ansvarsforsikring kan være en kompliserende faktor i vurderingen av erstatningsreglenes effektivitetsegenskaper. Insentivvirkningene reduseres i den grad den ansvarlige kan regne med at forsikringsselskapet vil måtte betale for forurensningsskaden. På den annen side vil forsikringsselskapet ønske å opprettholde forsikringstakerens motivasjon til å opptre forsiktig. Insentiver i denne sammenheng vil bl.a. være egenandeler, reduserte forsikringspremier for de som iverksetter skadeforebyggende tiltak, økninger i premiene for de som forvolder skader og tilbakesøkings-

krav når skadeforvoldelsen har sin årsak i grovt uaktsomt eller forsettlig forhold fra forsikringstakerens side.

Den klare hovedregel er at erstatningsansvaret først inntreffer etter at forurensningsskaden har skjedd. Unntaket er at også den som skaper fare for forurensningsskade kan bli erstatningsansvarlig for andres (f.eks. det offentliges) utgifter til skadeforebyggelse. At ansvarssystemet bare trer i kraft i forhold til de som faktisk volder forurensningsskade eller skaper fare for forurensning, kan redusere administrasjonskostnadene ved dette virkemidlet, sammenlignet med et reguleringssystem som skal virke i forhold til enhver potensiell skadevolder. På den annen side vil erstatning for forurensningsskader kunne medføre relativt høye omkostninger i forbindelse med domstolsbehandling eller eventuelle forhandlinger om en utenrettslig løsning.

I tillegg til at erstatningsansvaret kan utnyttes aktivt som et miljøpolitisk virkemiddel, bør man også i prinsippet ta hensyn til det erstatningsansvar forurenseren etter gjeldende rett vil eller kan bli stilt overfor, ved utformingen av andre virkemidler. Dette er særlig iøynefallende i forhold til beregningen av optimale avgiftsatser. Hvis man fastsetter avgiften uten å ta i betraktning erstatningsansvaret, kan avgiftens insentivvirkning bli forskjøvet i forhold til det optimale, samtidig som det kan virke urimelig at forurenseren skal betale både avgift og erstatning.

16.7.2 Anvendelsen av privatrettslige regler i praksis

I del II, *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 er det gitt en nærmere beskrivelse av de privatrettslige reglene. Nedenfor foretas en vurdering av enkelte sider ved den praktiske rekkevidden og utformingen av dette regelverket.

Privatrettslige løsninger vil ha størst aktualitet i forhold til *lokale forurensningsproblemer*. Dette fordi denne typen løsninger som nevnt forutsetter en viss oversikt over og begrensning av antallet skadevoldere og skadelidte.

Bestemmelsene i granneloven (se del II, *"Naboretten"* i avsnitt 4.1) tar f.eks. primært sikte på de nære, lokale problemer som rammer andre eiendommer. Selv om kretsen som kan påberope seg grannelovens regler er videre enn bare de eiendommer som har felles grense med den sjenerende virksomheten, vil loven i praksis bare kunne påberopes av de som har eiendom i en viss nærhet. Når skadene blir fjernere og rammer en større befolkning, blir loven uten praktisk betydning. Uten offentligrettslige virkemidler ville dette gi insentiver til uheldige løsninger, ved f.eks. at en bedrift kunne nøye seg med å bygge høye skorsteiner til sine utslipp. Rene miljøhensyn, generelle trivselsspørsmål for befolkningen og andre allmenne hensyn ivaretas ikke etter granneloven.

I tillegg til betydningen i forhold til rent lokale miljøproblemer, vil privatrettslige regler også kunne være hensiktsmessige overfor *akutte utslipp*. Denne typen utslipp vil i utgangspunktet være en ekstraordinær hendelse og ofte utgjøre et noenlunde avgrenset miljøproblem. Behovet for koordinering av virkemiddelbruken i forhold til andre utslippskilder er derfor ikke så stort. Dessuten vil erstatningsreglenes spesielle insentivvirkninger være særlig effektive nettopp i forhold til akutte utslipp. Se nærmere om dette i del VI, *"Drøftelse av enkelte sider ved virkemiddelbruken i forhold til akutt forurensning"* i avsnitt 28.2.2.

Det har for øvrig gode grunner for seg at det gjelder et *objektivt erstatningsansvar* for forurensningsskader. Problemet ved å avgrense erstatningsansvaret til klanderverdige forhold, er bl.a. at insentivene kan bli for svake i forhold til uaktsomme handlemåter av en slik karakter at det i ettertid vil være vanskelig å finne bevis for dem.

For at et objektivt erstatningsansvar skal gi optimale insentiver til forebygging av forurensningsskader, bør erstatningsbeløpet som ovenfor nevnt tilsvare alle skadevirkninger av utslippet – både økonomiske tap og andre ulemper – slik at en potensiell skadevolder internaliserer alle kostnadene ved mulige negative konsekvenser av sin handlemåte. En vanskelighet i denne sammenheng er at skader på miljøet ofte kan være av ikke-økonomisk art eller i alle fall vanskelig å kvantifisere. Selv om de nye reglene i forurensningsloven i 1989 utvidet omfanget av erstatningsplikten noe i forhold til tidligere praksis, vil det likevel ikke alltid være fullt samsvar mellom erstatningspliktens omfang og de totale samfunnsøkonomiske kostnadene ved forurensningsskaden.

Effekten av de privatrettslige reglene kan reduseres av at potensielle skadevoldere vil kunne ha grunn til å tro at ingen skadelidte vil ta seg bryet og den økonomiske risikoen ved å reise sak. F.eks. kan skadevirkningene være spredt på mange skadelidte, som hver for seg ikke ser seg tjent med å fremme et søksmål. At rettsutviklingen går i retning av at organisasjoner i større grad kan reise erstatningssak, er slik sett positivt.

KAPITTEL 17

Forutsetningen om at miljøreguleringene etterleves

17.1 INNLEDNING

Under *"Økonomisk teori om virkemiddelbruk"* i kapittel 16 er det på en måte forutsatt at rettsreglene som er grunnlaget for de ulike virkemidlene, blir overholdt. At man oppnår slik etterlevelse av reglene, er i virkeligheten ingen selvfølge. Når man skal analysere de miljøpolitiske virkemidlene, er det derfor viktig å ha kjennskap til hvilke forhold som påvirker folks etterlevelse av miljøvernreguleringer.

Det er særlig etterlevelse av offentlige forbud og påbud som vil bli behandlet her, men det vil også bli redegjort for spesielle momenter i forhold til etterlevelse av de privatrettslige reglene (bl.a. erstatningsreglene).

Også bruken av økonomiske virkemidler forutsetter etterlevelse av rettsregler, som f.eks. påbudet om å oppgi de opplysninger avgiftsgrunnlaget forutsetter, og påbudet om å betale avgiften. Under *"Spesielt om etterlevelsen av avgiftsregler"* i avsnitt 17.4 vil det bli redegjort for enkelte spesielle momenter i forhold til etterlevelse av avgiftsbestemmelser. Imidlertid vil etterlevelsen av slike regler si lite om hvordan avgiften påvirker miljøtilstanden. Et hovedpoeng med miljøavgifter er jo at aktørene ut fra lønnsomhetsbetrakninger selv skal kunne bestemme hvordan de vil opptre.

For juridiske virkemidler er det en nærmere sammenheng mellom etterlevelse og måloppnåelse. Hvis målet f.eks. er å stanse et miljøgiftsutslipp, og virkemidlet som benyttes er forbud mot utslippet, vil etterlevelsen av forbudet innebære at målet nås.

17.2 KUNNSKAP OM REGLENE

En forutsetning for at rettsregler skal virke etter sin hensikt er selvfølgelig at de er kjent og forstått. Hvordan man kan sikre et slikt kjennskap til regelverket behandles i *"Informasjon som virkemiddel i miljøpolitikken"* i kapittel 18 om informasjon. Her skal bare tilføyes at informasjonshensyn har betydning for hvordan reglene utformes. Som Lovstrukturutvalget fremhever i NOU 1992: 32:

> Språklig klarhet, god meningsmessig sammenheng i reglene og en regelsystematikk det er lett å finne frem i og forholde seg til, er de viktigste kravene som må stilles til regelverket.

Dersom reglene tilfredsstiller disse kravene, vil det være enklere å spre kjennskap til dem.

Også forvaltningens saksbehandling i forbindelse med enkeltsaker, kan bidra til informasjonen om regelverket. F.eks. gir konsesjonsbehandlingen av forurensende utslipp forurensningsmyndighetene en god anledning til å informere bedriftene om relevante miljørettslige bestemmelser. I tillegg er det naturlig å tenke seg at utslippsbegrensninger fastsatt i forhold til en bestemt aktør vil ha lettere for å bli oppfattet enn generelle forskriftsbestemmelser.

17.3 MOTIVER FOR Å ETTERLEVE ELLER BRYTE RETTSREGLER

Dersom det bare er fordeler knyttet til å følge reglene, er det ikke noe problem å få folk til å etterleve dem. Regler som f.eks. åpner adgang for økonomisk støtte til mil-

jøverninvesteringer, har aktuelle kandidater en egeninteresse av å følge. I et slikt tilfelle kan derfor forvaltningen nøye seg med å spre informasjon om støtteordningen og kontrollere at de opplysninger søkerne oppgir er korrekte. Hvis derimot en bestemmelse innebærer byrder for de den gjelder, er det et aktuelt spørsmål om motivene for etterlevelse er tilstrekkelig sterke. Nedenfor skal det redegjøres for hvilke forhold som har betydning i denne sammenheng.

Moralske holdninger har selvfølgelig betydning for om rettsregler etterleves. Størst betydning har nok dette i forhold til tradisjonell kriminalitet, som tyveri og vold, men i løpet av de senere år ser det ut til at den moralske fordømmelsen av miljøkriminalitet har blitt skjerpet. I en slik utvikling vil det gjerne være en gjensidig påvirkning mellom rett og moral. Endrede holdninger i befolkningen påvirker straffenivået for miljøkriminalitet, som påvirker befolkningens holdninger osv. Moralske hemninger mot overtredelser av regler til beskyttelse av miljøet kan for øvrig styrkes gjennom informasjon om miljøkonsekvensene av slike handlinger.

I den grad moralske overveielser ikke er tilstrekkelig til å motivere til etterlevelse av miljøvernreguleringene, vil aktørenes *avveining av fordeler og ulemper ved å følge reglene* være utslagsgivende for etterlevelsen.

Ulempene ved å gjøre som forpliktet, er ofte at det er kostnadskrevende eller medfører økonomisk tap. F.eks. kan en bedrift lide store tap dersom den for å overholde utslippsgrensene, må innstille produksjonen når renseanlegget svikter.

Etterlevelse av miljøvernreguleringer kan dessuten være upraktisk og tidkrevende. Det gjelder f.eks. hvis man må reise langt for å kvitte seg med miljøfarlig avfall på forsvarlig måte. Et annet eksempel er at det i landbruket kan være upraktisk at man av hensyn til miljøet ikke kan pløye eller spre husdyrgjødsel på de tidspunkter som passer best i forhold til annen arbeidsbelastning. Dersom det er mulig for myndighetene å gjøre det enklere å etterleve miljøvernbestemmelsene, vil antall overtredelser kunne reduseres. Et eksempel på dette er at det opprettes spesialavfallsmottak i nærheten av der folk bor.

Å gjøre det man er forpliktet til kan i seg selv medføre enkelte fordeler. I treforedlingsindustrien har ny teknologi, som har reduserer utslippene av bl.a. organisk materiale, samtidig gjort det mulig å utnytte mer av tømmerstokken. Et eksempel fra landbruket er at silosaft som samles opp kan brukes til husdyrfôr eller gjødsel, i stedet for å bidra til forurensning av vassdrag. Videre vil miljøvennlig produksjon kunne være en fordel i markedsføringen både av industri- og landbruksprodukter. Dette momentet må sees i sammenheng med ordningene for positiv miljømerking som er under utvikling (se *"Informasjon som virkemiddel i miljøpolitikken"* i kapittel 18 om informasjon).

Ulike økonomiske virkemidler kan også gjøre det fordelaktig å gjøre sin plikt, f.eks. panteordningen for innlevering av bilvrak.

For at fordelene ved å følge regelverket skal bidra til å øke etterlevelsen, må folk ha kjennskap til disse fordelene. Dersom det er grunn til å tro at mange ikke har det, vil informasjon kunne være et effektivt virkemiddel for å redusere overtredelsene av reglene.

For å forsterke motivene for å overholde miljøvernbestemmelsene er det vanlig at myndighetene knytter *negative sanksjoner* til overtredelser av reglene. Aktuelle sanksjoner er straff, inndragning, tilbakekalling eller endring av utslippstillatelse, tvangsmulkt, miljøavgifter og erstatningskrav.

I hvilken grad slike negative sanksjoner virker motiverende er bl.a. avhengig av *hvor stor risiko det er for at overtredelsen vil bli oppdaget*. I denne sammenhengen vil overtredelsens karakter spille en rolle. Ved miljøkriminalitet med lett synlige konsekvenser som enkelt kan spores tilbake til gjerningsmannen, er oppdagelsesrisikoen høy.

Videre er det viktig for oppdagelsesrisikoen om overtredelsen rammer noen som har interesse av å anmelde forholdet, f.eks. naboer til forurensende virksomheter eller miljøvernorganisasjoner. Folks holdninger til miljøkriminalitet kan også være av betydning. Jo mer moralsk indignert man er over en lovovertredelse, jo større vil nok motivasjonen være for å anmelde forholdet til politiet.

Myndighetenes tilsyn og kontroll vil selvsagt ha stor innflytelse på risikoen for at regelbrudd blir oppdaget. Størst effekt vil jevnlig, obligatorisk kontroll ha. Det må imidlertid påpekes at det er den opplevde og ikke den faktiske oppdagelsesrisikoen som er av betydning for aktørenes lovlydighet. En undersøkelse av trafikkovertredelser viste at den opplevde oppdagelsesrisikoen på dette området var større enn den reelle (Endresen 1978). Jevnlige stikkprøver fra myndighetenes side kan således ha større effekt enn den faktiske økningen av oppdagelsesrisikoen skulle tilsi.

Et annet forhold av betydning for negative sanksjoners motiverende virkning er *risikoen for at en oppdaget overtredelse møtes med den aktuelle reaksjonen.* Politiet reiser ikke straffesak i alle tilfeller hvor det kunne vært rettslig grunnlag for det. Dette kan skyldes kapasitetsproblemer, men også at enkelte overtredelser anses som så bagatellmessige at det er lite skjønnsomt å anlegge straffesak. Et eksempel på det siste kan være mindre alvorlige tilfeller av forsøpling.

Også tilsynsmyndighetene, som f.eks. Statens forurensningstilsyn, foretar en vurdering av om overtredelser av regelverket er tilstrekkelig alvorlige til at det er fornuftig å anmelde forholdet. Det er bare et mindretall av de regelbrudd SFTs kontrollvirksomhet avdekker som ender med politianmeldelse. I de minst alvorlige tilfellene nøyer man seg med å påpeke forholdet og gi en advarsel. Et annet alternativ er at det gis pålegg om å rette på forholdene innen en viss frist, eventuelt slik at det påløper en tvangsmulkt ved overskridelse av fristen. Skjerpet fremtidig kontroll hører også med blant reaksjonsmulighetene.

I tillegg til oppdagelsesrisikoen og reaksjonsrisikoen, er selvfølgelig også *den forventede størrelsen på reaksjonene* av betydning for de negative sanksjonenes motiverende kraft. Den nærmere utformingen av straffebestemmelsene, reglene om tvangsmulkt og hjemmelen for å endre utslippstillatelsene, er det redegjort for i del II, *"Håndheving av regelverket"* i avsnitt 5.5 om håndheving av regelverket.

Tilbaketrekking eller endring av utslippstillatelsen til en virksomhet vil kunne være en svært følbar reaksjon mot ulovlig forurensning. Trussel om dette vil derfor gi en sterk motivasjon til å etterleve regelverket. Imidlertid kan tilbaketrekking av utslippstillatelsen være en så streng reaksjon at den i praksis vil være vanskelig å benytte. Dessuten kan sanksjonen komme til å ramme samfunnsøkonomiske interesser, arbeidsplasser og lokalsamfunn.

Tvangsmulkt (i forurensningsloven betegnet som «forurensningsgebyr») innebærer at det fastsettes en frist for når et forhold skal bringes i orden, og at overtredelser av fristen skal medføre en plikt til å innbetale et visst beløp, f.eks. for hver dag fristen overskrides. Dette er altså ikke i første rekke en reaksjon på tidligere regelbrudd, men en motivasjon til å unngå overtredelser i fremtiden. For at tvangsmulkten skal tjene sin hensikt, må den være høyere enn det aktøren tjener på å overskride fristen.

Sammenlignet med straffereaksjoner har tvangsmulkten den fordel at den fastsettes administrativt, slik at man unngår den omstendelige saksbehandlingen straffesaker krever. At reaksjonen på fristoverskridelsen fastsettes på forhånd, medfører dessuten at tvangsmulkten antagelig har en kraftigere preventiv effekt enn en generell straffetrussel, hvor både reaksjonsrisikoen og straffens størrelse kan være usikker. En ulempe med reaksjoner som fastsettes på forhånd kan imidlertid være at saksmengden og dermed administrasjonskostnadene kan bli større enn dersom man

nøyer seg med å reagere på faktiske fristoverskridelser. Som det er redegjort for i del II *"Håndheving av regelverket"* i avsnitt 5.5, er det da også bare helt unntaksvis at det benyttes tvangsmulkt uten at det allerede er begått en overtredelse av regelverket.

Også *negative sanksjoner fra private aktører* kan ha betydning for etterlevelsen av rettsregler. Viktig i så måte er reglene om *erstatning for forurensningsskade*. Hvilken innflytelse erstatningstrusselen vil ha på etterlevelsen vil bl.a. avhenge av erstatningsreglenes utforming. Som det fremgår i del II, *"Regler om erstatning for forurensningsskade"* i avsnitt 4.3, er utgangspunktet at ulovlig forurensning medfører erstatningsplikt overfor eventuelle skadelidte.

Den forebyggende virkningen av erstatningsreglene er imidlertid ikke bare knyttet til det formelle regelverket, men om private aktører faktisk benytter adgangen til å kreve erstatning. Om dette gjøres vil avhenge av flere forhold. Skadelidte må ha kjennskap til hvilke muligheter det er for å kreve erstatning. Dersom skadevolderen ikke uten videre aksepterer et fremsatt erstatningskrav, må skadelidte ha viljestyrke og økonomiske ressurser til å fremme kravet for domstolen – kanskje gjennom flere rettsinstanser. I denne sammenheng har det betydning i hvilken utstrekning private organisasjoner, som f.eks. miljøorganisasjoner, har anledning til å gjøre gjeldende erstatningskrav. Denne retten kan sies å være utvidet gjennom senere års rettspraksis.

Ulovlig forurensning kan dessuten medføre *krav om retting eller stansing i henhold til det naborettslige regelverket* (se del II, *"Naboretten"* i avsnitt 4.1). Også mulighetene for slike krav kan forebygge regelbrudd. Under bestemte forutsetninger kan også private aktører få *dom for at forurenseren skal rette seg etter offentlige vedtak*. Dette kan få praktisk betydning for etterlevelsen av vedtaket dersom myndighetene ikke selv vil forfølge overtredelsen.

For private aktører som opererer i et marked vil også *signaler fra markedet* ha betydning for etterlevelsen av miljøreguleringene. Å bli tatt for miljøkriminalitet er dårlig reklame i forhold til de forbrukere som har en ideell interesse av å handle miljøvennlig. Ettersom stadig flere er opptatt av å se produkters miljøkonsekvenser i et «vugge-til-grav» perspektiv, er det også viktig for en produsent å sikre seg at underleverandører og andre tidligere ledd i produksjonskjeden har et rent rulleblad i miljøsaker, og at de har evnen til å opprettholde en slik standard. Tendensen i enkelte bransjer går derfor i retning av at det før større kontraktsinngåelser foretas miljøevalueringer av tidligere produsentledd. Standarden for kvalitetssikring i ISO 9000 har også en viss betydning i denne sammenheng. Dessuten er det under utarbeidelse en egen miljøstandardisering under navnet ISO 18 000.

I markedet kan det også være slik at selgere har interesse av at potensiell kjøpere etterlever miljøreguleringer. Et eksempel på dette omtales av Bergem (1980). Utgangspunktet var et forbud av 1976 mot bruk av tunge fyringsoljer i enkelte deler av landet. Oljeselskapene hadde en økonomisk interesse av at forbudet ble overholdt fordi lette fyringsoljer var dyrere enn tunge, og dermed gjerne ga større fortjeneste. Oljeselskapene kunne påvirke etterlevelsen ved å informere om forbudet og eventuelt gi beskjed til kontrollmyndighetene om eventuelle overtredelser.

Generelt kan det sies at de som utvikler og selger miljøvennlige produkter eller teknologi, har interesse av at miljøreguleringene favoriserer slike produkter. Disse produsentene kan, som i eksempelet overfor, influere på etterlevelsen av eksisterende regelverk, men vil nok ha større betydning ved å gjøre det praktisk mulig å skjerpe reguleringene og dessuten være en drivkraft i denne retning.

17.4 SPESIELT OM ETTERLEVELSEN AV AVGIFTSREGLER

Momentene nevnt under *"Motiver for å etterleve eller bryte rettsregler"* i avsnitt 17.3 vil også ha betydning i forhold til etterlevelsen av avgiftsbestemmelsene. Nedenfor utdypes enkelte omstendigheter med spesiell relevans for avgiftsreglene.

De økonomiske motivene for overtredelse av avgiftsbestemmelsene kan være store – alt avhengig av avgiftspliktens omfang. Videre kan nok de moralske hemningene mot å overtre skatte- og avgiftsregler være varierende. Oppdagelsesrisikoen vil derfor være viktig for etterlevelsen. I forhold til utslippsavgifter vil det f.eks. være av stor betydning om det er mulig å manipulere utslippsregistreringene. I Eckhoff (1983) foretas følgende oppsummering av oppdagelsesrisikoen i forhold til skatte- og avgiftsunndragelser:

> Mellom de forskjellige skatte- og avgiftsordninger er det innbyrdes ulikheter m.h.t. håndhevingsmulighetene. Generelt kan det vel sies at jo mindre antall avgiftspliktige, jo mindre mulighet for å holde virksomheten skjult, og jo enklere og lettere kontrollerbare beregningsgrunnlag, desto høyere etterlevelsesfrekvens og/eller lavere håndhevingsomkostninger kan man regne med.

17.5 HVORDAN ETTERLEVELSESGRADEN OG HÅNDHEVINGSOMKOSTNINGENE BØR INFLUERE PÅ VALGET AV VIRKEMIDLER

Det er altså en rekke momenter som har betydning for etterlevelsen av miljøreguleringer. I forbindelse med utarbeidelsen av nye regler bør det derfor foretas en samlet vurdering av om det er grunn til å forvente mange brudd på det aktuelle regelverket. Hvis enkelte momenter trekker i retning av at man risikerer mange overtredelser, bør man tenke igjennom hva som kan gjøres for å unngå dette. Dersom det f.eks. vil være sterke motiver for å overtre de nye bestemmelsene, kan dette bl.a. avbøtes ved tiltak som gjør det enklere eller billigere å følge reglene. Svake moralnormer og lav oppdagelsesrisiko kan bl.a. kompenseres ved strenge negative sanksjoner mot overtredelser. Ved liten oppdagelsesrisiko, kan det også vurderes hva som må til for å øke den. Kanskje kan kontrollvirksomheten gjøres mer effektiv, f.eks. ved at det utvikles utstyr for måling av utslipp som ikke kan manipuleres uten at det blir oppdaget. Kanskje kan også en alternativ utforming av regelverket øke oppdagelsesrisikoen ved at pliktene knyttes til mer observerbare forhold. Et eksempel er at det i tillegg til utslippsgrenser kan gis pålegg om synlige utslippsbegrensende tiltak, som f.eks. etablering av renseanlegg.

Håndhevingen av miljøreguleringene har en kostnadsside både for myndigheter og private aktører. For myndighetene kan kostnadene være knyttet til den forvaltningssektoren som administerer regelverket eller til generelle organer som politi og domstoler. Privates kostnader vil kunne bestå av slikt som tidsforbruk i forbindelse med inspeksjoner, utfylling av skjemaer ol., og utgifter til tiltak som pålegges av kontrollhensyn, f.eks. nytt måleutstyr.

Før man oppnår 100 % etterlevelse vil man gjerne komme til et punkt hvor økninger i håndhevingsomkostningene vil overstige nytten ved den forbedringen av etterlevelsen man oppnår. I en slik situasjon tilsier samfunnsøkonomiske hensyn at man unngår økning i håndhevingsomkostningene. Rettferdighetshensyn kan riktignok tenkes å kunne forsvare en ytterligere innsats for å bedre etterlevelsen.

For at det i det hele tatt skal være hensiktsmessig å benytte et juridisk virkemiddel, må det kunne utformes slik at kostnadene forbundet med virkemiddelet oppveies av de resultater man oppnår. På kostnadssidene må her administrasjonskostnader i vid forstand inkluderes, herunder håndhevingsomkostningene. Når man skal

anslå nytten, må man ta utgangspunkt i den etterlevelsen man kan oppnå med de håndhevingsomkostninger som lar seg forsvare.

Dersom man må anta at et minstemål av etterlevelse ikke vil kunne oppnås innenfor rammen av akseptable håndhevingsomkostninger, er dette i seg selv et argument for å la være å iverksette reguleringen. Regler som bare i liten grad etterleves, vil kunne bidra til en generell svekkelse av folks respekt for rettsregler.

Tilsvarende helhetsbetrakninger må anlegges når andre virkemidler skal vurderes opp mot juridiske virkemidler. Dersom f.eks. en avgiftsordning skal vurderes i forhold til et juridisk virkemiddel, må man bl.a. ta hensyn til omkostningene ved håndhevingen av avgiftsreglene, hvilken etterlevelse av disse reglene man kan oppnå og anslag over hvilke utslippsreduksjoner og forbedringer i miljøtilstanden man dermed vil få.

KAPITTEL 18

Informasjon som virkemiddel i miljøpolitikken

Formålet med dette kapitlet er å gi en kort oversikt over ulike typer offentlig informasjonsvirksomhet, og gå kort gjennom noen informasjonsfaglige forhold knyttet til bruk av informasjon som virkemiddel i miljøpolitikken. Målet er å identifisere forutsetninger for at informasjon skal være egnet som virkemiddel, og så langt mulig finne kriterier for effektiv informasjonsformidling. De konkrete diskusjonene om hvorvidt informasjon er kostnadeffektivt virkemiddel i ulike tilfelle tas i analysedelen.

18.1 ULIKE TYPER OFFENTLIG INFORMASJON

Offentlig informasjon og kommunikasjon brukes i ulike sammenhenger og som virkemiddel for å nå mål av mange slag. Oversikten her bygger på NOU (1992:21) «Ikke bare ord – statlig informasjon mot år 2000». Motivene for bruk av informasjon kan grovt deles i følgende tre grupper:

1. styrke demokratiet (medvirkning)
2. styringsredskap (internt i statsapparatet og eksternt overfor allmennheten)
3. egenprofilering av offentlige organer

Demokratiske rettigheter ivaretas bl.a. ved at staten informerer befolkningen om saker som er under behandling, om beslutninger som tas etc. for på den måten å gi befolkningen muligheter til å delta i beslutningsprosesser. Skal informasjon og kommunikasjon styrke demokratiet er det derfor ikke nok å kjenne til at saker er satt på dagsorden eller er under behandling. I tillegg kreves kunnskaper om politiske prosesser og om forvaltningens organisering . Det kreves videre kunnskap om når, hvor og hvordan allmennheten har muligheter til selv å være aktive og å ta initiativ. Kommunikasjon om offentlig administrasjon og virksomhet for å veilede den enkelte i sitt forhold til forvaltningen er derfor viktig. Enkeltmenneskers forhold til stat og forvaltning er blitt stadig mer detaljert og teknisk. Staten fremstår som komplisert, og rasjonalisering og automatisering har ført til at den personlige kontakten er redusert.

Befolkningens rett til informasjon om sitt miljø, som fra 1992 nedfelt i en egen Grunnlovsparagraf, vil også falle inn under denne kategori informasjon.

Statlig forvaltning skal bidra til at overordnede mål nås ved å sørge for at politiske vedtak blir satt i verk og blir fulgt opp. Dette nødvendiggjør bruk av *informasjon som virkemiddel*, enten alene eller i kombinasjon med andre virkemidler. Rettsstatsidéen innebærer eksempelvis at lover og regler blir gjort kjent for dem det gjelder. Dette er nødvendig både for å ivareta den enkeltes rettssikkerhet, men også for at lover og regler skal kunne virke etter hensikten. Det samme gjelder økonomiske rettigheter knyttet til trygder, støtteordninger etc.

Profilering innebærer at et organ eller en etat markerer seg overfor omverdenen gjennom sin kompetanse og kvalitet på produkter og tjenester, gjennom visualisering (logoer etc), eller gjennom synliggjøring i media.

18.2 INFORMASJON SOM VIRKEMIDDEL

Grunnlaget for bruk av informasjon som eget virkmiddel

Som det går frem av diskusjonen knyttet til tilfelle b) i listen ovenfor, kan informasjon både være et eget virkemiddel, og inngå i kombinasjoner med andre (hoved)virkemidler av økonomisk og/eller juridisk karakter. Bruk av informasjon som eneste virkemiddel er ofte lite effektivt. Dette kan skyldes at man i noen tilfeller har tydd til lite virkningsfulle holdningskampanjer fordi mer effektfulle virkemidler som kunne løst problemet av ulike grunner ikke ble iverksatt. En slik kampanje kan gi inntrykk av at man gjør noe med problemet, selv om virkningene er små, og det er uansett et lite konfliktfylt tiltak.

En av grunnene til at man i mange sammenhenger oppnår dårlige resultater med informasjon er manglende analyse. En problemanalyse for å avdekke hva problemene består i, hvor og når dette er et problem, og hvem som rammes av problemet og evt. hvem som tjener på at dagens situasjon opprettholdes, er en nødvendig forutsetning for en vellykket bruk av informasjon. Før vi går nærmere inn på de informasjonsfaglige problemene, skal vi gå et skritt tilbake i prosessen, og se på i hvilke situasjoner informasjon alene kan være et kostnadseffektivt alternativ til andre virkemidler.

Ut fra den ideelle økonomiske analysemodellen vi tok utgangspunkt i i *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2 foran, er alle aktører økonomisk rasjonelle. Hvis alle de øvrige ideelle forutsetningene er oppfylt, men det er mangel på informasjon, vil informasjon være effektivt ut fra denne modellen hvis vi kan gi aktørene informasjon som setter dem i stand til å handle i sin egen interesse på en bedre måte enn før, og slik adferdsendring er ønskelig sett fra samfunnets side. Dette kan f.eks. være hjelp til bønder til å tilpasse seg økonomiske virkemidler på optimal måte, eller informasjon om potensiale for kostnadsbesparelser som også innebærer miljøgevinster i industrien.

Kort sagt kan informasjon være effektivt hvis det er mangel på informasjon som er problemet. Et annet eksempel på dette er statens behov for aktivt å veilede i forbindelse med *kriser og akutte katastrofer*, herunder ikke minst ved miljøkatastrofer som f.eks. Tjernobyl-ulykken. For det første kan mangel på informasjon skape overdreven frykt. For det andre vil folk i gitte situasjoner være avhengig av raske råd og veiledning dersom de skal kunne ta forholdsregler og begrense skadeomfanget.

Miljømerking av varer, enten den er positiv (f.eks. Svanemerket som viser at produktet oppfyller visse strenge miljøkrav) eller negativ (f.eks. helse- og miljøfaremerking av kjemikalier), er et annet eksempel på informasjonsvirkemidler som retter seg direkte mot å rette opp en mangel på kunnskap hos aktørene. Gitt den nye kunnskapen, kan aktørene ut fra sine egne preferanser foreta en adferdsendring som vedkommende regulerende myndighet er interessert i å oppnå.

I den enkle økonomiske analysemodellen er det umulig å få aktørene til å handle mot sine egne interesser. Vi utelukker muligheten for å manipulere aktørene gjennom bevisst feilinformasjon. Den muligheten som da gjenstår er å søke å påvirke aktørenes oppfatning av hva som faktisk er deres interesser, dvs. oppnå en holdningsendring. I forurensningssammenheng innebærer dette at husholdninger eller bedrifter påtar seg ekstra kostnader eller ulemper for å redusere sine utslipp, ut over det som gir direkte økonomisk gevinst for dem.

Slik *holdningsskapende kommunikasjon* dreier seg om bevisst påvirkning for å endre folks handlinger eller for å styre folks handlinger i en viss retning. Denne typen av informasjon er ofte organisert som kampanjer. Det betyr at informasjonen kommuniseres etter en plan hvor tiltaket er vurdert ut fra sin sammenheng. Eksempel på kampanjer innenfor miljøsektoren er avfallskampanjen for å redusere og

gjenvinne avfall, og batterikampanjen for å samle inn brukte, miljøskadelige batterier.

I en større sammenheng inngår samfunnets satsing på skole og utdanning også i en slik sammenheng, der man prøver å gi hver ny generasjon et sett av holdniger og kunnskaper som er nødvendige for at de skal fungere som samfunnsbyggende individer. Undervisning i naturfag, samfunnsfag og miljøvern er slik med på å legge grunnlaget for fremtidens miljøpolitikk.

Som en *oppsummering* synes det klart at informasjon kan være et egnet virkemiddel når årsaken til problemet er mangel på kunnskap hos aktørene. Hvis dette ikke er tilfelle, må informajonen endre folks holdninger for å ha effekt, noe som er en vesentlig tyngre og mer usikker prosess. Om informasjon er mer kostnadsefektivt enn andre virkemidler er et empirisk spørsmål i hvert tilfelle.

Informasjon brukt i kombinasjon med andre virkemidler

NOU (1992:21) omtaler informasjon brukt i slike kombinasjoner som *plikt- og rettighetskommunikasjon*. Slik informasjon og kommunikasjon er en forutsetning for at staten skal kunne sette i verk virkemidler som lover, forskrifter eller økonomiske støtteordninger. Aktørene må kjenne til reglene og ordningene for at de skal kunne fungere. Ansvaret for å informere om rettigheter og plikter ligger hos den instans som har ansvaret for å forvalte den aktuelle loven eller det aktuelle regelverket. Samtidig er det den enkeltes ansvar å holde seg orientert om rettsregler.

Man kan skille mellom informasjon og kommunikasjon som presenterer en lov, og informasjon og kommunikasjon rettet mot grupper som har spesielle behov for kjennskap til lovverket på et område. Det er også ofte et behov for å gå ut til spesielle grupper som i mindre grad enn resten av samfunnet er klar over sine rettigheter og plikter.

Informasjon om behandlingen av enkeltsaker til de berørte parter, f.eks. i konsesjonsaker etter forurensningsloven, er også et viktig eksempel på bruk av informasjon i samspill med andre virkemidler.

Vilkårene for at informasjon skal virke

Informasjon og kommunikasjon foregår i et *åpent system* der en rekke informasjonsstrømmer virker på aktørene (aviser, reklame, personlig påvirkning). Dette fører til at det ofte vil være vanskelig å fastslå effekten av ett informasjonstiltak i forhold til andre mulige påvirkninger.

Også *tidsaspektet* spiller en vesentlig rolle når det gjelder vurderinger knyttet til effekten av informasjonstiltak. På den ene siden kan tiden som går med fra informasjon settes ut i livet til effekter oppnås undervurderes. På den annen side tror man ofte at man kan oppnå langtidseffekter med korttidstiltak. Erfaringer viser at selv ved å gjenta informasjon gjennom flere år, kan effekten bli mangelfull.

Videre er informasjon og kommunikasjon i stor grad *situasjonsavhengig*. Dette innebærer at et budskap som i en situasjon tas imot og fungerer bra, i en annen situasjon kan vise seg å bli mislykket.

Kompleksiteten i budskapet påvirker i stor grad effekten av informasjon. Enkle budskap har lettere for å nå gjennom enn kompliserte.

Det finnes mange eksempler på at individenes valg avgjøres av en rekke faktorer som ikke fanges opp av tilsynelatende gode rasjonelle begrunnelser. Eksempel er de langvarige antirøyke-kampanjer, som kombinert med avgift på tobakk ikke har ført til den dramatiske nedgang i røykingen i befolkningen som en kanskje kunne forvente. Det samme kan til en viss grad gjelde kostholdskampanjer, trafikksikker-

hetskampanjer etc. Man vet imidlertid ikke hvordan utviklingen ville vært uten disse kampanjene. Mer kvalifiserte vurderinger av effekter krever derfor enten kompliserte modellberegninger eller sammenligninger med andre land.

Fra et teoretisk ståsted kan et budskaps vei fra «sender» til «mottaker» ses på som et antall hindringer som skal brytes, og der det første gjennombruddet er en forutsetning for det neste osv. Kommunikasjonsteoretikere (McCuire) regner grovt med et 50% tap mellom hvert trinn. Aktuelle trinn kan være:

- Eksponering av budskap – når budskapet frem
- Oppmerksomhet – ses budskapet av mottakeren
- Interessevekkelse – synes mottakeren budskapet er interessant
- Ferdighet – vet mottakeren hvordan vedkommende skal opptre
- Forståelse – vet mottakeren hva budskapet dreier seg om
- Holdning – vet mottakeren hvorfor budskapet skal følges
- Lagre – kan mottakeren lagre budskapet
- Hente frem – kan mottakeren hente frem budskapet
- Beslutning – kan mottakeren bestemme seg for å iverksette budskapet
- Handling – kan mottakeren handle i samsvar med budskapet
- Forsterkning – finnes det noen belønning for å følge budskapet (kombinasjon med andre virkemidler)
- Konsolidering – kan mottakeren befeste adferden

En målsetting om f.eks. å vekke oppmerksomhet (2. strekpunkt over) er derfor ikke så vanskelig å nå. Dersom det søkes å oppnå en *varig adferdsendring* er derimot utfordringen svært stor. Med et 50 % effekttap i hvert trinn vil vi sitte igjen med mindre enn 1 av 1000 personer som varig endrer sin adferd, mens hele 250 personer har vært oppmerksomme på budskapet.

Dersom informasjonens mål er å oppnå *langsiktige holdningsendringer* gjennom kampanjer etc, vil det være svært vanskelig å foreta vitenskapelige effektmålinger f.eks. av økt generell miljøbevissthet. Ofte må vi anta at eventuelle effekter skyldes iverksatte informasjonstiltak, og at disse i et langsiktig perspektiv bidrar til å endre holdningene hos folk flest, hos politikere og hos myndigheter.

Ut fra en slik forståelse av informasjonens begrensninger og muligheter er det mulig å finne frem til kombinasjoner av virkemidler som til sammen påvirker adferden. I tråd med utviklingen av effektiv reklame er det også mulig å utvikle informasjon i retning av større treffsikkerhet, bl.a. ved å ta utgangspunkt i enkeltpersoners sosiale forankring og verdisett. Informasjonsopplegg som tar hensyn til *motivasjonsfaktoren* hos både sender og mottaker har langt bedre muligheter til å lykkes. Et godt eksempel på dette er informasjon om sikring av småbarn i bil, som har fått stor respons fordi informasjonen ble kanalisert (målrettet) gjennom de kommunale helsestasjonene til nybakte foreldre som var sterkt motivert for denne typen informasjon. Et annet godt eksempel er landbrukets effektive informasjonskanaler gjennom landbrukskontorer, forsøksringer og faglag, der personlig kontakt og tillit blir viktige brikker ved siden av treffsikkerhet. Når det gjelder landbrukets informasjonskanaler skjer dette også i stor grad i et samspill mellom informasjon og økonomiske og juridiske virkemidler rettet mot næringsinteressene i landbruket.

KAPITTEL 19

Organisering og ansvarsdeling som forutsetning/ rammebetingelse for virkemiddelbruk

19.1 INNLEDNING

Valg og bruk av virkemidler skjer i en organisatorisk og forvaltningsmessig ramme som kan ha stor betydning for ulike virkemidlers effektivitet. Praktiske valg og implementering av virkemiddelløsninger i samfunnet skjer ikke isolert ut fra faglige kriterier, men blir sterkt påvirket av institusjonelle rammer og maktfordelingen mellom ulike interessegrupper. Institusjonelle og organisatoriske forhold i samfunnet, herunder også fordeling av ansvar og myndighet mellom ulike offentlige organer, er derfor sentrale spørsmål i forbindelse med virkemiddelbruken i miljøpolitikken.

Det ligger imidlertid ikke i utvalgets mandat å foreta en gjennomgang og drøfting av organiseringen og ansvarsdelingen på miljøområdet. Utvalget har likevel funnet det riktig å trekke frem enkelte sentrale spørsmål som gjelder ansvars- og oppgavefordelingen som er av spesiell betydning for virkemiddelbruken. Dette gjelder i første rekke Regjeringens klart uttrykte målsetting om at *miljøhensyn skal integreres i sektorpolitikken,* for derigjennom å sikre en bærekraftig utvikling (St.meld. nr. 46 (1988-89) «Miljø og utvikling. Norges oppfølging av Verdenskommisjonens rapport.»). Utvalget ser dette som et felt der det er spesielt viktig å få til en videre utvikling dersom forurensningsproblemene skal kunne forebygges og løses på en effektiv måte.Vi ser også kort på forholdet mellom *statlige og kommunal*e myndigheter.

Gjennomgangen i dette kapitlet er sterkt avgrenset og generell. I den grad utvalget finner det interessant å gå nærmere inn på organiseringsspørsmål i forhold til de enkelte miljøproblemene, er dette omtalt i analysene i del VI i rapporten. Der er også dagens faktiske ansvars- og oppgavedeling omtalt konkret for hvert felt.

19.2 SEKTORANSVARET FOR MILJØ

19.2.1 Behovet for sektorovergripende miljøvern

Årsaker til at sektorovergripende styring er vanskelig

Formålet med dette avsnittet er å skissere noen av de grunnleggende årsakene til at samordning av miljøpolitikken på tvers av sektorene i samfunnet er en så komplisert oppgave i moderne samfunn som vårt. Forskning om *segmenteringen av beslutningsprosessene* i samfunnet var en sentral del av den store norske maktutredningen (Hernes 1984).

Årsaken til at det oppstår slike *avgrensede beslutningsarenaer* hvor særinteressene råder grunnen, synes å henge sammen med generelle trekk ved utviklingen av kompliserte samfunn. Med utgangspunkt i at de berørte parter skal få uttale seg, skjer det en utvelgelse av hvem som er aksepterte deltakere i ulike beslutningsprosesser. Konsekvensen av dette er at de berørte parter får en klar overrepresentasjon i de organer som fatter beslutninger om saker som angår dem. Det foregår et bytte mellom ulike grupper ut fra hvor sterke interesser de har i ulike saker. De ulike gruppene velger å satse sine ressurser på de områdene som er aller viktigst for dem, og lar andre grupper få dominere på områder av mindre viktighet. Konsekvensen av dette blir at ulike mindretall til en viss grad kan herske på hver sine områder på tvers

av interessene til en mye større, men stadig skiftende majoritet. De ulike «bukkene» på den politiske arena overlater til hverandre kontrollen over de ulike «havresekkene». Andre interesser som er tapere i dette spillet vil ikke få delta i de reelle beslutningsprosessene.

Hvilke konsekvenser har så dette for samfunnsstyringen? Hernes (1984) påpeker at det skjer en overføring av makt fra individer til organisasjoner eller *korporative aktører*. Mens det i den klassiske demokrati-modellen er *personene* som møtes og bryner sine interesser mot hverandre, er det nå *organisasjonene* som møtes. Mens enkeltindivider har mange og kryssende interesser i seg på en gang som demper ned og nyanserer individets stemmegivning, vil organisasjonene ofte representere snevre, rendyrkede enkeltinteresser uten å ha egne motforestillinger. Organisasjonene kan sies å være mer unyanserte og å ha enklere målfunksjoner enn enkeltindividene. De interessene som av en eller annen grunn ikke er organisert og representert av noe korporativt organ, vil kunne falle helt igjennom i en slik kontekst, mens de interessene som fremmes av de sterkeste organisasjonene vil kunne overkjøre andre hensyn.

Miljøvernhensynet er i dag formelt organisert som en egen sektor, med eget departement og egen stortingskomite. De frivillige miljøvernorganisasjonene er likevel av en annen karakter enn f.eks. næringsorganisasjonene, og har ikke på samme måte som disse institusjonalisert korporativ innflytelse på politikkutformingen på sine interessefelt. De frivillige miljøvernorganisasjonenes innflytelse gjennom andre kanaler (media) kan imidlertid være betydelig.

Uansett vil segmenteringen skape problemer for den overordnede samfunnstyringen, og vanskeliggjøre arbeidet med å nå overordnede mål på en konsistent og kostnadseffektiv måte. Hvis segmentene får for stor makt, kan de avskjerme seg fra markedet eller på andre måter bygge skott mellom sektorene. Dette vil over tid føre til en inkonsekvent offentlig politikk med innbyrdes motstridende tiltak. Man vil ikke få det samme igjen for ressursene i alle sektorer, og man kunne fått en høyere velferd for samme totalinntekt om man omfordelte ressursene og koordinerte politikken bedre på tvers av sektorene.

Dette forholdet er understreket av Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (VMU), som påpeker at det spesielt på lengre sikt kan være stor overensstemmelse mellom økologiske og økonomiske mål. Men denne overensstemmelsen går ofte tapt fordi enkeltindivider og grupper etterstreber sine mål uten hensyn til virkningene de påfører andre. Hver industrigren og sektor betraktes isolert uten hensyn til sammenhengene mellom dem, selv om de tverrsektorielle sammenhengene danner et mønster av gjensidig økonomisk og økologisk avhengighet. Kommisjonen understreker videre at:

> Hver enkelt sektor pleier å hevde sine egne sektorinteresser og å betrakte virkningene på andre sektorer som bivirkninger som det bare tas hensyn til om det er tvingende nødvendig. ... Mange av de miljø- og utviklingsproblemene vi står overfor, stammer fra denne sektorielle fragmenteringen av ansvar. Bærekraftig utvikling forutsetter at vi får slutt på denne fragmenteringen.» (VMU 1987, s. 54).

I det følgende skal vi se mer i detalj hvordan miljøhensynet kan fremmes som en sektorovergripende interesse.

Løsningen: Sektoransvaret for miljø som en ramme for helhetlig virkemiddelbruk i miljøpolitikken

Miljøvernmyndighetene har i dag egne virkemidler på felt som naturvern, friluftsliv, kommunal arealplanlegging og deler av forurensningsfeltet, og utøver en betydelig miljøinnsats innenfor disse rammene. Erkjennelsen av at denne innsatsen alene ikke er tilstrekkelig har imidlertid blitt stadig sterkere. Utviklingen av miljøproblemene med stadig større relativ betydnig av utslipp fra energi-, petroleums-, samferdsels- og landbrukssektorene og produktene/konsumentleddet i forhold til tradisjonelle energi- og industrikilder, er en av årsakene til dette. Det synes i økende grad nødvendig å forebygge miljøproblemer gjennom å påvirke strukturutviklingen i samfunnet for å kunne løse miljøproblemene kostnadseffektivt, da det er begrenset hva som kan oppnås ved reparerende tiltak i etterkant. Knappe ressurser og kostbare løsninger forsterker behovet for en tverrsektoriell kostnadsminimerende tilnærming, og for helhetlige systemanalyser, jf. *"Økonomisk teori om virkemiddelbruk"* i kapittel 16 foran om økonomisk effektivitet. Gjennom en slik arbeidsmåte vil miljøvernmyndighetene snart møte grensene for egen myndighet.

Den «løsningen» på dette problemet som er valgt i Norge og de fleste industriland, er prinsippet om alle sektorers og aktørers selvstendige ansvar for å ta miljøhensyn på sitt felt. Prinsippet ble for alvor satt på dagsorden av Verdenskommisjonen for miljø og utvikling.

Kommisjonen påpeker problemet med *sektorisering og adskillelse* mellom de organer som har ansvar for miljøet, og de som styrer den økonomiske utviklingen som forårsaker miljøproblemene, og konkluderer (VMU 1987 s.224):

> Samtidig med at de eksisterende programmer og organer for miljøvern må bli opprettholdt og til og med styrket, er det nødvendig at regjeringene nå setter miljøproblemene og miljøpolitikken inn i en mye større sammenheng.
>
> ... Miljøvern og bærekraftig utvikling må bli en integrert del av mandatet til alle departementer, internasjonale organisasjoner og store private organisasjoner. De må bli gjort ansvarlige og regnskapspliktige for at deres politikk, programmer og budsjetter befordrer og støtter virksomheter som økonomisk og økologisk er bærekraftige både på kort og lang sikt.

Dette prinsippet ble med St.meld. nr. 46 (1988-89 s. 71) om oppfølgingen av verdenskommisjonen innført som grunnleggende i norsk miljøpolitikk:

> Regjeringen legger avgjørende vekt på at hensynet til en bærekraftig utvikling innarbeides i all samfunnsplanlegging og sektorpolitikk. Landbruks-, fiskeri-, energi, samferdselsmyndigheter osv. skal ha ansvaret for å sikre at utvikling og planlegging innen sektorene er i tråd med en bærekraftig utvikling og at budsjett og andre virkemidler utformes slik at eksisterende miljøproblemer reduseres og nye forebygges.

Tilsvarende vegvalg er gjort av EU i Maastricht-avtalen og det femte handlingsprogram for miljø. EU-kommisjonen vedtok interne kjøreregler for en slik integrering mellom sine 23 generaldirektorater i juni 1993.

St.meld. nr. 46 (1988-89) legger videre opp til visse organisatoriske justeringer, og innfører et system for samordnet rapportering av miljøprofilen for alle departementer i statsbudsjettet; *«Grønn bok»*. Oppstarting av arbeidet med tverrsektoriell miljøpolitisk resultatkontroll blir også signalisert. Innføringen av en egen *miljøpolitisk redegjørelse* for Stortinget med påfølgende plenumsdebatt kan også sees som et uttrykk for at det politiske miljø anerkjenner miljøpolitikkens spesielle og overgripende karakter, og at dette forsvarer en slik spesiell behandling på samme måte som utenriks- og finanspolitikken.

19.2.2 Integrering av miljøhensyn i sektorene – erfaringer og utviklingsmuligheter

Utvalget går i dette avsnittet kort igjennom noen viktige erfaringer knyttet til den praktiske implementeringen av prinsippet om sektoransvaret, og skisserer noen aktuelle alternativer for fremtidig utvikling. Det fokuseres på samarbeidet mellom miljø- og sektormyndighetene som en nøkkel til å oppnå mer konsistent politikk og virkemiddelbruk på tvers av sektorene. Som det går frem av sitatet fra Verdenskommisjonen for miljø og utvikling ovenfor, gjelder imidlertid prinsippet om sektoransvaret også for private aktører som industri og organisasjoner av ulike slag. I forurensningsmessig forstand er også husholdningene en viktig sektor.

Økt interdepartementalt samarbeid innenfor det miljøpolitiske området, herunder etablering av flere interdepartementale samarbeidsgrupper av ulik karakter er et konkret uttrykk for at erkjennelsen av sektorenes rolle har fått økt betydning for politikkutformingen. Miljøavgiftsutvalget, klimautredningen og det foreliggende arbeid er eksempler på slike fora. Etableringen av et system med faste samarbeidgrupper mellom miljøvern- og landbruksmyndighetene er et annet viktig skritt.

Det kritiske punkt i implementeringen av prinsippet om sektoransvar er integrering av miljøhensyn i sektorpolitikken, slik at miljømålene kan nås, og nås på en totalt sett kostnadseffektiv måte. Erfaringer fra utviklingen av sektoransvarsmodellen til nå er varierende. Generelt har det vært en klar positiv utvikling knyttet til bedre samordning og effektivisering av politikken. Det gjenstår imidlertid et viktige arbeid bl.a. knyttet til å operasjonalisere en mer systematisk faglig samordning og rapportering.

Et tett samarbeid mellom miljø- og sektormyndighetene er viktig for å sikre en konsistent, kostnadseffektiv og målrettet sektorovergripende miljøpolitikk. For å få til konkret integrasjon er det videre viktig at miljømålene er så klare som mulig, og at eventuelle konflikter mellom miljømål og sektormål er identifisert og avklart så langt det er mulig. En aktiv koordinering på administrativt nivå vil være nødvendig også i tilfeller der det er målkonflikter eller klare mål ikke foreligger, for å identifisere problemer, minimere konflikter og legge frem et utvalg av alternativer for beslutningsfatterne. Siktemålet må være at målkonflikter kan avklares bedre, og at det utformes en etterprøvbar politikk på hver sektor som bidrar til en langsiktig bærekraftig utvikling. Mangel på etterprøvbare og kontrollerbare arbeidsmål gjennom resultatkontroll ble også framhevet som en av hovedinnvendingene mot norsk miljøpolitikk i OECDs landstudie (OECD 1993, s. 79-81, 144-145).

Konkrete tiltak i en vellykket integreringssprosess – erfaringer

Mange ulike faktorer påvirker fremdriften i integrasjonsprosessen. Ut fra de ulike erfaringer som er høstet siden St.meld. nr. 46, synes det å avtegne seg visse elementer som er viktige i organiseringen av samarbeidet mellom miljø- og sektormyndighetene, og for å oppnå konkrete resultater basert på prinsippet om sektoransvaret for miljø.

Det erfaringsmessig kanskje aller viktigste tiltaket er *felles faglige utredninger* av forhold av felles interesse. Et spesielt viktig tema for slike utredninger er omfanget og karakteren av miljøproblemene på sektoren. Utredning av miljøeffekter og kostnader ved aktuelle tiltak og virkemidler kan være en naturlig videreføring. Slikt samarbeid er konfliktdempende i seg selv, ikke minst fordi det fører til en mer felles virkelighetsforståelse, og etablerer et faglig grunnlag for å klargjøre hva man er enige og uenige om. Slik får man en basis for å samarbeide videre selv om man har ulike oppfatninger om enkelte forhold. Dette gir i neste omgang forbedret grunnlag for politiske beslutninger.

Avklaring av roller og oppgaver er grunnleggende for et konstruktivt samarbeid. Konkretisering og utdyping av roller og oppgaver er både konfliktdempende og effektiviserende. Videre har *organisering av faste samarbeidsfora på ulike administrative nivå* vist seg å være svært nyttig. Etableringen av relativt faste samarbeidsmønstre og kontaktpunkter gir forutsigbarhet og stabilitet i samarbeidet, og reduserer innvirkningen av tilfeldigheter og avhengigheten av enkeltpersoner. Regelmessig kontakt over tid kan bidra til å bygge opp tillit og i seg selv skape grunnlag for utvidet og mer fruktbart samarbeid. Samarbeidsgrupper kan imidlertid ikke erstatte ordinære byråkratiske og politiske prosesser, og de kan være ressurskrevende og bidra til tunge beslutningsprosesser dersom de benyttes i for stor utstrekning.

Videre utvikling av samarbeidsformene vil variere etter behovet på sektorene. Landbruks- og miljøvernmyndighetene har etablert et *felles resultatkontrollsystem for jordbruksforurensninger*, som er tenkt å gi et enda bedre felles grunnlag for vurderinger av måloppnåelse og virkemiddelbruk fremover. Denne arbeidsformen er etter utvalgets mening interessant å vurdere anvendt også på andre områder fremover. Dette kan bidra til å sikre konsistens i miljøpolitikken på tvers av sektorene. Miljøverndepartementets inntreden i statens forhandlingsutvalg for jordbruksoppgjøret og senere deltakelse i landbrukspolitisk utvalg m.m. har bidratt til å institusjonalisere at miljøvern er en viktig faktor som skal vurderes i disse fora, og har bidratt til at denne vurderingen kommer på et tidlig tidspunkt. Dette kan i seg selv virke kostnadssparende, fordi fleksibiliteten og valgmulighetene er større jo tidligere man er i prosessen.

Etableringen av «Grønn bok» som en del av den årlige budsjettprosessen har hatt positive virkninger for miljøvernet. Grønn bok inneholder en rapportering av hvilke budsjettmidler som går til rene miljøtiltak eller til tiltak som delvis er motivert ut fra miljøhensyn innenfor hvert departements område, og en kort omtale av miljøprofilen på vedkommende budsjettområde. Prosessen har i noen grad ført til økt kunnskap og bevissthet hos alle involverte parter. Erfaringene viser at der det har vært fellesinteresser mellom miljø- og sektormyndighet, har Grønn bokprosessen bidratt til å utløse nye tiltak. Det er også eksempler på at omprioriteringer har skjedd.

Utvalget er tross disse positive effektene noe kritisk til om Grønn bok har funnet sin endelige form. Anslag på miljørelaterte utgifter i statsbudsjettet er og blir en svak indikator på den langsiktige bærekraften til den politikk som føres. Prosessen har også karakter av å være en passiv sammenstilling og rapportering av de gode ting som gjøres, mer enn en reell vurdering, rapportering og kontroll av den endringsprosessen i retning av en mer bærekraftig utvikling som synes å være intensjonen i Verdenskommisjonens rapport og i St.meld. nr. 46.

Utvalget mener derfor at en mulig retning for forbedringer er å integrere flere miljømessig relevante aspekter ved utviklingen på sektorene i grønn bok-rapporteringen, og å utvikle systemet i retning av å rapportere utviklingen på sektorene i forhold til Regjeringens forventninger til sektorene og de nasjonale miljømålene. Et skritt i denne retningen kan være å utvikle resultatkontrollsystemer for miljø som er *felles* for sektor- og miljømyndighet, slik som man har gjort for jordbruksforurensninger. For at slike systemer skal få reell virkning på politikkutformingen på alle sektorer, må de koples direkte opp mot de ordinære beslutningsprosessene og inngå i beslutningsgrunnlaget for den løpende utformingen av politikken. Den organisatoriske forankringen, og en løpende og standardisert tilrettelegging av resultatene for beslutningsfatterne er derfor en helt sentral del av et godt resultatkontrollsystem.

19.3 ANSVARSDELING MELLOM STATEN OG KOMMUNENE

Innledning

Miljøpolitikken i Norge har inntil nylig hovedsakelig vært et stalig ansvar, både på sentralt nivå, og på fylkesnivå der miljøvernetaten er knyttet til fylkesmannen. Primærkommunenes miljøengasjement ble for alvor satt på dagsorden gjennom MIK-reformen (Miljøvern i kommunene) fra 1989-90. Fremstillingen i dette kapitlet er kortfattet og generell. Utvalget vil gå nærmere inn på problemstillingene i analysene i del VI der hvor dette synes interessant ut fra forhold knyttet til vedkommende miljøproblem.

19.3.1 Prinsipielt om forholdet mellom stat og kommune

Generelle prinsipper for statlig styring av kommunene

Norske kommuner og fylkeskommuner er selvstendige forvaltningsnivåer, styrt av politiske organer som er direkte valgt av innbyggerne. Kommunalforvaltningen i Norge kan arbeide med alle typer oppgaver, med mindre disse ved lov er lagt til et annet forvaltningsnivå eller til private.

Disse forholdene medfører at kommuner og fylkeskommuner bare kan pålegges oppgaver fra staten i lovs form – eller med hjemmel i lov. Utviklingen i etterkrigstiden har vært at kommunene og fylkeskommunene har blitt tillagt stadig flere oppgaver. Kommunesektoren er dermed blitt en svært viktig produsent av offentlige velferdsgoder.

Kommunalt selvstyre er en av de overordnede verdiene ved det norske politiske og administrative systemet. Til grunn for det lokale selvstyret ligger følgende verdier:

- Frihet, bl.a. til selv å prioritere og å definere innholdet i kommunal tjenesteproduksjon
- Demokrati og deltakelse. Lokaldemokratiet bidrar til maktspredning og gir grunnlag for bred deltakelse om felles løsninger i lokalsamfunnet
- Effektivitet. Nærhet til innbyggerne og kunnskap om lokale forhold gjør det mulig å finne løsninger og virkemidler tilpasset lokale behov og forutsetninger

Verdiene knyttet til det kommunale selvstyret kan imidlertid komme i konflikt med andre sentrale verdier. Dette har gjort det nødvendig at kommuner og fylkeskommuner er underlagt statlig styring. I St.meld. nr. 23 (1992-93) «Om forholdet mellom staten og kommunane» er dette drøftet nærmere. I meldingen er det gitt følgende grunner for statlig styring:

- Likhet, dvs. likeverdige tilbud av velferdsgoder i hele landet.
- Nasjonaløkonomiske hensyn, dvs. styring med kommuneøkonomien som en del av gjennomføringen av den økonomiske politikken.
- Rettssikkerhet.
- Samordnet og omstillingsorientert forvaltning, inkludert utforming av et hensiktsmessig lovverk også for kommunesektoren.
- Bærekraftig utvikling. Staten har et overordnet ansvar for miljø- og ressurspolitikken, som også kommunene må rette seg etter. Dette ansvaret inkluderer å sikre befolkningen i alle deler av landet et godt miljø og at Norge oppfyller internasjonale forpliktelser og nasjonale mål.

Kommunene og fylkeskommunene eksisterer dermed i et spenningsfelt mellom statlig styring og et mandat fra sine innbyggere. Kommunene er med andre ord både selvstyreorganer, samarbeidsorganer med staten og klart underlagt statlig styring.

Den nye kommuneloven er også utformet på denne basis, noe som bl.a. gjenspeiles i lovens formålsparagraf. Her er både hensynet til funksjonsdyktig folkestyre, effektiv oppgaveløsning, nasjonale fellesinteresser og bærekraftig utvikling nevnt.

Et bærende prinsipp i kommuneloven er at statens tilsyn og kontroll med kommuners og fylkeskommuners virksomhet ikke skal ha preg av detaljkontroll, eller etterfølgende godkjenning av lokalforvaltningens vedtak. Det er likevel visse unntak fra dette prinsippet når det gjelder økonomiske vedtak (årsbudsjett, låne- og garantivedtak). Der det finnes nødvendig å innføre – evt. opprettholde statlig tilsyns- og kontrollordninger, bør reglene utformes på en slik måte at innholdet i statens tilsyn og kontroll fremtrer klarest mulig. Særlovgivningen er også gjennomgått med sikte på å tilpasse disse prinsippene. Denne politikken er utformet ut fra andre hensyn enn de miljøpolitiske, men utviklingen påvirker likevel valget av strategi og virkemidler i miljøpolitikken i betydelig grad.

Den lokale statsforvaltningen med fylkesmannen er en viktig part i den statlige styringen av kommunene, ikke minst i miljøpolitikken. Den lokale statsforvaltningens myndighet er gitt av Stortinget og Regjeringen, den har ikke noe selvstendig lokalpolitisk mandat. De oppgaver som blir delegert er forvaltningsoppgaver. Spørsmål som krever utøvelse av politisk skjønn eller som innebærer lokalpolitiske prioriteringer må tas opp med departementene.

Eksempler på ulike relasjoner mellom stat og kommune på konkrete områder

På mange områder vil kommunene ha en *svært fri stilling* til å føre sin egen politikk uten vesentlig innblanding fra staten. En viktig del av denne rollen er den politiske *samordning* og avveining mellom kryssende eller konkurrerende pålegg fra de ulike statlige sektormyndighetene som kommunen må gjøre bl.a. gjennom sitt budsjettarbeid.

Forholdet mellom kommunene og staten er komplisert. Også rent juridisk er læren om delegasjon eller overføring av oppgaver fra staten til kommunen komplisert. På noen områder er den mest dekkende beskrivelsen et *kommandoforhold*, der kommunene kan oppfattes som statsapparatets forlengede arm. I denne modellen vil staten styre kommunene gjennom klagesaksbehandling, godkjenning og kontroll, på samme måte som overfor en underordnet statlig etat. Denne modellen er normalt avhengig av direkte hjemmel i lov, der det klart fremgår at kommunen kan tillegges vedkommende ansvar og myndighet. Dette er tilfellet bl.a. for utøvelse av offentlig myndighet overfor private på deler av avfalls-, vannforsynings- og kloakkområdene. Dette følger av forurensningsloven. Fylkesmannen er da ordinær klageinstans, og kan overprøve alle sider ved kommunens saksbehandling. Det ligger likevel i sakens natur at man er varsom med å overprøve kommunens utøvelse av det lokalpolitiske skjønn, siden dette vil ødelegge noe av hensikten med en slik myndighetsfordeling.

Når kommunen f.eks. som eier av et kloakknett i et tettbygd strøk må søke utslippstillatelse etter forurensningsloven, har kommunen imidlertid fått en annen rolle i forhold til staten. Kommunen er nå formelt å betrakte som en hver annen *virksomhet*, f.eks. en privat industribedrift, som er *gjenstand for visse reguleringer fra statens side*. Det samme vil gjelde når kommunen driver næringsutvikling, annen utbygging eller ordinær forretningsdrift. Kommunen står i slike tilfeller i prinsippet overfor de samme regler og trusler om kontroll og sanksjoner som private. Man har imidlertid på forurensningsfeltet tradisjonelt vært mer tilbakeholden med å bruke sanksjoner som forurensningsgebyr overfor kommunene enn overfor private aktører innen industri og landbruk med tilsvarende utslipp.

På andre områder fremstår forholdet mellom kommunene og staten mer som et *partnerskap,* der man har hver sine hovedoppgaver, men ellers i stor grad har et *felles ansvar* for å finne helhetlige løsninger. Også på disse områdene ligger det et lovverk og et sett av pålegg til grunn, men i praksis finner det i stor grad sted et samarbeid basert på sammenfall av interessser og samarbeid om kunnskapsutvikling og kompetanseoppbygging. Prøveordningen «Miljøvern i kommunene» (MIK) som har pågått siden 1989 kan bl.a. oppfattes som et forsøk på legge grunnlaget for et slikt partnerskap mellom staten og kommunene i fremtiden også på miljøområdet.

19.3.2 Prinsippene for plassering av miljøvernoppgaver

Som nevnt var miljøpolitikken i Norge inntil MIK-reformen i stor grad basert på statlig styring, selv om kommunene også har hatt viktige oppgaver knyttet til bl.a. avfall, vann og kloakk. Det synes som om primærkommunene vil få en stadig viktigere rolle i miljøvernarbeidet fremover, både som myndighetsutøver og i forhold til sin egen virksomhet. Satsingen på MIK-programmet, og en utvikling i retning av stadig større delegering av myndighet til kommunenivået de senere år, er konkrete uttrykk for dette. I visse sammenhenger er også fylkeskommunen tillagt ansvar i miljøpolitikken. Særlig gjelder dette samferdselssektoren (kollektivtransport og deler av vegnett, se del VI, *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24).

De faglige teoretiske prinsippene for plassering av miljøoppgaver på ulike styringsnivå er i utgangspunktet de samme som for øvrige virkemiddelrelaterte spørsmål. Oppgavene bør plasseres der de «passer best», slik at man oppnår styrings- og kostnadseffektivitet, og ellers minimerer uheldige sidevirkninger. Man er i praksis i stor grad henvist til å vurdere de enkelte sakene konkret. St.meld. nr. 34 (1990-91) «Om miljøvern i kommunene» diskuterer dette spørsmålet og oppsummerer:

> Kommunen er det mest nærliggende forvaltningsnivå for å ivareta hensynet til egne innbyggeres interesser i miljøvernsammenheng, med mindre dette kommer i strid med tungtveiende nasjonale interesser. Et hovedkriterium for delegering bør således være at kommunene bør ha stor handlefrihet innenfor nasjonale rammer og retningslinjer (St.m. nr. 34 (1990-91) s. 24).

Meldingen fortsetter med å konkretisere noen viktige forhold knyttet til delegering av miljømyndighet til kommunene, for å gi veiledning om hvilke oppgaver som bør delegeres til kommunene. Utgangspunktet er at oppgaver som først og fremst er av lokal betydning, kan løses lokalt. Oppgaver som overføres kommunene bør kunne løses uten spesialkompetanse som kommunene ikke har eller ikke kan utnytte effektivt.

Kommunene bør få virkemidler/myndighet i saker der de allerede sitter med ansvaret. Også i saker som er et statlig ansvar, kan det ligge til rette for at kommunene tar visse typer enkeltavgjørelser m.m. innenfor statlige rammer. Større saker bør søkes løst ved samarbeid mellom kommunene. Med mindre det oppstår konflikt med nasjonale interesser, bør kommunene selv få prioritere oppgavene og velge om, og hvordan, de vil bruke den tildelte myndighet (St.meld. nr. 34 (1990-91) s. 25).

Del VI
Analyse av virkemiddelbruken på utvalgte områder

KAPITTEL 20

Innholdet i analysedelen

20.1 DISPOSISJONEN

Kapittelinndelingen i analysedelen følger i hovedsak den vanlige avgrensningen mellom ulike forurensningsproblemer. Stort sett baseres avgrensningene på at forurensende stoffer som bidrar til samme type miljøproblemer, gis en samlet behandling. Dette er den vesentlige forklaringen på inndelingen i kapitlene «miljøgifter og helsefarlige kjemikalier», «overgjødsling», «lokale luftforurensninger og støy», «langtransporterte luftforurensninger», «klimaendringer» og «reduksjon av ozonlaget».

To av de vanlige kategoriene av forurensningsproblemer har imidlertid ikke sitt utspring i felles miljøvirkninger, men i like årsaksforhold. Det gjelder «akutt forurensning» og «avfall og gjenvinning», som omfatter mange ulike former for miljøkonsekvenser, men hvor likhetstrekk ved utslippene og hvordan de kan forebygges, gjør det naturlig å behandle dem i egne kapitler.

Uansett hvordan miljøproblemene inndeles er det imidlertid viktig å understreke at det er mange sammenhenger mellom dem, slik at det i fremstillingen nedenfor vil være nødvendig med endel krysshenvisninger. Dette skyldes bl.a. at samme forurensende stoff kan bidra til flere forskjellige miljøvirkninger. F.eks. er nitrogenoksidutslippene årsak til både lokale luftforurensninger, forsuringsproblemer, overgjødsling og dannelsen av bakkenær ozon. Dessuten vil én og samme utslippskilde kunne medføre utslipp av flere forurensningkomponenter. Forbruk av fossilt brensel medfører eksempelvis utslipp av både karbondioksid, svoveldioksid, nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser. Videre kan flere miljøproblemer ha tilknytning til samme generelle trekk ved samfunnsutviklingen. Konjunktursvingninger vil f.eks. kunne være felles årsak til variasjoner i de miljøproblemene som har sammenheng med nivået på produksjon og forbruk.

Fordi konsesjonssystemet er et sentralt virkemiddel i forhold til mange av forurensningsproblemene, gis dette virkemidlet en egen behandling i *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21, slik at gjentakelser kan unngås.

I *"Generelle erfaringer fra analysen av de enkelte forurensningsproblemene"* i kapittel 30 oppsummeres de generelle erfaringene fra analysen av de enkelte forurensningsproblemene.

20.2 PRIORITERINGER AV UTVALGETS ARBEID MED HENSYN TIL DE ULIKE MILJØPROBLEMENE

Hovedvekten i utvalgets analyser er lagt på de områdene i forurensningspolitikken som ikke nylig har vært gjenstand for stortingsbehandling eller inngår i interdepartementale samarbeidsprosesser som går parallelt med utvalgets arbeid. Avfallspolitikken er nylig behandlet av Regjering og Storting, mens virkemiddelbruken overfor klimagasser og nitrogenoksider håndteres gjennom utarbeidelse av egne handlingsplaner. Disse problemområdene er derfor behandlet relativt kort her.

Det er heller ikke gitt noen omfattende vurdering av virkemidlene overfor verken akutte utslipp generelt eller driftsutslipp til vann fra skip og petroleumsvirksomheten. Dette har dels sammenheng med at Stortinget nylig har behandlet en stortingsmelding om oljevernberedskapen, men også at utvalget av kapasitetsgrunner har måttet foreta enkelte prioriteringer.

Når det også i forhold til de områdene som nedprioriteres, er gitt en kortfattet fremstilling av miljøproblemenes karakter, virkemiddelbruken og de viktigste problemstillingene, er det bl.a. for å understreke viktigheten av å beholde et helhetsperspektiv på forurensningspolitikken.

20.3 BESVARELSEN AV MANDATET

Det er i hovedsak i analysedelen utvalget legger grunnlaget for å besvare mandatet. I første del av hvert enkelt kapittel gis en beskrivelsen av miljøproblemene, årsakene til dem, aktuelle målsettinger og virkemidlene på området.

I analysekapitlenes andre del gjennomgås innledningsvis oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken. Deretter vurderes virkemidlene opp mot ulike kriterier for virkemiddelbruk, bl.a. kostnadseffektivitet, styringseffektivitet, stimulans til utvikling av ny teknologi og praktisk gjennomførbarhet.

Konkrete forslag til effektivisering av virkemiddelbruken er enten behandlet i tilknytning til analysens andre del, eller skilt ut for egen behandling i avslutningen av kapitlene.

Særlig om oppnådde utslippsreduksjoner og kostnader i den forbindelse

I mandatet for utvalgsarbeidet heter det bl.a. at utvalget skal beskrive:

> hvilke utslippsreduksjoner som er oppnådd gjennom bruken av (.....) virkemidlene, samt de økonomiske og administrative konsekvensene forbundet med dette.

Som nevnt ovenfor er denne delen av mandatet forsøkt besvart i tilknytning til analysedelens gjennomgang av de enkelte miljøproblemene. Arbeidet med disse forholdene viste seg imidlertid å innebære enkelte komplikasjoner av generell karakter, som har hatt betydning for utvalgets ambisjonsnivå.

Når det gjelder utviklingen i utslippene av forurensende stoffer og i miljøsituasjonen, foreligger det etter hvert relativt mye informasjon, se bl.a. Statens forurensningstilsyns publikasjon «Forurensning i Norge» og Statistisk sentralbyrås «Naturressurser og miljø», som begge utgis med jevne mellomrom. Spesielt har «Forurensning i Norge 1994» vært et viktig grunnlag for analysedelens beskrivelse av miljøproblemene.

Mer problematisk er det å beskrive *sammenhengen mellom virkemiddelbruken og oppnådde utslippsreduksjoner*. Dette skyldes bl.a. at det i tillegg til myndighetenes virkemiddelbruk er en rekke andre faktorer som influerer på utviklingen i utslippstallene, og at det således kan være vanskelig å fastslå hvilke utslippsreduksjoner som kan føres direkte tilbake til virkemiddelbruken. Et eksempel på dette gir utviklingen i CO_2 -utslippene, som bl.a. påvirkes av endringer i relative priser på energibærere av andre årsaker enn myndighetenes virkemiddelbruk, og den økonomiske veksten (se *"Klimaendringer"* i kapittel 26). Det kan derfor være vanskelig å anslå med nøyaktighet hvilken betydning CO_2 -avgiften har hatt for utslippsutviklingen på dette området. Et annet eksempel er at bedrifters investeringer i utslippsbegrensende tiltak ikke bare foranlediges av myndighetenes pålegg, men også av markedets krav om miljøvennlig produksjon og bedriftenes egeninteresse i økt utnyttelse av råvarene.

Dersom flere virkemidler påvirker utslippsnivået, kan det dessuten være problematisk å vurdere betydningen av hvert enkelt av dem. F.eks. benyttes det i forhold til vegtrafikkens omfang en rekke forskjellige virkemidler; bl.a. diverse avgifter,

subsidiering av kollektivtrafikk og arealplanlegging (se *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i avsnitt 24.1.4).

Usikkerhet med hensyn til å anslå i hvilken grad utslippsbegrensende tiltak kan føres tilbake til virkemiddelbruken, skaper tilsvarende usikkerhet i *vurderingen av virkemidlenes økonomiske konsekvenser*. Et praktisk problem som er påpekt i utredningene til DNVI-ECON, er at det ved investeringer i nytt produksjonsutstyr ofte er vanskelig eller umulig å skille ut hva som er «miljøverndelen» av investeringen (DNVI-ECON 1993a, s. 58 og 1993b, s. 43).

En annen komplikasjon i denne typen kostnadsberegninger er at ett og samme utslippsbegrensende tiltak kan medføre reduksjoner i utslippene av flere forskjellige forurensende stoffer. Dette gjelder f.eks. ved redusert bruk av bil, eller ved investering i renseanlegg beregnet på flere utslippskomponenter. I slike situasjoner vil det ikke være noe fasitsvar for hvordan kostnadene ved tiltakene skal relateres til de ulike utslippsreduksjonene.

Utredningene til DNVI-ECON viser for øvrig at det av ulike årsaker er vanskelig å få frem tall for kostnadene ved miljøtiltak som ligger et stykke tilbake i tid (se bl.a. DNVI-ECON 1993a, s. 58).

Etter hvert som eksplisitte kost-nyttevurderinger har blitt et ledd i miljøforvaltningens beslutningsprosess i forbindelse med ny virkemiddelbruk, foreligger det tall for anslåtte kostnader ved virkemidlene. Det vil imidlertid kunne være forskjeller mellom disse anslagene og de reelle kostnader; bl.a. fordi den teknologiske utviklingen virkemidlene utløser kan medføre at tiltakene blir rimeligere enn opprinnelig antatt.

Enklest er det å beregne kostnadene ved virkemidlene når de miljøtiltakene som utløses består i konkrete investeringer, f.eks. i støyskjermer eller utstyr til oljevernberedskapen. Mer komplisert er det når tiltaket består i en adferdsendring, som f.eks. mindre bruk av bil. Bl.a. vil kostnadene ved dette variere med bilturens formål og mulighetene for alternativ transport.

Videre er det slik at virkemiddelbruken kan ha ulike ringvirkninger i økonomien. Viktigst er dette når virkemidlene rettes mot sentrale økonomiske faktorer, som f.eks. fossilt brensel. Miljøavgiftsutvalget (NOU 1992: 3) drøftet slike problemstillinger. Disse forholdene vil derfor i liten grad bli behandlet i denne rapporten.

På bakgrunn av ovenstående, samt mangel på etablerte systemer for datainnsamling på kostnadssiden, har det i mindre grad enn utvalget hadde lagt opp til latt seg gjøre å gi et fullstendig bilde av kostnadene ved virkemiddelbruken i miljøpolitikken. Imidlertid har utvalget tatt inn eksempler på kostnadstall der dette har vært tilgjengelig, bl.a. på bakgrunn av utredninger fra DNVI-ECON. Disse utredningene er utført i forbindelse med utvalgets arbeid, og har virkemiddelbrukens kostnader som ett av temaene. Sammendrag av de syv utredningene (DNVI-ECON 1993 a-g) er vedlagt utvalgets rapport (vedlegg 2). Det er DNVI-ECON som har utarbeidet sammendragene og utredningenes innhold og konklusjoner står for utredernes egen regning.

For å gi et dekkende bilde av virkemidlenes miljøeffekt, har utvalget i tillegg til å beskrive oppnådde utslippsreduksjoner forsøkt å få frem hvilke *miljøforbedringer* dette har medført. Også beskrivelsen av denne årsakssammenhengen kan by på enkelte komplikasjoner. Et eksempel er at virkningen av reduksjoner i miljøgiftsutslippene til en fjord kan variere med i hvor stor grad det er naturlige tilførsler av partikler som dekker til de forurensede sedimentene (se *"Oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken"* i avsnitt 22.2.1).

Det ligger ikke i utvalgets mandat å foreta en nytte-kostnadsvurdering av virkemiddelbruken i miljøpolitikken. Dette ville innebære en avveining av nytten ved

miljøforbedringene som følge av virkemidlene, mot påløpte kostnader. Noen få steder har utvalget likevel gått inn på slike vurderinger; bl.a. på bakgrunn av utredningene fra DNVI-ECON. Generelle problemstillinger knyttet til verdsetting av miljøforbedringer behandles for øvrig i *"Fastsettelse av de marginale miljøskadekostnadene"* i avsnitt 16.4.1 ovenfor.

KAPITTEL 21

Forurensningslovens konsesjonssystem

Innledning

Et konsesjonssystem for vannforurensninger har røtter helt tilbake til lov om Vasdragenes Benyttelse m.v. fra 1887. Luftforurensninger ble derimot ikke konsesjonsregulert før i lov om rettshøve mellom grannar (granneloven) av 1961. Da forurensningsloven kom i 1981 ble regelverket samlet, slik at en utslippstillatelse i henhold til forurensningsloven kan inkludere både forurensninger av vann og luft, avfallsbehandling og støy (såkalt integerert forurensningskontroll).

Sin største betydning har forurensningslovens konsesjonssystem i forhold til industriforurensninger, og utvalget har derfor valgt å fokusere på industriens utslippskonsesjoner. Driftsutslippene fra petroleumsvirksomheten reguleres også gjennom konsesjonssystemet, og avslutningsvis i *"Utformingen av utslippstillatelsene"* i avsnitt 21.1.3 nedefor gis en beskrivelse av karakteristiske trekk ved utformingen av utslippstillatelsene på dette området. For en beskrivelse og vurdering av konsesjonssystemet sett i forhold til utslippene fra kommunale avløpsanlegg, henvises til *"Overgjødsling"* i kapittel 23 om overgjødsling. Forurensninger fra fiskeoppdrett reguleres i henhold til forurensningslovens konsesjonsordning, men utvalget har ikke prioritert å gå inn på denne siden av konsesjonssystemet.

Når det gjelder miljøkravene fastsatt i industriens utslippskonsesjoner, skiller man vanligvis mellom første- og annengenerasjonstiltakene. Førstegenerasjonstiltakene omfatter de pålegg som ble gitt i forbindelse med det såkalte 10-årsprogrammet for opprydning i eldre industri, som startet på begynnelsen av 1970-tallet og varte til rundt 1985. Også før dette ble det gitt visse pålegg om utslippsreduserende tiltak, men førstegenerasjonstiltakene representerer den første systematiske gjennomgangen av alle industribransjer med store utslipp.

Annengenerasjonstiltakene omfatter de nye kravene om utslippsreduserende tiltak som er stilt til industrien i perioden fra ca. 1986 og frem til i dag.

21.1 BESKRIVELSE AV DET EKSISTERENDE KONSESJONSSYSTEMET

21.1.1 Det juridiske grunnlaget for og rammene omkring forurensningsmyndighetenes konsesjonsvedtak, herunder omgjøringsvedtak

Konsesjonsordninger baserer seg på et generelt forbud som det kan dispenseres fra. Det generelle forbudet mot forurensning finnes i forurensningslovens § 7, mens det av § 11 første ledd følger at forurensningsmyndigheten kan gi tillatelse til forurensning.

I forbindelse med at at det gis konsesjon (vanligvis kalt utslippstillatelse) kan det i henhold til forurensningslovens § 16 fastsettes vilkår *«for å motvirke at forurensning fører til skader eller ulemper»*. Dette innebærer at det både kan fastsettes utslippsgrenser, gis pålegg om konkrete forurensningsbegrensende tiltak og stilles krav om tiltak i resipienten (f.eks. støyskjerming og kalking av vann).

Av § 16 annet ledd følger det dessuten at dersom forurensning fra virksomheten vil ramme bruk av miljøet til et bestemt formål, kan det settes som vilkår at det iverksettes *«tiltak som tilgodeser dette formålet, eller at det gis tilskudd til slike tiltak»*. Et eksempel er at den bedriften som forurenser en badeplass, kan pålegges å opparbeide en ny badeplass til erstatning for den gamle.

Det er klart at det i behandlingen av utslippssøknader ikke bare skal legges vekt på forurensningsproblemene knyttet til den aktuelle virksomheten. De forurensningsmessige hensyn må veies mot andre hensyn. Forurensningslovens § 11 siste ledd inneholder således følgende bestemmelse:

> Når forurensningsmyndighetene avgjør om tillatelse skal gis og fastsetter vilkårene etter § 16, skal det legges vekt på de forurensningmessige ulemper ved tiltaket sammenholdt med de fordeler og ulemper som tiltaket forøvrig vil medføre.

Denne formuleringen inneholder i utgangspunktet ingen begrensninger i hva slags typer fordeler og ulemper som er relevante. F.eks. må det også tas hensyn til andre miljøforstyrrelser enn forurensning. Og selv om forurensningsloven har begrenset anvendelse for forurensninger fra transport (se gjennomgangen av forurensningsloven i *"Forurensningsloven"* i avsnitt 5.1), har Høyesterett i en dom avsagt 5. mai 1993 kommet til at miljøulemper ved trafikk til og fra den konsesjonspliktige virksomheten kan danne hovedbegrunnelsen for avslag på søknad om utslippstillatelse.

Videre vil økonomiske forhold stå sentralt i vurderingen av om utslippstillatelse skal gis og på hvilke vilkår. Relevant er både betydningen av miljøtiltakenes kostnader for den aktuelle virksomheten og de samfunnsøkonomiske virkningene.

I vurderingen av forurensningsmessige og økonomiske forhold vil det for øvrig være nødvendig å se virksomhetens utslipp i sammenheng med andre tilsvarende utslippskilder til samme resipent. Dette for å kunne danne seg et bilde av miljøkonsekvenser og samfunnsøkonomiske konsekvenser av utslipp eller utslippsreduksjoner. De såkalte tiltaksanalysene (se *"Tiltaksanalyser"* i avsnitt 16.5) vil således kunne være relevante redskaper i behandlingen av konsesjonssøknader fra enkeltbedrifter.

For øvrig heter det i forurensningslovens § 11 tredje ledd at:

> Forurensningsspørsmål skal om mulig søkes løst for større områder under ett og på grunnlag av oversiktsplaner og reguleringsplaner.

Videre bestemmes at dersom det skulle være aktuelt å gi utslippstillatelse til virksomhet i strid med endelige planer etter plan- og bygningsloven, kan dette bare skje med samtykke fra planmyndigheten.

Av betydning for forurensningsmyndighetenes avgjørelser av konsesjonssøknadene er også formålsbestemmelsen i forurensningslovens § 1 og retningslinjene for praktiseringen av loven i § 2.

I § 1 annet ledd står det følgende om *lovens formål*:

> Loven skal sikre en forsvarlig miljøkvalitet, slik at forurensninger og avfall ikke fører til helseskade, går ut over trivselen eller skader naturens evne til produksjon og selvfornyelse.

Når det gjelder *retningslinjene for gjennomføringen av loven*, heter det i § 2 nr. 1 at:

> Loven skal nyttes for å oppnå en miljøkvalitet som er tilfredsstillende ut fra en samlet vurdering av helse, velferd, naturmiljøet, kostnader forbundet med tiltakene og økonomiske forhold.

Dette kan sies å være en anvisning om bruk av helhetlige nytte-kostnadsvurderinger. § 2 nr. 3 inneholder følgende retningslinje vedrørende teknologivalg:

> For å unngå og begrense forurensning og avfallsproblemer skal det tas utgangspunkt i den teknologi som ut fra en samlet vurdering av nåværende og fremtidig bruk av miljøet og av økonomiske forhold, gir de beste resultater.

Videre gir § 2 nr. 5 uttrykk for prinsippet om at det er forurenseren som skal betale for tiltakene mot forurensning, mens § 2 nr. 6 bestemmer at forurensning og avfall fra virksomhet på norsk område *«skal motvirkes i samme utstrekning hva enten skadene eller ulempene inntrer i eller utenfor Norge»*.

Når forurensningsmyndighetene fastsetter utslippstillatelser, vil også tidligere forvaltningspraksis bli tillagt vekt. Dette både for å sikre den nødvendige likebehandling og for å effektivisere saksbehandlingen. F.eks. opererer Statens forurensningstilsyn (SFT) med en felles mal for utslippstillatelsene og standardiserte vilkår for likeartet virksomhet. Behovet for individuelle vurderinger, bl.a. på bakgrunn av resipientforholdene, begrenser imidlertid mulighetene for denne typen likebehandling i praksis.

Forurensningslovens § 18 angir forutsetningene for *endring og omgjøring av utslippstillatelsene*. Utslippstillatelsen kan skjerpes dersom:

1. det viser seg at skaden eller ulempen ved forurensningen blir vesentlig større eller annerledes enn ventet da tillatelsen ble gitt,
2. skaden eller ulempen kan reduseres uten urimelig kostnad for forurenseren,
3. ny teknologi gjør det mulig å minske forurensningene i vesentlig grad

Utslippstillatelsene kan endres i favør av konsesjonshaveren dersom:

> *vilkårene i tillatelsen er unødvendige for å motvirke forurensninger»* eller *«de fordeler forurenseren eller andre får av at vilkår blir lempet på eller opphevet, er vesentlig større enn de skader eller ulemper det vil føre til for miljøet*

Dessuten presiseres det at utslippstillatelsen kan omgjøres dersom det følger av ellers gjeldende omgjøringsregler. Her siktes det bl.a. til de ulovfestede omgjøringsreglene, hvor det bl.a. er utviklet regler for i hvilken utstrekning brudd på konsesjonsvilkår kan medføre hel eller delvis tilbaketrekning av tillatelsen. Se nærmere om dette i *"Håndheving av regelverket"* i avsnitt 5.5 om håndheving av regelverket.

Videre inneholder § 18 annet ledd bestemmelsen om at tillatelsen i alle fall kan *«tilbakekalles eller endres når det har gått 10 år etter at den ble gitt.»*

Selv om ett eller flere av de ovenfor nevnte vilkårene for endring og omgjøring av utslippstillatelsen er oppfylt, må det likevel foretas en samlet vurdering av fordeler og ulemper ved en slik beslutning. I § 18 siste ledd er dette formulert på denne måten:

> Ved avgjørelser etter denne paragraf skal det tas hensyn til kostnadene en endring eller omgjøring vil påføre forurenseren og de fordeler og ulemper endring eller omgjøring forøvrig vil medføre.

21.1.2 Saksbehandlingen forut for konsesjonsvedtaket

21.1.2.1 Meldeplikt og konsekvensutredninger

Virksomheter som kan medføre forurensninger av en viss størrelse har *meldeplikt i henhold til forurensningslovens § 13* hvor det heter at:

> Den som planlegger virksomhet som kan medføre store forurensninger på et nytt sted eller en vesentlig utbygging av ny karakter på sted for eksiste-

rende virksomhet, skal på et tidlig trinn under planleggingen gi melding til forurensningsmyndigheten.

I Miljøverndepartementets forskrift av 11. juli 1983 om meldeplikt etter forurensningslovens § 13 er det gitt en nærmere presisering av hva som er meldepliktig virksomhet.

For meldepliktig virksomhet kan forurensningsmyndighetene i henhold til forurensningslovens § 13 annet ledd kreve at det foretas *«en konsekvensanalyse for å klarlegge virkningene forurensningen vil få»*. Videre redegjør paragrafens annet ledd for hva en konsekvensanalyse vanligvis skal inneholde, men forurensningsmyndighetene kan gi nærmere pålegg om dette.

Etter at forurensningsloven var vedtatt kom det i 1989 egne bestemmelser om konsekvensutredninger i plan- og bygningsloven (se *"Plan- og bygningsloven"* i avsnitt 5.3). Disse bestemmelsene omfatter også forurensende virksomhet, men det er forutsetningen at dette ikke skal resultere i dobbeltbehandling. Når melding om tiltaket foreligger og det viser seg aktuelt med konsekvensutredning, må derfor myndighetene bestemme seg for om utredningen skal skje etter plan- og bygningsloven eller forurensningsloven. I praksis løses dette ved at det i første omgang er fagdepartementet i henhold til plan- og bygningslovens regelverk som bestemmer seg for om det skal foretas konsekvensutredning. Dersom fagdepartementet kommer til at det ikke skal utføres konsekvensutredning etter plan- og bygningsloven, kan likevel forurensningsmyndighetene bestemme at det skal gjennomføres konsekvensutredning i henhold til forurensningsloven.

Pålegg om konsekvensutredninger i henhold til forurensningsloven har blitt gitt i forhold til planene om utbyggingen av gasskraftverk, ilandføringen av gass til Kårstø og igangsettelsen av fabrikken Rana Metall. Bakgrunnen for at bestemmelsene om konsekvensutredninger er forholdsvis lite benyttet, er at det har vært relativt få saker om større nyetableringer og at øvrige deler av forurensningsloven, og da særlig regelverket knyttet til selve søknaden om utslippskonsesjon, gir forurensningsmyndighetene gode muligheter for å kreve relevante opplysninger, undersøkelser og utredninger. Disse reglene behandles under neste punkt.

21.1.2.2 Behandlingen av søknaden om utslippskonsesjon

I industriforurensningssaker er det i de aller fleste tilfellene SFT som skal ta stilling til søknaden om utslippskonsesjon. Fylkesmannen er imidlertid delegert avgjørelsesmyndighet bl.a. i saker vedrørende kommunalt avløpsvann, asfalt- og pukkverk, skytebaner, næringsmiddelindustri, fiskeforedlingsanlegg og etablering/utvidelse av fiskeoppdrettsanlegg.

Hva konsesjonssøknaden skal inneholde fremgår av forskrift om saksbehandlingen etter forurensningsloven fastsatt av Miljøverndepartementet 11. juli 1983. Bl.a. skal det gis opplysninger om forurensning som ventes fra virksomheten og hvilke virkninger dette kan få, planlagte tiltak for å avverge eller begrense skadevirkningene og interesser som antas å bli berørt av virksomheten. Videre heter det at forurensningsmyndigheten kan lempe på disse kravene, eller kreve ytterligere opplysninger, herunder sakkyndige undersøkelser.

I tillegg følger det av forurensningslovens § 51 at forurensningsmyndighetene kan gi den ansvarlige pålegg om å foreta eller bekoste resipientundersøkelser og utredninger av forurensningsbegrensende tiltak. Forutsetningen er at påleggene ligger innenfor det som *«med rimelighet kan kreves»*.

Når en søknad som tilfredsstiller kravene mottas av SFT, skal saken sendes til vedkommende fylkesmann, fylkeskommune, kommune, helseråd, organisasjoner

som ivaretar berørte interesser, og de som pga. naboskap eller lignende kan bli særlig berørt. Fristen for å uttale seg skal være minst 4 uker.

I saker som vil kunne få betydning for en ubestemt krets av personer, skal saken dessuten kunngjøres i Norsk lysningsblad og to aviser, samtidig som søknaden legges ut til offentlig gjennomsyn.

Når fristen for å avgi uttalelse er ute, gis søkeren mulighet for å kommentere de uttalelsene som er kommet inn.

På bakgrunn av forurensningslovens bestemmelser, tidligere forvaltningspraksis og de opplysninger som har fremkommet under saksbehandlingen, treffer forurensningsmyndigheten vedtak i saken.

Vedtaket om utslippstillatelse skal begrunnes og vil ofte bli et omfattende dokument. Partene og berørte offentlige organer skal underrettes om vedtaket, og opplyses om klageadgangen og klagefristen, som er 3 uker. I saker som er avgjort av SFT er det Miljøverndepartementet som er klageinstans, mens SFT avgjør klager på fylkesmannens vedtak. Før klagen avgjøres gis motparten anledning til å uttale seg.

Til grunn for de saksbehandlingsreglene som er beskrevet ovenfor, ligger fundamentale rettssikkerhetsprinsipper vedrørende borgernes adgang til medvirkning i beslutningsprosesser som angår dem. Utvalget har fått opplyst at berørte interesser i stor grad benytter sin medvirkningsadgang, og at saksbehandlingsreglene slik sett fungerer etter sin hensikt. I konsesjonssaker som det er stor interesse for, hender det at det blir arrangert folkemøter, hvor det både blir informert om saken og åpnet for at de som ønsker det kan fremkomme med sine synspunkter.

Avslutningsvis nevnes at saksbehandlingen tilpasses sakens omfang. Av forskrift om saksbehandlingen etter forurensningsloven følger det at forhåndsvarsel til berørte interesser kan unnlates dersom det *«må anses åpenbart unødvendig»*. Denne bestemmelsen vil typisk bli benyttet i tilfeller hvor en bedrift søker om endring av konsesjonsvilkår uten at det innebærer økte utslipp. Det kan f.eks. gjelde endring av vilkår vedrørende produksjonsnivå eller prosessendringer. Videre følger det av saksbehandlingsforskriften at forurensningsmyndighetene kan tilpasse kravene til søknadens innhold til behovet i den enkelte sak. Også forurensningsmyndighetenes ressurs- og tidsforbruk vil selvfølgelig variere med sakens karakter.

21.1.2.3 Gebyr for behandling av konsesjonssøknader

Med hjemmel i forurensningslovens § 52a fastsatte Miljøverndepartementet i 1986 forskrift om innkreving av gebyrer til statskassen for SFTs konsesjonsbehandling og kontroll av forurensende virksomhet med konsesjonsplikt. Fylkesmannens konsesjonsbehandling omfattes således ikke av gebyrordningen. Gebyrenes størrelse varierer med hvor mye arbeid man regner med å legge ned i behandlingen av konsesjonssøknadene. Bedriftene er delt i 4 gebyrklasser i forhold til antatt arbeidsmengde, hvor klasse 1 inneholder de mest arbeidskrevende bedriftene. Gebyrenes størrelse endres jevnlig (sist 4. mars 1994) og er for tiden:

Klasse 1	kr. 95.000,-
Klasse 2	kr. 68.000,-
Klasse 3	kr. 44.000,-
Klasse 4	kr. 16.900,-

Også for endring i konsesjon etter søknad fra bedriften skal det betales gebyrer i forhold til antatt arbeidsmengde. Satsene er for tiden:

Vesentlige endringer:	kr. 39.000,-
Endringer:	kr. 18.400,-
Små endringer:	kr. 4.500,-

Forurensningslovens § 52a setter for øvrig som betingelse at:

> Gebyrene settes slik at de samlet ikke overstiger forurensningsmyndighetenes kostnader ved saksbehandlingen.

21.1.3 Utformingen av utslippstillatelsene

Om *den historiske utviklingen* av hvordan utslippstillatelsene utformes, heter det i en rapport fra Det Norske Veritas Industri AS og ECON energi a.s (DNVI-ECON1993a, s. 40):

> De konsesjoner som ble gitt på 1970-tallet, omfatter relativt få utslippsparametre og hadde ofte bare krav til utslipp per år eller per uke. Dette gjenspeilte blant annet de relativt begrensede muligheter en da hadde til å måle utslippene sammenliknet med i dag.
>
> De tidligste konsesjonene tok utgangspunkt i relativt store og lett synlige utslipp fra de enkelte bedriftene. Ofte hadde forurensningsmyndighetene mest kunnskap om hvilke løsninger som var de beste og billigste. Dette preget tillatelsene ved at de anga hvilke metoder som skulle brukes ved rensing og behandling av avfallsprodukter m.m. Det ble også stilt krav til måling, prøvetaking og videre utredning av tiltak. Kravene var begrunnet ut fra tilstanden i resipienten, men kunnskapene om resipientforholdene var begrenset sammenlignet med i dag.
>
> I dag er kravene om spesifikke tekniske løsninger i praksis langt mindre fremtredende enn tidligere. Utslippstillatelsene er likevel på mange måter mer omfattende og detaljerte. Dette skyldes delvis at antallet regulerte utslippskomponenter har økt.

De sentrale vilkårene i utslippstillatelsene er *utslippsgrensene*. Disse fastsettes på forskjellige måter – bl.a. avhengig av stoffenes virkemåte i miljøet og av mulighetene for å måle og kontrollere utslippene.

Tidsperioden utslippsgrensene fastsettes for vil variere. For enkelte stoffer er det den totale mengden som tilføres miljøet over tid som er avgjørende for miljøkonsekvensene. I så fall fastsettes gjerne utslippsgrensen som et løpende 12 måneders middel. Det betyr at på et hvilket som helst tidspunkt skal de gjennomsnittlige utslippene for de siste 12 månedene ligge under grensen.

For stoffer hvor ikke bare akkumulerte mengder er av betydning for miljøvirkningene, opereres det med kortere tidsintervaller. Dette gjelder f.eks. utslipp av SO_2 med lokale miljøkonsekvenser hvor utslippsbegrensningene gjerne fastsettes som mengde pr. time eller pr. døgn. I tillegg til korttidsgrenser benyttes oftest også utslippsgrenser basert på lengre tidsintervall. Dette fordi man ved fastsettelsen av korttidsgrensene må ta høyde for at utslippene fra industriens produksjonsprosesser som regel vil variere med driftsforholdene. Av betydning er f.eks. om maskinene er

under oppstarting eller nedkjøring og hva slags kvalitet det er på råstoffene. Når utslippsgrensene fastsettes på basis av lengre tidsperioder, trenger man ikke i samme grad ta hensyn til dette. Langtidsgrensene vil dermed normalt være strammere enn summen av korttidsgrensene.

For enkelte stoffer er foreløpig ikke målemetodene så utviklet at det er praktisk mulig innenfor akseptable kostnadsrammer å fastsette utslippskrav i forhold til hvert enkelt stoff. I stedet benyttes parametere som er representative også for andre stoffer i utslippet (f.eks. fenol i avløpsvann fra raffinerier), eller samleparametre for grupper av stoffer (f.eks. PAH som er en samlebetegnelse for visse typer tjærestoffer, og AO_x , som er et mål for samlede mengder klorerte organiske forbindelser).

Støykrav fastsettes i form av maksimalt antall desibel i en viss avstand fra støykilden. Kravene kan variere med tid på døgnet og om det er hverdag eller helligdag.

I tillegg til begrensninger i utslippsmengde er det i forhold til enkelte miljøgifter også fastsatt *konsentrasjonsgrenser*, f.eks. som x antall gram pr. liter avløpsvann. Bakgrunnen for slike krav er at ikke bare mengden av disse stoffene, men også konsentrasjonen av dem har betydning for virkningen på miljøet.

Et spørsmål for seg er *hvilken del av virksomheten utslippsbegrensningene fastsettes for*. I de fleste tilfellene vil ikke dette dukke opp som et problem fordi bedriften bare har ett utslippsrør til luft og ett til vann. Dersom bedriften har flere utslipp til hver av resipientene, er det ofte at det knyttes utslippsbegrensninger til hvert av de aktuelle utslippsstedene.

Utslippstillatelsene vil for øvrig også kunne inneholde bestemmelser om *hvor utslippene skal føres* gjennom at det fastsettes krav til skorsteinshøyde, eller om at avløpsledningen til vann skal føre utslippet ut til en viss avstand fra land og til en viss dybde for å oppnå optimal spredning.

For utslipp som det er vanskelig eller upraktisk å måle, må det benyttes andre typer krav enn utslippsgrenser. Dersom utslippet samvarierer med forbruket av en innsatsfaktor, hender det at *innsatsfaktoren reguleres*, f.eks. at det settes en grense for mengden fyringsolje eller kull som kan forbrukes pr. time.

I den grad det er sammenheng mellom produksjonsnivå og utslippenes størrelse, vil det også kunne være fastsatt *bestemmelser knyttet til produksjonens omfang*.

Utslippstillatelsene inneholder dessuten i mange tilfeller krav om *bestemte miljøtiltak*, som f.eks. installering av renseanlegg eller tiltak for å forebygge akutte utslipp.

Videre kan det foreligge konsesjonskrav vedrørende *avfallshåndtering*. I SFTs nye mal for utslippstillatelser, er det f.eks. fastsatt slike standardkrav til korttidsdeponering av spesialavfall:

> Spesialavfall som lagres i påvente av levering/henting skal sikres slik at lageret ikke fører til avrenning til grunnen, overflatevann eller avløpsnett. Lageret skal også være sikret mot avdamping av forurensning til luft. Lageret skal dessuten være sikret mot adgang for uvedkommende.

Det vil også kunne bli stilt mer spesifikke tekniske krav til avfallsbehandlingen, og dessuten krav som må være oppfylt for at deponering av avfall på ekstern fylling skal kunne finne sted.

I utgangspunktet er det fylkesmannen som gir konsesjon til anlegg for behandling av produksjonsavfall. Imidlertid omfatter ikke dette opplagsplass eller anlegg som må ha tillatelse fra SFT (Rundskriv T-5/91, *"Bakgrunn, mandat og sammensetning"* i pkt. 2.1, 1b). Grensen mellom fylkesmannens og SFTs myndighet etter denne bestemmelsen er ikke helt skarp, men gjennom praksis har det funnet sted en

grenseoppgang. F.eks. er det fylkesmannen som er konsesjonsmyndighet for deponier av slam og bark fra treforedlingsindustrien.

For øvrig kan det i utslippstillatelsene også bli stilt krav om tiltak for avfallsminimalisering og gjenvinning. Et eksempel er at treforedlingsbedrifter pålegges å legge frem en plan for utnyttelse av avfall som bark, slam og flis. Avfallsreduserende tiltak vil i denne forbindelse bl.a. kunne være utnytting av avfallet til jordforbedringsmiddel eller som energikilde.

Det vil ofte i utslippstillatelsene bli stilt vilkår om at bedriften skal foreta *videre undersøkelser og utredninger* med tanke på mulighetene for ytterligere tiltak mot forurensende utslipp og avfallsproblemer. Vilkårene formuleres f.eks. som at konsesjonshaveren skal utrede mulighetene for å redusere utslippene ned til 2 eller 3 nivåer fastsatt av forurensningsmyndighetene. Når det blir gitt slike pålegg, er det fordi de øvrige vilkårene i utslippstillatelsen ikke anses tilstrekkelige til å løse forurensningsproblemene knyttet til bedriften. Bakgrunnen for at utslippstillatelsen ikke er streng nok kan f.eks. være at det med kjent teknologi anses som for kostnadskrevende å gjennomføre ytterligere utslippsreduksjoner, sett i forhold til det man ville oppnå av miljøforbedringer.

I sammenheng med vilkår om utredninger av ytterligere tiltak, er det naturlig å nevne at de større bedriftene i stor grad har blitt pålagt å gjennomføre *resipientundersøkelser* for at man skal kunne se effektene av de gjennomførte tiltakene og få grunnlag for å vurdere behovet for ytterligere tiltak. F.eks. fikk alle de større bedriftene (klasse 1 og 2) i henhold til forurensningslovens § 51 pålegg om å gjennomføre resipientundersøkelser etter at de såkalte førstegenerasjonstiltakene var gjennomført.

I utslippstillatelsen fastsettes også vilkår om *internkontroll, målinger og rapporteringer*. Dette vil det bli redegjort nærmere for under neste punkt om oppfølging og kontroll av konsesjonene.

Petroleumsvirksomheten på kontinentalsokkelen har enkelte karakteristiske trekk, som får betydning for utformingen av utslippstillatelsene. Fordi virksomheten som regel foregår langt fra land, er det i liten grad naboer å ta hensyn til, f.eks. når det gjelder støy. Det er også relativt små variasjoner i resipientforholdene for de ulike virksomhetene, selv om dette vil endre seg noe etter som oljevirksomheten kan komme til å foregå nærmere land og i følsomme områder i Barentshavet. At resipientforholdene er relativt like, innebærer at utslippsvilkårene også kan være det. Det trekker i samme retning at det i denne bransjen i stor utstrekning benyttes samme type produksjonsteknologi.

Faren for aktutte utslipp fra petroleumsvirksomheten har sammenheng med den generelle sikkerheten i oljevirksomheten, hvor det er Kommunal- og arbeidsdepartementet som har departementsansvaret, og hvor bestemmelser gitt av Oljedirektoratet er av sentral betydning. Dermed er det i liten grad nødvendig å ta inn bestemmelser vedrørende forebygging av akutte utslipp i forurensningsmyndighetenes utlippskonsesjoner. Dette forenkler utformingen av utslippstillatelsene på dette området. På den annen side er reguleringen av kjemikaliebruken i petroleumsvirksomheten gjennomgående mer detaljert enn i utslippstillatelsene for landbasert virksomhet.

21.1.4 Oppfølging og kontroll av konsesjonene

Det er i utgangspunktet bedriftene selv som har ansvaret for å forsikre seg om at utslippstillatelsene overholdes. *Bedriftenes egenkontroll* baserer seg bl.a. på driftskontrollprogrammet som er fastsatt i utslippstillatelsen. Der fremgår det bl.a. hvordan utslippene skal måles. For øvrig foreligger det nå et rundskriv fra SFT (TA 902/

92) om hvordan og hvor ofte det skal rapporteres om målte utslipp. Der fremgår at det skal avgis rapport for hvert år innen 1. mars. For enkelhets skyld er fristen den samme som for den årlige rapporteringen til Brønnøysundregistrene. Eventuelle avvik fra konsesjonskravene må SFT imidlertid straks ha rapport om.

Det er for øvrig en internasjonal trend at det i næringslivet prioriteres å utarbeide systemer for kvalitetssikring i vid forstand; inkludert overholdelse av miljøkrav. I denne forbindelse nevnes at det internasjonale standardiseringsforbundet (ISO) arbeider med en standard for miljøledelse, som vil bli kalt ISO 14 000. Også en vedtatt EU-forordning inneholder standarder knyttet til miljøledelse. Forordningen kalles EMAS (Eco Management And Audit Scheme), og vil bli implementert i norsk rett. Både når det gjelder ISO 14 000 og EMAS vil det i utgangspunktet være frivillig for bedriftene om de vil slutte seg til standardene, men det er sannsynlig at bedriftene vil vektlegge den markedsmessige betydningen av slik tilslutning.

Internkontrollforskriften av 2. mars 1991 pålegger virksomheter (omfatter altså mer enn bare bedrifter) å utarbeide et internkontrollsystem. Som følge av forskriften må virksomhetene systematisere sin oppfølging av kravene fastsatt i arbeidsmiljøloven, forurensningsloven, brann- og eksplosjonslovgivningen, produktkontrolloven, sivilforsvarsloven og lov om tilsyn med elektriske anlegg og elektrisk utstyr. Også tilsynsmyndighetene må samordne sin kontrollvirksomhet, bl.a. ved at de i hensiktsmessig utstrekning skal gjennomføre felles kontroller av virksomhetene. Videre er det meningen at tilsynsmyndighetene i større grad skal legge vekt på såkalt systemrevisjon, som betyr at kontrollen tar utgangspunkt i virksomhetens opplegg for egenkontroll og dokumentasjon.

SFTs system for kontroll av at bedriftenes utslippstillatelser etterleves, baserer seg bl.a. på at bedriftene inndeles i 4 forskjellige kontrollklasser, hvor det er bedriftene i klasse 1 som anses for å utgjøre de største forurensningstruslene.

Tabell 21.1: SFTs kontrollklassesystem

Kontrollklasse:	Type industri	Antall bedrifter
1	Aluminiumsverk, cellulosefarbrikker, ferrolegeringsverk, oljeraffinerier, petrokjemisk industri, andre større kjemiske og elektrometallurgiske bedrifter	50-60
2	Enkelte gruver, større næringsmiddelfabrikker, sildoljefabrikker, tremasse- og papirfabrikker m.v.	ca. 100
3	Næringsmiddelindustri, små treforedlingsbedrifter, plast- og kjemisk industri, metallstøperier, galvanoteknisk industri.	ca. 350
4	Mindre meierier, slakterier og annen næringsmiddelindustri, grafisk industri, pukkverk m.m.	ca. 1000

Som det fremgår av tabellen er det til sammen ca. 1500 bedrifter i de 4 kontrollklassene. Det er i forhold til de 500 bedriftene i klasse 1, 2 og 3 at SFT kan sies å ha en aktiv oppfølging.

SFTs verifikasjoner består bl.a. av førstegangskontroll og oppfølgingskontroll vedrørende driften av renseanlegg, rutiner for prøvetaking og analyser. Verifikasjonene er vanligvis uanmeldte. Normalt skal bedrifter i klasse 1 verifiseres en gang i året, bedrifter i klasse 2 og 3 annet hvert år, mens bedrifter i klasse 4 verifiseres mer sporadisk, bl.a. avhengig av klager eller spesielle forhold.

Mest omfattende er *SFTs systemrevisjoner*, som gjerne varer ca. en uke. Slik kontroll innebærer intervjuer av ansatte på ulike nivåer, inspeksjon av anlegg og renseutstyr, gjennomgang av relevante rutiner og prosedyrer, måling av utslipp ol. SFT stiller gjerne med 2-3 representanter, og denne kontrolltypen er så vidt ressurskrevende for bedriften at den varsles i god tid på forhånd. Systemrevisjoner foretas bare av bedrifter i klasse 1 og 2, med en hyppighet på fra hvert 3. til hvert 6. år.

Dersom det påvises brudd på konsesjonsvilkårene vil bedriften kunne bli inspisert hyppigere enn antydet ovenfor.

Etter en kontroll mottar bedriften en rapport fra SFT om eventuelle avvik fra utslippstillatelse eller forskrifter. Om SFTs sanksjonsmuligheter ved slike avvik henvises til *"Håndheving av regelverket"* i avsnitt 5.5 om håndheving av regelverket.

For å dekke SFTs kostnader med kontrollene betales kontrollgebyrer i henhold til forskrift om innkreving av gebyrer til statskassen for SFTs konsesjonsbehandling og kontroll av forurensende virksomhet med konsesjonsplikt. Satsene er for tiden for verifikasjon:

Kontrollklasse 1:	kr. 16.900,-
Kontrollklasse 2:	kr. 12.800,-
Kontrollklasse 3:	kr. 9.700,-
Kontrollklasse 4:	kr. 3.800,-
For systemrevisjoner er satsene for tiden:	
Høy gebyrklasse:	kr. 180.000,-
Middels gebyrklasse:	kr. 114.500,-
Lav gebyrklasse:	kr. 68.000,-
Ekstra lav gebyrklasse:	kr. 37.800,-

Gebyrene må samlet sett ikke overstige forurensningsmyndighetenes kostnader ved kontrollordningen.

Det er fylkesmannen som fører tilsyn med at konsesjonene for kommunale utslipp overholdes. Kravet om kontrollgebyr gjelder ikke for kommunene.

Som ledd i samordningen av tilsynsmyndighetenes arbeid gjennom internkontrollsystemet, er det foretatt en gjennomgang av de ulike myndighetenes gebyrordninger. (Rapport fra arbeidsgruppe for utredning av tilsynsgebyrer – internkontroll, overlevert Kommunal- og arbeidsdepartementet 24. mars 1994.)

21.2 VURDERING AV KONSESJONSSYSTEMET OG BEHOVET FOR ENDRINGER

I dette avsnittet vil konsesjonssystemet overfor industrien bli vurdert i forhold til bl.a. økonomisk effektivitet, kostnadseffektivitet, styringseffektivitet, etterlevelse, konkurransevridninger og administrasjonskostnader. Den nærmere redegjørelsen for oppnådde miljøresultater som følge av konsesjonssystemet foretar utvalget i tilknytning til behandlingen av de enkelte forurensningsproblemene i senere kapitler. For bl.a. å evaluere konsesjonssystemet ble det i forbindelse med utvalgets arbeid gjennomført utredninger av Det Norske Veritas Industri AS og ECON Energi a.s i

fellesskap. Av spesiell relevans for konsesjonssystemet er utredningen av virkemiddelbruken i forhold til Grenlandsområdet (DNVI-ECON 1993 a) og utredningen av virkemiddelbruken ovenfor utslipp fra treforedlingsindustrien (DNVI-ECON 1993 b).

21.2.1 Økonomisk effektivitet

Kostnader og oppnådde resultater

Den overordnede målsettingen for forurensningspolitikken overfor industrien i 1970-årene og utover i 80-årene kan forenklet sies å ha vært å rydde opp i de åpenbare problemer som fantes, og som klart ble vurdert som uakseptable både lokalt og i nasjonal sammenheng. Det ble i denne fasen i liten grad foretatt *eksplisitte og metodiske* samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsvurderinger i miljøpolitikken. Derimot er det som en selvfølgelig del av saksbehandlingen gjort vurderinger av fordeler og ulemper ved ulike alternative tiltak, inkludert både bedrifts- og samfunnsøkonomiske aspekter. Slike vurderinger er som beskrevet ovenfor også påkrevet etter forurensningsloven.

Som det fremgår av de følgende analysekapitler knyttet til de ulike forurensningsproblemene, er det oppnådd betydelige utslippsreduksjoner fra de store norske industrikildene de siste 15 årene. Bruken av konsesjonssystemet er den viktigste direkte årsaken til dette. Virkemidlet har altså vært *virkningsfullt* i den forstand at det har medført en opprydning i kjente og åpenbare problemer knyttet til punktutslipp fra industrien. Samtidig vil det i analysekapitlene fremgå at det fremdeles er mange uløste problemer knyttet til industriutslipp, bl.a. fordi stadig økende kunnskap har skapt oppmerksomhet om nye miljøproblemer som man tidligere i liten grad har rettet innsatsen mot.

Nedenfor vil kostnader og miljøeffekter ved bruken av konsesjonssystemet bli illustrert gjennom eksempler fra utredningene til DNVI-ECON.

De miljøtiltakene som konsesjonssystemet har utløst, har medført betydelige kostnader. Når det f.eks. gjelder Grenlandsområdet, er de totale brutto kostnadene til forurensningsreduserende tiltak anslått til 2,9 mrd. 1992-kroner for førstegenerasjonstiltakene (1975-87) og 1,5 mrd. kroner for annengenerasjonstiltakene (1988-92). Det aller meste av dette har gått til industritiltak, men det er også investert betydelig i kommunal sektor (henholdsvis 100 og 280 mill. kr).(DNVI-ECON 1993a)

Nytten av disse tiltakene er av mange grunner vanskelig å måle i penger (se *"Fastsettelse av de marginale miljøskadekostnadene"* i avsnitt 16.4.1 om verdsetting av miljøgoder). Et eksempel på at en slik verdsetting er gjennomført i praksis, er den omfattende betalingsvillighetsundersøkelsen av verdien av forbedret luftkvalitet i Grenland som ble gjennomført i 1982. (Det er ikke foretatt tilsvarende undersøkelser i forhold til vannkvaliteten i Grenlandsområdet.) Undersøkelsen er basert på personlige intervjuer av både et nasjonalt og et lokalt tilfeldig utvalg av befolkningen. Oppjustert til 1992-prisnivå var nedre grense for samlet betalingsvillighet 1.7 mrd. kr., mens samlede tiltakskostnader rettet mot luftutslipp i perioden 1983 – 92 er anslått til 1.2 mrd. kr.

Med forbehold om at de aktuelle anslagene er forbundet med usikkerhet, konkluderte DNVI-ECON med at:

> Vår vurdering er at innsatsen for å forbedre luftmiljøet i Grenland siden 1982 i alle fall så langt ligger innenfor folks betalingsvillighet.» (DNVI-ECON 1993a, s. 62)

Når det f.eks. gjelder treforedlingsindustrien, er kostnadene forbundet med første- og annengenerasjons konsesjonskrav anslått til hhv. 3.1 og 2.1 mrd. 1992-kroner. For annengenerasjonstiltakene gjelder tallet bare de 8 største bedriftene. I begge perioder har ca. 87 % av kostnadene gått til vanntiltak, og ca. 13 % til luftttiltak. Spesielt i første runde var hovedtyngden av tiltakene prosessomlegginger, som også har gitt betydelig effektivisering av produksjonen. Det kan derfor være vanskelig å skille ut nøyaktig hva som er nettokostnadene ved miljøtiltakene. 70-årenes teknologi bedømmes som lite konkurransedyktig i dag, uansett miljøkrav. I de siste årene har også markedets krav til miljøvennlig produserte produkter og den teknologiske utviklingen til dels innhentet de statlige kravene på noen områder. (DNVI-ECON 1993b)

De gjennomførte tiltakene har gitt reduksjoner på 80-90 % av de viktigste utslippene fra treforedling. Nedlegging av en rekke mindre bedrifter, og omlegging og lukking av produksjonsprosessene i de gjenværende anleggene er de mest sentrale tiltakene. Dette har gitt og vil fortsatt gi vesentlige forbedringer i en rekke viktige resipienter, som er aktuelle eller potensielle områder for rekreasjon og næringsvirksomhet for betydelige befolkningsgrupper. De reduserte utslippene til luft har også gitt betydelige velferds- og helsemessige forbedringer i nærmiljøene, og bidratt til redusert forsuring nasjonalt og regionalt.

Det er ikke foretatt betalingsvillighetsundersøkelser som gir grunnlag for en mer presis avveining av nytte og kostnader på dette området.

Med tanke på fremtidig virkemiddelbruk overfor treforedlingsindustrien vurderer DNVI-ECON det slik at ytterligere utslippsreduksjoner vil bli langt mer kostbare pr. enhet redusert utslipp enn tidligere, samtidig som nytten pr. redusert utslippsenhet må antas å bli lavere enn for tidligere gjennomførte miljøtiltak. Utredernes konklusjon er således at:

> Myndighetene bør derfor foreta nøye vurderinger av kostnadene ved eventuelle ytterligere utslippsreduksjoner og sammenholde disse med den forventede bedring i miljøtilstanden i den enkelte resipient.« (DNVI-ECON 1993b, s. 79)

Når det gjelder miljøtilstanden i resipientene etter at det er gjennomført betydlige utslippsreduksjoner, er det for øvrig et generelt poeng at effekten av andre utslippskomponenter kan bli tydeligere. Dette fordi et mer naturlig økosystem vil være mer følsomt for giftvirkninger m.m. enn sterkt belastede resipienter. Eventuell fremtidig kunnskap om slike forhold vil naturligvis påvirke nytte-kostnadsvurderingen av ytterligere utslippsreduksjoner.

I eksemplene ovenfor er konsesjonssystemet i første rekke vurdert i forhold til de resultater som er oppnådd gjennom den miljøpolitikken som er ført på de aktuelle området. En annen innfallsvinkel vil være å se mer teoretisk på de insentivmekanismene som ligger i et konsesjonssystem.

Som nevnt i *"Beskrivelse av det eksisterende konsesjonssystemet"* i avsnitt 21.1 ovenfor vil det være relativt nær kontakt mellom SFT og bedriftene forut for fastsettelsen av utslippskravene. Bl.a. vil dette ofte være nødvendig for at SFT skal kunne få et tilstrekkelig grunnlag for å vurdere tekniske og økonomiske forhold knyttet til de miljøtiltakene konsesjonskravene vil utløse. I denne forbindelse vil imidlertid bedriftene kunne ha et økonomisk motiv for å overdrive kostnadene og de tekniske problemene ved ulike tiltak, for på den måten å få mindre ambisiøse krav.

Dette kan til en viss grad motvirkes ved at SFT sørger for å skaffe tilstrekkelig økonomisk og teknisk kompetanse til å vurdere bedriftenes opplysninger. Andre måter for å redusere det aktuelle problemet, vil kunne være i større grad å benytte

generelle virkemidler (se bl.a. *"Generelle virkemidler"* i avsnitt 21.3.3 nedenfor) eller å kombinere konsesjonssystemet med utslippsavgifter (se *"Avgifter"* i avsnitt 21.3.1).

Styringseffektivitet

Konsesjonssystemet er i utgangpunktet et styringseffektivt virkemiddel i den forstand at det gir grunnlag for fastsettelse av konkrete og kontrollerbare krav, som er egnet til å sikre at målene faktisk blir nådd til fastsatt tid. Som det vil fremgå i gjennomgangen av de enkelte miljøpolitiske innsatsområdene nedenfor, har konsesjonssystemet medført kraftige utslippsreduksjoner og måloppnåelse på flere områder.

I den grad det er manglende etterlevelse av konsesjonenes utslippsbegrensninger, vil dette redusere konsesjonssystemets styringseffektivitet. Denne problemstillingen vil bli nærmere behandlet i *"Etterlevelse og kontroll"* i avsnitt 21.2.2 nedenfor om etterlevelse og kontroll.

Kostnadseffektivitet på tvers av kilder og sektorer

Spørsmålet om kostnadseffektivitet mellom kilder og sektorer er en hovedproblemstilling for den resipientorienterte empiriske studien av Grenlandsområdet. Grunnen til at dette området ble valgt, er at det har Norges største industrikonsentrasjon og sannsynligvis det mest komplekse utslippsbildet i landet. Samtidig er det betydelig befolkningskonsentrasjon og problemer knyttet til både lokal og regional trafikk av betydelig omfang. Hypotesen var derfor at hvis man skulle kunne finne et område der balansen i kravenes strenghet mellom de mange ulike enkeltkilder både innen industrien og i forhold til kildene i øvrige sektorer kunne være viktig, måtte det være her. Rapporten til DNVI-ECON bekrefter kompleksiteten, og understreker at bildet kompliseres ytterligere ved at samme tiltak påvirker ulike utslippskomponenter, at ulike utslipp samvirker i resipientene, og at lokaliseringen av kilder innenfor Grenlandsområdet har betydning for skadevirkningen av et gitt utslipp. Den sentrale konklusjonen er som følger:

> Sett i ettertid er det mulig at en i utgangspunktet har lagt noe for stor vekt på tiltak overfor de største punktkildene, og at tiltak overfor diffuse kilder således burde ha kommet noe før. Det kan også se ut til at enkelte tiltak overfor kommunale utslipp burde ha vært prioritert noe tidligere.
>
> Tiltak overfor veitrafikken er så langt gjennomført i svært beskjeden grad, noe som i stor grad kan skyldes mangel på effektive virkemidler på lokalt plan. Det er også trolig at tiltakskostnadene er høye i denne sektoren.
>
> En viktig målsetting for en kostnadseffektiv miljøpolitikk bør være så langt som mulig å få til en kostnadsmessig riktig rekkefølge av tiltakene overfor enkeltkildene. Mindre forskjeller i marginalkostnader vil det etter vår vurdering være umulig å unngå i praksis, rett og slett fordi det ved bygging av renseanlegg og gjennomføring av prosesstekninske tiltak ikke vil være mulig å komme frem til løsninger som på marginen har samme kostnader. Mange av kostnadskomponenetene er dessuten i utgangspunktet ukjent både for utslippskilder og myndigheter. Dette er forhold en ikke fullt ut vil kunne sikre seg imot uansett valg av virkemidler. (....)
>
> Til tross for de ovennevnte forhold synes fordelingen av utslippsreduksjonene på de enkelte sektorer og kilder i hovedsak å ha blitt foretatt på en kostnadseffektiv måte. (DNVI-ECON 1993a s. 67-68)

For så vidt gjelder transportsektoren, bør det imidlertid presiseres at opplysninger om gjennomførte og potensielle tiltak, og kostnadene ved dem, har vært relativt

vanskelig tilgjengelig, og at utrederne derfor ikke har prioritert å gå så nøye inn på dette området, som de f.eks. har gjort i forhold til industrisektoren

Under enhver omstendighet er det klart at forholdet mellom *punktkilder og diffuse kilder* er en sentral dimensjon ved virkemiddelbruken. Bl.a. fordi konsesjonssystemet har bidratt til betydelige reduksjoner i industriutslippene, betyr andre sektorer/kilder relativt sett mer enn før for den totale miljøtilstand. Det er mange grunner til at det slik sett kan ha blitt gjennomført for få tiltak overfor diffuse utslipp, som transport- og produktrelaterte utslipp og arealavrenning. Disse problemene er ofte vanskeligere å påvise, og det har tatt tid å oppnå politisk aksept for at noe må gjøres, samtidig som uavklarte ansvarsforhold mellom de ulike sektormyndighetene kan ha hatt betydning. Videre er det reguleringsteknisk enklere å forholde seg til de få, store punktutslipp enn diffuse utslipp fra mange små kilder.

En viktig komponent i kostnadseffektivitetsvurderingen er om kravene er resipientbaserte. Dette problemet er diskutert i detalj i evalueringen av treforedlingsbransjen (DNVI-ECON 1993b), og konklusjonene er relativt klare. I førstegenerasjonsrunden ble det lagt til grunn generelle bransjekrav som i stor grad ga seg selv. Situasjonen var uakseptabel i samtlige resipienter, og tiltakene åpenbart påkrevd i alle. Det forelå på dette tidspunktet lite informasjon om resipientenes tåleevne m.m. Det ble likevel gjort noen individuelle tilpasninger ut fra bedriftenes økonomi og resipientforhold.

Annengenerasjonstiltakene er på en langt mer eksplisitt måte fastsatt ut fra konkrete og individuelle resipientvurderinger. Grunnlaget for dette har bl.a. vært de undersøkelser om virkningen av de første tiltakene som bedriftene har vært pålagt å utføre. Det er i dag klare forskjeller mellom kravene til ulike bedrifter med samme utslipp som er begrunnet ut fra resipienthensyn, og ikke i bedriftenes økonomi eller andre forhold. På vannsiden gjelder dette klarest for organisk materiale og næringssalter. For klorerte organiske forbindelser (AO_x), som har miljøgiftkarakter, er kravene mer like som følge av en uttrykt målsetting om utfasing på sikt. På luftsiden er det satt krav til utslipp av SO_2 , lukt og støy som helt klart er begrunnet ut fra lokale forhold.

I vurderingen ovenfor av konsesjonssystemets kostnadseffektivitet er det først og fremst fokusert på lokale miljøproblemer. Dette har sammenheng med at lokale problemer i stor grad har vært dimensjonerende for de utslippskravene industrien har blitt pålagt. I den grad bedriftene har utslipp som bare har regionale eller globale miljøeffekter, vil kostnadseffektivitetsvurderingene få et noe annet preg, fordi det er flere aktører som bidrar til problemet, slik at kostnadseffektivitet på tvers av kilder blir økonomisk sett viktigere. Samtidig er det ikke nødvendig å finjustere virkemiddelbruken i forhold til lokale resipientforhold. Dette tilsier at generelle virkemidler er å foretrekke fremfor bruk av konsesjonssystemet. Der hvor det av praktiske grunner likevel er aktuelt å benytte konsesjonssystemet overfor regionale og globale miljøproblemer, må kravene til den enkelte virksomhet sees i sammenheng med de virkemidler som rettes mot andre kilder til samme problem. Tiltaksanalyser kan være et nyttig hjelpemiddel i denne sammenheng (se *"Tiltaksanalyser"* i avsnitt 16.5). Et eksempel på dette er den gjennomførte tiltaksanalysen i forhold til utslipp av næringssalter til Nordsjøområdet, jf. *"Overgjødsling"* i kapittel 23 om overgjødsling.

Kostnadseffektivitet i den nærmere utformingen av konsesjonskravene

DNVI-ECON vurderer det som en svakhet ved utformingen av konsesjonene at de i for stor grad inneholder konkrete teknologikrav. I treforedlingsstudien heter det bl.a.:

> SFT har ved gjennomføringen av annen-generasjonstiltakene ønsket å gå bort fra å stille krav om tekniske løsninger etc. Til tross for dette spesifiserer konsesjonsdokumentene i langt større grad enn tidligere krav til tekniske løsninger, som riktignok i de fleste tilfeller ser ut til å være satt i forståelse med bedriften. Bedriftene hevder at de idag har frihet til å velge løsninger. Riktignok må disse endelig godkjennes av SFT. (DNVI-ECON 1993b, s. 74)

Et hovedpoeng i teorigjennomgangen i del V er at kravene til en forurensende aktør må stilles slik at de knyttes mest mulig direkte opp til det forholdet som skaper det egentlige problemet i resipienten. Unødvendige bindinger på en bedrifts tilpasning vil kunne innebære unødig høye kostnader for å nå en gitt miljøkvalitet. Ut fra dette hensynet er utvalget av den oppfatning at bruk av bestemte teknologikrav i størst mulig grad bør unngås. SFT har for øvrig overfor utvalget gitt uttrykk for at denne målsettingen nå legges til grunn i forbindelse med fastsettelsen av nye konsesjonsvilkår.

Det i praksis viktigste alternativet til teknologikrav er å begrense reguleringen til utslippskrav. Andre alternativer kan bl.a. være å knytte reguleringen til miljøkvaliteten eller innsatsfaktorer i produksjonsprosessen. I *"Virkemiddelbruk når det er vanskelig å måle utslipp"* i avsnitt 16.3.2 er det gitt en teoretisk vurdering av de aktuelle alternativene, mens utvalget i *"Virkemidlene bør rettes mest mulig direkte mot miljøproblemene"* i avsnitt 30.1 kommer nærmere tilbake til hvilke faktiske forutsetninger som må være oppfylt for at ulike virkemiddelutforminger skal kunne benyttes. Der fremgår det bl.a. i *"Bestemte tiltak"* i avsnitt 30.1.4 at det i enkelte tilfeller kan være nødvendig å knytte virkemidlene til bestemte miljøtiltak, fordi det i liten grad finnes gode alternativer.

En begrensning i bruken av utslippsgrenser er at det med eksisterende målemetoder ikke kan foretas tilstrekkelig sikre og kontrollerbare målinger av utslippene innenfor rimelige kostnadsrammer. Det er derfor behov for teknologiutvikling på dette området.

I *"Miljøkvalitetsnormer"* i avsnitt 21.3.5 nedenfor er det for øvrig en egen drøfting av ønskeligheten av og mulighetene for i større grad å benytte miljøkvalitetskrav.

Selv om teknologikrav erstattes av utslippskrav, betyr ikke det at forurensningsmyndighetene forut for konsesjonsvedtak helt kan unnlate å gå inn på aktuelle teknologiske løsninger. Dette bl.a. fordi kostnadene ved de ulike miljøtiltakene, vil være et relevant moment i den nytte-kostnadsvurderingen som ligger til grunn for fastsettelsen av utslippsgrensene.

Som det er redegjort for i *"Måleproblemer og andre egenskaper ved kildene som påvirker valg av virkemidler"* i avsnitt 16.4.4, har regulering av bedriftenes produksjonsnivå dårlige effektivitetsegenskaper. Utvalget er derfor av den oppfatning at forurensningsmyndighetene bør unnlate å knytte konsesjonsvilkårene til produksjonsmengden.

Ikke bare valget av reguleringsmåte, men også den nærmere utformingen av konsesjonsvilkårene, bør tilpasses ønskeligheten av at virkemidlene bør knyttes mest mulig direkte opp mot de forholdene som skaper miljøproblemene. Spesielt viktig i forhold til praktiseringen av konsesjonssystemet er det at formuleringen av utslippsgrensene tilpasses miljøkonsekvensene, bl.a. slik at konsesjonsvilkårene reflekterer i hvilken grad det er akkumulerte utslipp eller utslippenes umiddelbare effekter som er av betydning. Hvordan utslippsgrensene i praksis kan formuleres for å ivareta slike hensyn er beskrevet i *"Utformingen av utslippstillatelsene"* i avsnitt 21.1.3 ovenfor. For enkelte stoffer hvor fordelingen av utslipp over tid er mindre viktig, er det f.eks. etablert en praksis med utslippskrav i form av kontinuerlige fly-

tende 12-måneders middelverdier. I den grad det er uproblematisk i forhold til miljøkonsekvensene, kunne man tenke seg en utvidelse av denne ordningen ved f.eks. å benytte flytende 24-måneders middelverdier.

Hvilke deler av virksomhetene utslippsbegrensningene fastsettes for kan også være av betydning for aktørenes fleksibilitet. Dersom en virksomhet bare har ett utslippspunkt til hver av resipientene (luft, vann og jord), er ikke denne problemstillingen aktuell. Hvis det derimot er flere utslipp til hver resipient, tilsier kostnadseffektivitetshensyn at utslippsbegrensningene knyttes til det totale utslippet. I utformingen av konsesjonene må det imidlertid også tas hensyn til utslippsstedets eventuelle betydning for miljøkonsekvensene. Videre må kontrollmulighetene ivaretas. Hvilken reguleringsmåte som er å foretrekke, vil således kunne være forskjellig for ulike utslippskomponenter.

Hva som skal anses som én virksomhet, kan være et definisjonsspørsmål i tilfeller hvor det er flere bedriftsenheter på samme område under samme eier. Dersom sammenhengene mellom enhetene gjør det mulig å betrakte dem under ett, vil felles utslippskrav kunne være gunstig med tanke på fleksibilitet og kostnadseffektivitet.

Selv om det dreier seg om forskjellige virksomheter, vil det for øvrig innenfor rammen av konsesjonssystemet kunne tenkes konstruksjoner som gjør at utslipp fra virksomhetene kan sees under ett. Dette kan i prinsippet skje ved at det i den enkelte utslippstillatelse tas inn en bestemmelse om at utslippsgrensen kan overskrides i den utstrekning det dokumenteres tilsvarende reduksjon i utslippene i en annen virksomhet. Forutsetningen er at det dreier seg om utslippskomponenter hvor det ikke har miljøkonsekvenser av betydning om utslippet skjer det ene eller andre stedet. Av hensyn til praktisk gjennomførbarhet vil slike ordninger i første rekke være aktuelle for virksomheter under samme eierforhold, f.eks. et konsern. Tanken her er altså at utslippene kan varieres mellom enhetene innenfor en gruppe av bedrifter som har felles, overordnet ledelse. De juridiske ansvarsforholdene ved slike ordninger må imidlertid klargjøres nærmere. Administrasjons- og kontrollhensyn setter dessuten grenser for denne type fleksibilitet i konsesjonsvilkårene. Ønsket om å etablere muligheter for overføring av utslippsrettigheter mellom ulike virksomheter vil på denne bakgrunn raskt kunne overskride rammene for konsesjonsordningen, og dermed kreve egne systemer for omsettelige kvoter, se *"Omsettelige utslippskvoter"* i avsnitt 21.3.2 nedenfor.

For øvrig kan internasjonale rammebetingelser ha betydning for utformingen av konsesjonskravene. Gjennom EØS-avtalen setter f.eks. EUs regelverk rammer for reguleringen av industriforurensninger. Av interesse i denne sammenheng er bl.a. det pågående arbeidet med et rammedirektiv for industriutslipp (IPC-direktivet), som er nærmere beskrevet i avsnitt. 9.1 i del III om internasjonale rammebetingelser.

Insentiver til utslipps- og kostnadsreduksjon over tid

En hovedinnvending mot konsesjonssystemet er at det ikke gir de rette insentiver til å redusere tiltakskostnader og utslipp over tid (dynamisk effektivitet). Dagens ordning inneholder likevel mekanismer som gir insentiver til utslippsreduksjoner.

Det er i dag vanlig praksis å pålegge de store industrikildene å utrede både tilstand og utvikling i resipientene, og metoder og kostnader ved noen alternativer for ytterligere utslippsreduksjon.

Krav om utredninger av ytterligere tiltak for å nå gitte mål for utslippsreduksjoner, sikrer en viss dynamikk i konsesjonssystemet og bidrar dessuten til å klargjøre for bedriften hva som er de mer langsiktige rammebetingelsene. Som ved fastsettelsen av utslippsgrensene, kan bedriftene i forbindelse med utredningene ha insenti-

ver til å overdrive kostnadene ved miljøtiltakene og undervurdere de tekniske mulighetene. At forurensningsmyndighetene vil være klar over og forholde seg til dette, vil til en viss grad kunne motvirke slike forhold.

I forhold til fastsatte utslippskrav, vil bedriftene for øvrig ha insentiver til å gjennomføre tiltak som reduserer kostnadene ved å overholde kravene.

Andre dynamiske elementer er profittmotivert utvikling av miljøvennlige produksjonsprosesser fra andre enn de forurensende aktørene og det forhold at miljøvennlige produksjonsprosesser og produkter kan utgjøre et konkurransefortrinn i markedsføringen. Når det gjelder insentivene i markedet, er det av betydning at den nye børsforskriften (fastsatt av Finansdepartementet 17. januar 1994 i henhold til børsloven) i § 6-4 bestemmer at det i årsoppgjøret bl.a. skal gis en kvalitativ vurdering av selskapenes miljøprofil. Av markedsmessig betydning er også systemet for positiv miljømerking, som vil kunne legge forholdene til rette for at forbrukerne kan ta miljøhensyn i sine innkjøp.

De eksisterende insentivene til utslippsreduksjoner sikrer ikke at utslippsnivåene vil samsvare med det de rette insentivene ville ha gitt. Eventuell skjerping av utslippstillatelsene må på vanlig måte baseres på avveininger av nytte og kostnader.

21.2.2 Etterlevelse og kontroll

Som redegjort for i *"Oppfølging og kontroll av konsesjonene"* i avsnitt 21.1.4 gjennomfører SFT regelmessige kontroller av i hvilken utstrekning industrien overholder sine utslippstillatelser. I SFTs registrering av antall overtredelser ble bruddene før 1991 plassert i de to kategoriene større og mindre brudd.

I 1990 var det 261 inspiserte bedrifter, hvorav 53 % hadde mindre brudd på utslippstillatelsen, mens 13 % hadde store brudd. I perioden 1985-1990 var det en økning på 23 % i antall bedrifter hvor det ble registrert overtredelser. Imidlertid har andelen bedrifter med større brudd holdt seg relativt konstant på mellom 10 og 15 % i hele perioden.

Av SFTs retningslinjer fra 1991 fremgår at overtredelser av bedriftenes utslippstillatelser heretter skal inndeles i de tre kategoriene «brudd», «betydelige brudd» og «brudd som vurderes politianmeldt». I 1992 gjennomførte SFT inspeksjoner av 268 bedrifter. Av disse var det 28 % som overholdt utslippstillatelsen, 58 % hadde overtredelser i kategorien «brudd», 11,5 % hadde brudd som ble karakterisert som betydelige og 2 % hadde brudd som ble vurdert politianmeldt. Hovedårsaken til overtredelsene er forskjellige former for uaktsomhet; bl.a. mangelfull utførelse av arbeidsoperasjoner på grunn av dårlig opplæring, svakheter ved arbeidsrutiner og uklare ansvarsforhold. (Ness 1993).

På bakgrunn av opplysningene ovenfor må det sies å være en uakseptabel høy andel brudd på utslippstillatelsene. Økningen i registrerte overtredelser må imidlertid til en viss grad sees i lys av at SFTs kontroller etter hvert har blitt mer omfattende, og at konsesjonsvilkårene har blitt skjerpet. Videre må det i vurderingen av tallmaterialet tas hensyn til at antatte problembedrifter er overrepresentert, fordi slike bedrifter er prioritert for kontroll. Likevel bør det iverksettes tiltak for å øke etterlevelsen. På bakgrunn av at andelen brudd som vurders politianmeldt er vesentlig laverer enn andelen overtredelser som karakteriseres som betydelige, virker det fornuftig å vurdere å senke terskelen for politianmeldelser noe. Dette vil kunne ha en preventiv effekt.

For øvrig har utvalget i *"Forutsetningen om at miljøreguleringene etterleves"* i kapittel 17 gitt en generell redegjørelse for hvilke forhold som er av betydning for etterlevelsen. Oppdagelsesrisikoen er viktig i denne sammenheng. For konsesjons-

systemet betyr dette bl.a. at det er ønskelig å utvikle mest mulig sikre og kontrollerbare metoder for måling av utslipp.

Når det gjelder sanksjonssystemet ved overtredelser, peker Treforedlingsstudien på følgende dilemma:

> På den ene siden må myndighetene markere avvik fra konsesjonskravene når man får kjennskap til slike, samtidig som man skal stimulere bedriftene til å rapportere avvik og til å gjennomføre tiltak og innføre systemer for å unngå liknende forhold i fremtiden. For strenge reaksjoner kan føre til at bedriftene unnlater å rapportere avvik, og til at uheldige forhold holdes skjult. (DNVI-ECON 1993b, s. 76)

Utvalget ser det ikke som sin oppgave å gå inn på en grundig analyse av reaksjonssystemet, men påpeker at man ikke uten videre kan la være å reagere på et forhold fordi om overtrederen avgir rapport om det. Samtidig er det klart at en slik erkjennelse kan være en formildende omstendighet. For øvrig vil utvikling og bruk av metoder for kontinuerlige utslippsmålinger redusere denne typen dilemma både for bedriftene og myndighetene.

I Grenlandsstudien har utrederne følgende synspunkter på gjennomføringen av forurensningsmyndighetenes kontroller:

> Ut fra erfaringene i Grenland synes det som det ennå står endel igjen før SFTs kontrollvirksomhet har funnet en hensiktsmessig form på alle områder. Etaten har som mål å komme bort fra detaljkontroll og over til systemkontroll, hvor en i større grad kontrollerer bedriftens organisering og rutiner mht. miljøarbeid. Det er gjort endel på dette felt, men de fleste bedrifter mener at SFT fremdeles i stor grad er opptatt av detaljforhold. Systemrevisjoner vil sannsynligvis være til langt større nytte for bedriftene i deres daglige arbeid med å redusere utslippene enn de kontroller de hittil har hatt. (DNVI-ECON 1993a, s. 46)

Den utviklingen i retning av systemkontroll som her skisseres er i tråd med internkontrollforskriften, som trådte i kraft i 1992, og den omleggingen av kontrollene forurensningsmyndighetene er i gang med. Utvalget er enig i at hovedvekten i kontrollvirksomheten bør legges på systemkontroller basert på bedriftenes organisering av egenkontrollen.

21.2.3 Behovet for langsiktige rammebetingelser

På bakgrunn av intervjuer med bedrifter i Grenlandsområdet heter det i Grenlandsstudien:

> Endel bedrifter mener de idag får for uklare og for lite konkrete signaler fra SFT om den langsiktige utviklingen av konsesjonskravene. SFT gir ifølge disse bedriftene ofte uttrykk for at halvering av utslippene vil være et mål på sikt, uten at dette blir nærmere begrunnet eller presisert. Disse bedriftene savner litt mer perspektiv på fremtiden fra SFTs side, som kan danne grunnlag for den langsiktige planleggingen. Andre bedrifter mener de idag får tilstrekkelig klare rammer og signaler fra SFT om den fremtidige utviklingen til å kunne planlegge på 5-10 års sikt. (DNVI-ECON 1993a, s. 43)

Det er klart at det for bedriftene er ønskelig med mest mulig langsiktige og stabile rammebetingelser. Imidlertid må man i dag se det slik at hensynet til miljøet er en uungåelig rammebetingelse for bedriftenes virksomhet. Denne rammebetingelsen endres nødvendigvis dersom det f.eks. fremkommer opplysninger om at en bedrifts forurensninger har mer alvorlige miljøkonsekvenser enn opprinnelig antatt. Også

internasjonale forpliktelser, f.eks. nye EU-direktiv, kan nødvendiggjøre skjerping av utslippskravene. Det er således nødvendig å opprettholde den adgang til å endre utslippstillatelsene som forurensningslovens § 18 åpner for. Om det er riktig å benytte omgjøringsadgangen, vil avhenge av en konkret vurdering. I denne vurderingen må det i tillegg til miljøhensynene legges vekt på bedriftens behov for stabile rammebetingelser og at bedriften ved eventuelle endringer kan ha behov for en viss omstillingstid.

Det er for øvrig klart at miljøproblemets karakter vil være av betydning for mulighetene for å operere med stabile og langsiktige rammebetingelser. I praksis er det f.eks. enklere for myndighetene å gi langsiktige signaler vedrørende utformingen av virkemidlene i klimapolitikken, enn når det gjelder virkemiddelbruken stilt overfor en plutselig oppdagelse av miljøgiftsutslipp med alvorlige skadevirkninger, som f.eks. dioksinutslippene fra magnesiumfabrikken på Herøya.

Også utviklingen av ny teknologi kan tilsi endrede rammebetingelser for bedriftene. Grunnen er at nytte-kostnadsvurderingen av utslippsgrensene vil kunne falle annerledes ut sett i forhold til ny og mer effektiv miljøteknologi, enn i forhold til kjent teknologi da utslippstillatelsen ble fastsatt. Dette betyr selvfølgelig ikke at ny teknologi uten videre bør gi grunnlag for strengere krav til bedriftene. Miljøpolitikken må ta hensyn til bedriftenes behov for at utstyr som det investeres i, får en viss levetid før det utrangeres. Igjen må det altså foretas en konkret avveining av fordeler og ulemper før det kan tas stilling til om utslippsvilkårene bør endres.

De fleste endringene av utslippstillatelsene er mindre endringer i bedriftens favør (ca. 90 pr. år), slik som fristutsettelser og godkjennelser av økt produksjonskapasitet eller prosessendringer. Det er forholdsvis sjelden utslippstillatelser omgjøres i bedriftens disfavør før konsesjonsperioden på 10 år er utløpt, selv om det er eksempler på dette. En annen sak er at det i praksis gjerne vil være innebygd en dynamikk i utslippstillatelsene, ved at det stilles krav om at bedriften skal utrede mulighetene for ytterligere utslippsreduksjoner ned til et visst nivå innen en viss frist. Samtidig forutsettes at utslippsgrensene justeres i takt med at man finner frem til realistiske nye tiltak. Denne ordningen tydeliggjør for bedriften utviklingen i fremtidige utslippskrav.

For øvrig vil utvalget understreke at den langsiktige rammebetingelsen for bedriftene når det gjelder forurensningskontroll, etter alt å dømme vil være at kravene vil bli gradvis skjerpet i takt med teknologiutviklingen og økt innsikt i miljøproblemene. Utvalget vil også påpeke at denne utviklingen ikke bare drives frem av nasjonale krav, men også i stadig større grad av internasjonale krav og signaler fra opinionen via markedet.

For å unngå feilinvesteringer bør bedriftene derfor holde seg løpende oppdatert om utviklingen av miljøteknologi i egen bransje. Det bør dessuten etter utvalgets oppfatning være en oppgave for miljømyndighetene å tilby informasjon til næringslivet om internasjonale trender på miljøområdet.

21.2.4 Konkurransevridning

Innledningsvis presiseres at like miljøkrav til alle virksomheter i samme bransje ikke nødvendigvis er ønskelig fra et miljøvernsynspunkt. Dette skyldes at utslippenes miljøkonsekvenser kan variere fra sted til sted, og at slike forskjeller i resipientforholdene bør avspeiles i konkurransevilkårene. Ulikheter i konkurranseforholdene i samsvar med variasjoner i miljøvirkningene er det ikke naturlig å betrakte som konkurransevridninger i vanlig forstand.

Videre vil betydningen av virkemidlenes konkurransevridende effekt være av forskjellig art i forhold til lokale miljøkonsekvenser på den ene siden og regionale/

globale effekter på den annen. I forhold til regionale/globale miljøproblemer vil virkemidlenes miljøeffekt kunne undermineres dersom forurensende virksomheter flyttes til land med lite ambisiøse miljøkrav. Når det derimot gjelder lokale miljøproblemer, vil miljøkvalitetskrav for lokale resipienter i første rekke innebære rammebetingelser for en effektiv bruk av landets produktive ressurser.

Vedrørende konkurransevridninger *mellom norske treforedlingsbedrifter* heter det i Treforedlingsstudien:

> Bedriftene har hatt og har forskjellige nivå på sine miljøkrav. Dette har i noen grad også påført bedriftene forskjellige kostnader ved gjennomføringen av miljøtiltakene. Vi har best oversikt over dette for annen-generasjonstiltakenes del, og disse tallene tyder ikke på at kostnadsforskjellene er så store at det skulle ført til store konkurransevridninger mellom de bedrifter som antas å konkurreere i de samme markeder. Det har gjennom vår kontakt med bedriftene heller ikke framkommet synspunkter som tyder på at miljøkravene har ført til konkurransemessige vridninger mellom de norske bedriftene. (DNVI-ECON, 1993b, s. 55)

Utredernes konklusjon er omtrent den samme når det gjelder konkurransevridninger *mellom norsk treforedlingsindustri og utenlandske konkurrenter*:

> Gjennomgangen kan tyde på at norske treforedlingsbedrifter ikke har hatt noen konkurransemessige ulemper i forhold til sine europeiske konkurrenter. Når en i tillegg tar i betraktning at i alle fall svenske bedrifter fikk utslippskrav på et tidligere tidspunkt enn sine norske konkurrenter forsterkes dette inntrykket ytterligere. (DNVI-ECON, 1993b, s. 55)

Utrederne tar imidlertid forbehold om at bedrifter i konkurrentland kan ha fått høyere statlig støtte til gjennomføring av førstegenerasjonstiltakene enn norske treforedlingsbedrifter.

I Grenlandsstudien oppsummeres bedriftenes syn på internasjonale konkurransevridninger på denne måten:

> De fleste av bedriftene i Grenland hevder at de norske miljøkravene er relativt strenge sammenliknet med de fleste utenlandske konkurrenter, og at de norske bedriftene i mange tilfelle ligger på topp i utslippsreduksjoner. Til tross for dette mener bedriftene idag at miljøkravene ikke virker konkurransevridende. Enkelte hevder at kravene tidligere har virket noe konkurransevridende, men at utenlandske konkurrenter etterhvert har fått like strenge krav. (DNVI-ECON, 1993a, s. 47)

Ulemper ved å ha strengere miljøkrav enn konkurrentene, vil kunne være at man må sørge for forskning, utvikling og utprøving av nye løsninger, at man kan lide rentetap ved å fremskynde investeringer, samt andre kostnader ved utslippsreduksjonen. Det kan imidlertid også være slik at strenge miljøkrav senere viser seg å utgjøre en konkurransefordel, fordi man på et tidligere tidspunkt enn konkurrentene kom i gang med den nødvendige tilpasningen til fremtidige rammebetingelser for produksjonen. Et moment i denne sammenheng vil være at når man i alle fall står ovenfor prosessomlegninger, vil det ikke nødvendigvis medføre nevneverdige økninger i investeringsbehovet at man legger inn miljøhensyn som en premiss for omlegningen. Mer kostnadskrevende kan det være hvis det i ettertid skal iverksettes utslippsreduserende tiltak, særlig dersom deler av produksjonsutstyret må skiftes ut før det har nådd normal teknisk-økonomisk levetid. En fordel ved å ligge i forkant av utviklingen av miljøteknologi kan være inntekter ved salg av ny teknologi.

21.2.5 Administrasjonskostnader

Med administrasjonskostnader menes både offentlige myndigheters og private aktørers kostnader. Her vil det for øvrig kunne være en sammenheng. Tidkrevende og omfattende saksbehandling vil f.eks. oftest være kostnadskrevende både for det offentlige og de private.

All virkemiddelbruk vil medføre administrasjonskostnader. Det mest interessante vil derfor ikke være å vurdere det enkelte virkemidlets administrasjonskostnader isolert, men å sammenligne administrasjonskostnadene for alternative virkemidler.

Integrert forurensningskontroll

I Norge har det siden forurensningslovens ikratftreden i hovedsak vært tilstrekkelig for bedriftene å innhente én utslippstillatelse, som omfatter både forurensninger av vann, luft og jord, støy og avfallsbehandling. (For behandling av en del avfall er det imidlertid også nødvendig med tillatelse fra fylkesmannen.) En slik ordning har internasjonalt fått betegnelsen «Integrated Pollution Control» (integrert forurensningskontroll). For mange land har regelverket vært oppsplittet slik at det har vært nødvendig for bedriftene å innhente flere tillatelser fra forskjellige myndigheter. Man har imidlertid stort sett hatt dårlige erfaringer med dette. Som det fremgår i del IV om virkemiddelbruken i andre land, er derfor den internasjonale trenden klart i favør av integrert forurensningskontroll. De norske erfaringene med denne ordningen må da også kunne sies å være gode. Både for bedriftene og myndighetene er det administrative fordeler med å kunne nøye seg med en konsesjonsbehandling. I tillegg legger integrert forurensningskontroll forholdene til rette for en helhetlig vurdering av bedriftenes utslipp og avfallsproblemer. Et eksempel på behovet for dette er at rensetiltak kan medføre at et utslippsproblem forvandles til et avfallsproblem.

Saksbehandling og kontrollvirksomhet

I SFT er det ca. 20 årsverk knyttet til konsesjonsbehandlingen av industriutslipp.

Som det er redegjort for i *"Saksbehandlingen forut for konsesjonsvedtaket"* i avsnitt 21.1.2, er saksbehandlingen forut for et konsesjonsvedtak relativt omfattende. Dette har sin bakgrunn i at det er nødvendig å innhente informasjon fra mange kilder for å ha et betryggende beslutningsgrunnlag, i tillegg til at det anses som verdifullt i seg selv at berørte parter får anledning til medvirke i beslutningsprosessen.

For bedriftene vil spesielt *saksbehandlingstiden* kunne være en viktig faktor. I forhold til saksbehandlingstidens betydning er det nødvendig å skille mellom søknader om nyetableringer og utvidelser av produksjonen på den ene siden og fornyelser av eksisterende utslippstillatelser på den andre. Det er spesielt de førstnevnte søknadene det kan haste med for bedriftene. Når det gjelder de sistnevnte søknadene, kan bedriftene ha incentiver i retning av å forsinke saksbehandlingen, fordi dette i realiteten kan medføre utsettelser av nye og strengere krav.

Næringslivets Hovedorganisasjon (NHO) har i rapporten «Noen sentrale utfordringer for norsk miljøforvaltning – behandlingen av industriens utslippssøknader» (1992) kartlagt saksbehandlingstiden for SFTs behandling av utslippskonsesjoner. Det viste seg at i perioden 1988-1990 var den gjennomsnittlige saksbehandlingstiden 21 måneder for bedrifter i kontrollklasse 1, som har de mest omfattende utslippsproblemene, og 10 måneder i kontrollklasse 4. Saker som angikk nyetableringer eller produksjonsutvidelser, ble imidlertid behandlet noe raskere – spesielt gjaldt dette bedriftene i klasse 3 og 4.

I tillegg til SFTs søknadsbehandling kommer eventuell klagebehandling i Miljøverndepartementet. For sakene påklaget i perioden 1988-1990 tok klageforbederdelsene i SFT og klagebehandlingen i Miljøverdepartementet tilsammen fra 1/2 til vel 1 år avhengig av kontrollklasse.

Etter at NHO gjorde denne undersøkelsen har saksbehandlingstiden gått ned både i SFT og Miljøverndepartementet. Den gjennomsnittlige saksbehandlingstiden i SFT var ca. 10 måneder for søknader som kom inn i 1992, mens målsettingen er å komme ned i 9 måneder. For klager avgjort i 1993 hadde Miljøverndepartementet en gjennomsnittlig behandlingstid på 5,75 måneder, og har i budsjettet oppgitt 3 måneder som målsetting for denne delen av saksbehandlingen.

Utvalget understreker viktigheten av at saksbehandlingstiden kommer ned på et nivå som samsvarer med de målsettinger som er fastsatt. Dette er viktig både i forhold til bedrifter i Norge og av betydning for kunne tiltrekke seg utenlandske investeringer. Samtidig er utvalget klar over at hensynet til forsvarlig saksbehandling, som bl.a. innebærer at berørte interesser skal få anledning til å uttale seg, setter grenser for hvor kort saksbehandlingstiden kan bli. I *"Behandlingen av søknaden om utslippskonsesjon"* i avsnitt 21.1.2.2 ovenfor er det redegjort for de nødvendige trinn i saksbehandlingen, og for hvordan prosedyrene kan forenkles under nærmere bestemte forutsetninger. Når det ikke er grunnlag for forenklinger, vil SFTs konsesjonsbehandling etter gjeldende saksbehandlingsregler vanskelig kunne ta mindre enn 6 måneder.

Effektiviseringen av saksbehandlingen må ikke medføre at beslutningsgrunnlaget blir mangelfullt eller at berørte interessers behov for medvirkning tilsidesettes. Utvalget understreker imidlertid at omfanget av saksbehandlingen må tilpasses behovene i det enkelte tilfelle, slik forskrift om saksbehandlingen etter forurensningsloven legger opp til.

Utvalget har diskutert hvorvidt søknader om endringer av utslippstillatelsen som er klart uten negative miljømessige konsekvenser, kan omgjøres til orienteringsssaker hvor bedriften bare har plikt til å gi melding til SFT. Dette kunne f.eks. være aktuelt i tilfeller hvor det var fastsatt teknologikrav i utslippstillatelsen, og bedriften ønsket å foreta teknologiendringer som ikke ville medføre økning i utslippene. Ifølge SFT er denne type saker allerede gjenstand for en forenklet saksbehandling. Utvalget har således lagt til grunn at ut fra dagens praksis vil innføring av en meldeplikt neppe kunne redusere saksbehandlingstiden i særlig grad. Skulle det likevel vise seg at dette er et problem, mener utvalget at miljøvernmyndighetene bør vurdere om nærmere spesifiserte, mindre endringer i utslippstillatelsen kan omgjøres til orienteringssaker hvor bedriftene bare har plikt til å gi melding til SFT. SFT bør likevel ha rett til å kreve konsesjonsbehandling innen en nærmere angitt tidsfrist.

Utvalget påpeker at i tillegg til effektiv koordinering og saksbehandling på myndighetssiden, er det avgjørende for saksbehandlingstiden at bedriftene så tidlig som mulig fremkommer med alle relevante opplysninger, og dessuten responderer raskt på henvendelser fra myndighetene i forbindelse med saksbehandlingen.

Kontrollen av om utslippstillatelsene overholdes er det redegjort for i relasjon til hva som kan gjøres for å oppnå etterlevelse (se *"Etterlevelse og kontroll"* i avsnitt 21.2.2), men kontrollvirksomheten må også ses som en del av administrasjonskostnadene. I SFT er ca. 20 årsverk knyttet til kontroll av forurensning fra bedrifter. Dette omfatter imidlertid ikke bare kontroller av utslippstillatelser, men også kontroll av at forskriftsbestemmelser overholdes.

21.3 MULIGE ALTERNATIVER TIL DAGENS KONSESJONSSYSTEM

På bakgrunn av bl.a. vurderingene i *"Bakgrunn for valg av virkemidler"* i kap. 1.3, vil utvalget nedenfor gjennomgå ulike virkemiddelutforminger som kan tenkes å erstatte eller supplere konsesjonssystemet.

21.3.1 Avgifter

Sammenlignet med konsesjonssystemet vil utslippsavgifter i prinsippet bl.a. kunne gi riktigere insentiver til utslippsreduksjoner over tid (dynamisk effektivitet) og i større grad gi insentiver til at aktørene utnytter egen kunnskap om aktuelle miljøtiltak (slik at betydningen av myndighetenes manglende informasjon om tiltakskostnadene reduseres).

Problemet med å erstatte konsesjonsregulering med utslippsavgifter er imidlertid at konsesjonssystemet i første rekke retter seg mot relativt store utslippskilder, som bidrar til lokale miljøproblemer, og at hensynet til styringseffektivitet således er av vesentlig betydning. Som redegjort for i del V vil dette trekke i retning av at direkte regulering har fortrinn fremfor avgifter. I tillegg kommer at behovet for lokaltilpasning medfører at det i stor utstrekning vil være nødvendig med enkeltsaksbehandling. Dette vil komplisere bruken av utslippsavgifter. På denne bakgrunn er det utvalgets oppfatning at det i forhold til konsesjonsbelagte utslipp som har lokale miljøvirkninger, er lite aktuelt å erstatte konsesjonssystemet med utslippsavgifter. Dette er for øvrig i samsvar med Miljøavgiftsutvalgets vurderinger (NOU 1992: 3).

Situasjonen er en annen for utslipp som i første rekke har globale eller regionale miljøkonsekvenser. I tillegg til mindre behov for lokaltilpasning, vil avgifters gunstige egenskaper med tanke på kostnadseffektivitet på tvers av utslippskilder være av relativt sett større betydning fordi det i forhold til globale og regionale miljøproblemer dreier seg om mange utslipp til samme resipient. De viktige eksemplene på denne typen utslipp er klimagassutslippene (særlig CO_2 -utslippene) og deler av SO_2 - og NO_X -utslippene. Når det gjelder CO_2 - og SO_2 -utslippene fra bruk av fossilt brensel til energiformål, benyttes det allerede produktavgifter, som er slik utformet at de langt på vei fungerer som utslippsavgifter (se *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 og *"Klimaendringer"* i 26 nedenfor). Av denne typen utslipp er det derfor i første rekke i forhold til NO_X -utslippene at det vil kunne være aktuelt med utslippsavgifter (se nærmere om dette i avsnitt 25).

Selv om det for utslipp med lokale miljøkonsekenser ikke er aktuelt å erstatte konsesjonssystemet med utslippsavgifter, er det av interesse å undersøke om slike avgifter kan supplere konsesjonsreguleringen på en hensiktsmessig måte. Miljøavgiftsutvalgets konklusjon var at det i utgangspunktet ville være fordelaktig å knytte avgifter til konsesjonenes utslippsgrenser på den måten at avgiftenes størrelse er bestemt av hvor mye forurenserne har tillatelse til å slippe ut. (NOU 1992: 3, s. 112)

Avgift på konsesjonsgitte utslipp kan utformes på flere måter. En mulighet er at det for hvert stoff fastsettes en generell avgift pr. utslippsenhet opp til utslippsgrensen. Alternativet er en avgift som er tilpasset lokale resipientforhold, slik at avgiften kan fastsettes i forhold til de lokale miljøskadene. Den sistnevnte løsningen vil kunne gi de riktigste insentivene, men må avveies mot økningene i administrasjonskostnadene ved at avgiften må fastsettes i forhold til den enkelte virksomhet, noe som bl.a. medfører at avgiftsfastsettelsen må anses som et enkeltvedtak med de konsekvenser det har for saksbehandlingen (se *"Anvendelsen av forvaltningslovens saksbehandlingsregler på fastsettelsen av miljøavgifter."* i avsnitt 6.6.4). Om det bør benyttes generelle eller individuelle avgifter, må vurderes i forhold til de enkelte utslippskomponenter, fordi betydningen av lokaltilpasning vil kunne variere.

Utvalget er enig i at en avgift på utslippsgrensene kan ha gunstige egenskaper ved at bedriftene motiveres til å søke om lave utslippsgrenser. Dette fører til at bedriftene avslører sine reelle tiltakskostnader, noe som er gunstig med tanke på dynamisk effektivitet. Utvalget vil imidlertid påpeke at i situasjoner der myndighetene har dårligere informasjon om rensekostnadene enn bedriftene, vil det være formen på miljøskadefunksjonen for det enkelte utslipp som avgjør om en konstant avgiftssats på konsesjonsgitt utslipp vil være mer effektiv enn bare en utslippsgrense (se *"Skjev informasjon om tiltakskostnadene"* i avsnitt 16.3.1.2). En kan ikke si at en konstant avgiftssats generelt vil være mer eller mindre effektiv enn en ren utslippsgrense. I tilfellet med bare én utslippskilde, vil en gradert miljøavgift med marginal sats tilsvarende den marginale miljøskadefunksjonen generelt være mer effektiv enn en ren utslippsgrense.

Den nærmere vurderingen av hvilke stoffer det kan være aktuelt å knytte avgiften til må basere seg på hvordan forholdene praktisk sett ligger til rette og hvilket behov det er for ytterligere utslippsreduksjoner.

Når det gjelder de praktiske forutsetninger for bruk av avgifter på konsesjonsgitte utslipp, må det bl.a. legges vekt på mulighetene for og kostnadene ved å gjennomføre utslippsmålinger. Eventuelle økninger i administrasjonskostnader i forbindelse med kontrollvirksomhet og innkrevingen av avgiften må også tas i betraktning. Det må videre tas hensyn til i hvilken grad man kan unngå at avgiften medfører uheldige tilpasninger, f.eks. ved at forurensninger flyttes fra avløp til fast avfall.

Også behovet for ytterligere insentiver til utslippsreduksjoner må vurderes konkret i forhold til de enkelte utslippskomponenter. For så vidt gjelder industriutslippene, vil det særlig være utslippene av miljøgifter det er aktuelt å avgiftsbelegge på den måten som drøftes her. I den forbindelse er det et poeng at industrien allerede har kommet relativt langt i å redusere sine miljøgiftsutslipp, noe som bl.a. har medført at tiltak overfor miljøgiftstilførseler fra produkter er relativt sett viktigere (se nærmere om dette i *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22).

I Miljøavgiftsutvalgets rapport ble det foreslått at man i første omgang prøvet ut avgifter knyttet til konsesjonsgrensene for et par stoffer (1992: 3, s. 212). Ut fra de undersøkelser som hittil har vært gjort har man ikke funnet frem til stoffer som det i dagens situasjon anses hensiktsmessig å avgiftsbelegge på denne måten.

Tatt i betraktning at avgifter i forhold til utslippsgrensene i utgangspunktet har gode insentivegenskaper, er utvalget av den oppfatning at dette er et alternativ som bør tas med i vurderingen når det planlegges virkemiddelbruk på et område hvor det er tenkelig å benytte denne typen avgifter. Om slike avgifter bør benyttes, og den nærmere utformingen av dem, må vurderes konkret i forhold til det enkelte stoff etter de linjer som er trukket opp ovenfor.

21.3.2 Omsettelige utslippskvoter

Omsettlige utslippskvoter er et virkemiddel som i prinsippet kombinerer både høy styringseffektivitet og kostnadseffektivitet (se *"Virkemiddelbruk ved ufullkommen informasjon om miljøskade og tiltakskostnader"* i avsnitt 16.3.1). Forutsetningen for at det skal være forsvarlig å ha et system hvor utslippsrettigheter kan omsettes mellom utslippskilder, er at dette ikke medfører uakseptable endringer i miljøkonsekvensene. Det betyr i praksis at systemet vil være mest aktuelt for globale og regionale miljøproblemer (f.eks. utslipp av klimagasser og SO_2 (utover det som medfører lokale virkninger)). Bruk av omsettelige utslippskvoter kan imidlertid også være et alternativ når flere virksomheter har utslipp til samme lokale resipient, f.eks. en fjord.

Omsettelige utslippskvoter behandles ikke nærmere i dette kapitlet, men er drøftet på generelt grunnlag i del V, samtidig som utvalget kommer nærmere tilbake til dette virkemiddelalternativet andre steder i analysedelen (se *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3 om overgjødsling og *"Virkemiddelbruk for å oppnå ytterligere utslippsreduksjoner for SO_2"* i avsnitt 25.3 om langtransporterte luftforurensninger).

21.3.3 Generelle virkemidler

Fordelen ved den individuelle saksbehandlingen konsesjonssystemet legger opp til, er mulighetene for tilpasning av utslippskravene til relevante variasjoner i utslippskildenes og resipientenes karakter. Enkeltsaksbehandling gir også naboene til den forurensende virksomheten og andre berørte parter, større grad av mulighet for medvirkning i beslutningsprosessen enn ved generell regulering.

En ulempe ved konsesjonssystemer er at administrasjonskostnadene kan bli store både for private aktører og myndighetene fordi det må sendes søknad og treffes avgjørelser i hvert enkelt tilfelle. Generelle reguleringer i form av forskrifter eller generelle avgifter vil i så måte kunne ha fortrinn. Videre vil generelle, sektorovergripende virkemidler i utgangspunktet være fordelaktig med tanke på kostnadseffektivitet på tvers av utslippskilder.

Av forskrifter og generelle avgifter er det forskriftsregulering som ligger nærmest konsesjonssystemet i virkemåte, og det er dette alternativet som i første rekke vil bli behandlet nedenfor. Utvalget vil imidlertid presisere at i den grad det kan benyttes generelle virkemidler, vil økonomiske virkemidler ha fortrinn fremfor forskriftsregulering i forhold til kostnadseffektivitet og dynamisk effektivitet. Hensynet til styringseffektivitet og administrasjonskostnader kan imidlertid i gitte tilfeller medføre at forskriftsregulering er det mest hensiktsmessige virkemiddel. Denne type avveininger vil utvalget komme tilbake til i forbindelse med analysen av de enkelte forurensningsproblemene i del VI.

I vurderingen av de praktiske mulighetene for å supplere konsesjonssystemet med generell regulering, er det viktig å være klar over at det i Norge er relativt få industribransjer med mange ensartede bedriftsenheter. Særlig gjelder dette bransjer med bedrifter av en viss størrelse. Som det fremgår av tabellen i *"Oppfølging og kontroll av konsesjonene"* i avsnitt 21.1.4 er det bare 50-60 bedrifter i klasse 1, samtidig som denne klassen inneholder så forskjellige virksomheter som aluminiumsverk, cellulosefabrikker, ferrolegeringsverk, oljeraffinerier, petrokjemisk industri og andre større kjemiske og elektrometallurgiske bedrifter. Innenfor hver av disse bransjene kan det også være store variasjoner. Det store antallet aktører av samme type er en viktig årsak til at bruken av forskrifter har fått større utbredelse bl.a. i forhold til gårdsbruk, kjøretøy og husholdninger enn i forhold til bedrifter.

Det vil således spesielt være i forhold til mindre virksomheter at det kan være hensiktsmessig å utvide bruken av forskrifter. Det er da også i forhold til denne typen bedrifter man finner eksempler på forskriftsregulering til erstatning for konsesjonsbehandling. Praktisk viktige eksempler er forskrift om forurensning fra asfaltverk, forskrift om håndtering av fotokjemikalier fra virksomheter innen foto, røntgen og grafisk industri og forskrift om utslipp av oljeholdig avløpsvann og om bruk og merking av vaske- og avfettingsmidler, som bl.a. får anvendelse i forhold til bensinstasjoner.

Når behovet for å erstatte konsesjonssystemet med generelle virkemidler vurderes, må det for øvrig tas i betraktning konsesjonsordningen kan nærme seg forskrifter i virkemåte, ved at man opererer med standardkrav i forhold til bedriftene i den enkelte bransje, og at man legger opp til at konsesjonene behandles mest mulig

samtidig. Slik samordning har til dels vært praktisert av forurensningsmyndighetene, bl.a. ved at SFT opererer med en felles mal for utslippstillatelsene og standardiserte vilkår. Begrepene «førstegenerasjonstiltak» og «annengenerasjonstiltak» er også uttrykk for den samordning av konsesjonsbehandlingen som har funnet sted, og som for treforedlingsindustrien er nærmere beskrevet i Treforedlingsstudien (DNVI-ECON 1993 b).

På bakgrunn av de forhold som er nevnt ovenfor har utvalget kommet til at den altoverveiende delen av industriutslipp med lokale miljøkonsekvenser fortsatt bør reguleres ved hjelp av konsesjonssystemet. Samtidig mener utvalget at man nå har kommet i en fase av forurensningspolitikken hvor det kan være aktuelt med utvidet bruk av andre virkemidler. Ettersom behandlingen av konsesjonssøknader har gitt myndighetene erfaringer med og informasjon om forurensningsproblemene for de forskjellige virksomhetene, kan det muligens åpnes for en forenkling av saksbehandlingen ved at konsesjonssystemet for enkelte virksomheter helt eller delvis erstattes av generelle virkemidler.

Om dette er hensiktsmessig må vurderes konkret etter de linjer som er trukket opp ovenfor. Det vil si at det vil trekke i retning av generelle virkemidler at det dreier seg om mange små og ensartede virksomheter, og at resipientforholdene ikke varierer for mye (slik som for utslipp med regionale og globale miljøkonsekvenser).

Utvalget vil også påpeke at en del mindre virksomheter i praksis ikke har måttet søke utslippstillatelse. Dette kan i sin tid ha vært et uttrykk for en fornuftig prioritering, men etter som man oppnår betydelige utslippsreduksjoner ved de større utslippskildene, vil de mindre kildene få en forholdsvis større betydning, slik at kostnadseffektivitetshensyn tilsier kraftigere innsats overfor disse. Som beskrevet ovenfor, er det nettopp i forhold til slike kilder at det er mest aktuelt med generell regulering.

Overflatebehandling av skip i mekanisk industri vil f.eks. kunne være et område som egner seg for forskriftsregulering. Slik overflatebehandling utføres på ca. 70 verft langs hele kysten. Av disse er 5 konsesjonsbehandlet, mens 4 er under behandling. I dette kan det ligge en uheldig forskjellsbehandling, som forskrift kan avhjelpe. Videre dreier det seg her bl.a. om miljøgiftsutslipp som bør reduseres nokså uavhengig av resipientforhold (organotinn og kobber). I tillegg er det lokale problemer med støy og støv, men dette hindrer ikke forskriftsregulering, fordi det er mulig å finne generelle formuleringer som i hvert fall delvis fanger inn også slike problemer, slik det f.eks. er gjort i asfaltverkforskriften, hvor reguleringen bl.a. tar utgangspunkt i avstanden til nærmeste bebyggelse og viktige naturområder. I den grad det er nødvendig med individuelle tilpasninger kan forskriften suppleres med et konsesjonssystem eller en myndighet til å gi pålegg, som trer i kraft under visse omstendigheter.

Andre eksempler på at det er aktuelt å vurdere forskriftsregulering av miljøgiftsutslipp, er i forhold til notimpregnering (foregår i 60 til 70 virksomheter) og treimpregnering.

Også galvanoteknisk industri består av et forholdsvis stort antall virksomheter med miljøgiftsutslipp. Denne bransjen omfatter imidlertid såvidt forskjellige typer bedrifter at forskriftsregulering er problematisk.

Miljøkonsekvensene av utslipp fra meierier og slakterier vil være mer resipientavhengig enn miljøgiftsutslipp. På den annen side står man her overfor bransjer hvor den enkelte enhet har så store likhetstrekk at mulighetene for forskriftsregulering likevel bør vurderes.

Selv om petroleumsvirksomheten består av til dels store utslippskilder, kan det likevel på dette området være aktuelt til en viss grad å erstatte konsesjonssystemet med forskriftsregulering. Dette på bakgrunn av likheter i resipientforhold og

utslippskildenes karakter (se siste del av *"Utformingen av utslippstillatelsene"* i avsnitt 21.1.3 ovenfor).

21.3.4 Frivillige avtaler

I *"Mulighetene for bruk av avtaler og forhandlinger som virkemiddel i miljøpolitikken"* i avsnitt 6.5 er det gitt en generell redegjørelse for de juridiske rammene for avtaler som miljøpolitisk virkemiddel. Også når det gjelder generelle fordeler og ulemper knyttet til inngåelsen av slike avtaler henvises til *"Mulighetene for bruk av avtaler og forhandlinger som virkemiddel i miljøpolitikken"* i avsnitt 6.5. Her skal bare drøftes i hvilken utstrekning dette virkemidlet kan utgjøre et alternativ eller supplement til konsesjonsregulering.

For de fleste formål er det ikke hensiktsmessig å erstatte konsesjonssystemet med frivillige avtaler. At myndighetene etter konsesjonsforhandlinger og høringsrunde kan fastsette de utslippsvilkår man etter en helhetsvurdering finner riktig, er vanligvis klart å foretrekke fremfor at man må bli enig med bedriften om hvilke utslippsbetingelser den skal ha. I tillegg vil avtaleinngåelse mellom myndighet og bedrift om konkrete utslippsforpliktelser være problematisk i forhold til de forvaltningsrettslige regler vedrørende avtaler om myndighetsutøvelse.

Det er mer aktuelt at det f.eks. inngås avtaler om betingelsene for tildeling av midler til forskning, utvikling og utprøving av miljøteknologi. Slike avtaler vil spesielt kunne være av interesse på områder hvor kunnskaps- og beslutningsgrunnlaget vurderes som utilstrekkelig til å fatte beslutning om bindende utslippsgrenser e.l., men der myndighetene likevel ønsker at bedriftene skal komme i gang med visse tiltak. Dette kan for eksempel gjelde hvis Norge ønsker å være et foregangsland for reduksjon av klimagasser med usikker klimaeffekt. I forbindelse med avtaleinngåelsen kan det for øvrig være hensiktsmessig at myndighetene antyder sine intensjoner med hensyn til nivået på utslippsreduksjonene.

Frivillige avtaler har til nå i første rekke vært benyttet i forhold til avfallsproblemene. Som nevnt i *"Mulighetene for bruk av avtaler og forhandlinger som virkemiddel i miljøpolitikken"* i avsnitt 6.5, er et praktisk eksempel at det oppnås enighet med en bransjeorganisasjon om at organisasjonen skal stå for innsamling og gjenvinning av en avfallsfraksjon, f.eks. bildekk. Myndighetenes bidrag til å få i stand en avtale kan bl.a. være forskrifter som sikrer bransjeorganisasjonen de nødvendige rammebetingelser.

For myndighetene kan fordelen med en avtale være at man oppnår mer enn man kunne oppnådd med reguleringer. I eksempelet i forrige avsnitt kunne riktignok myndighetene gitt leverandørene av en produkttype pålegg om å ta avfallsproduktene i retur og sørge for en forsvarlig behandling og gjenvinning, men det ville ikke vært hjemmel for å pålegge bransjen ansvaret for etablering og drift av et helhetlig system for innsamling og behandling/gjenvinning av avfallet.

21.3.5 Miljøkvalitetsnormer

Veiledende miljøkvalitetsnormer benyttes for en del forurensningskomponenter som en del av grunnlaget for fastsettelsen av konsesjonsvilkårene i den enkelte sak. Som et ledd i den nytte-kostnadsvurderingen som ligger til grunn for konsesjonsfastsettelsen, virker dette etter utvalgets vurdering fornuftig. Det viktig å fokusere på miljøkvaliteten når konsesjonskravene fastsettes. Dessuten får man gjennom slike miljøkvalitetsnormer holdepunkter for å se den enkelte sak i en større sammenheng.

Derimot er det praktiske komplikasjoner knyttet til helt eller delvis å skulle erstatte konsesjonssystemet med *bindende miljøkvalitetsnormer* (resipientkrav). Hvis det bare er en utslippskilde til resipienten, er det mulig å benytte resipientkrav som virkemiddel. Pga. naturlige svingninger i resipienten, oppvirvling av bunnsedimenter eller langtransporterte forurensninger, vil det imidlertid sjelden være et entydig forhold mellom en bedrifts forurensende utslipp og miljøkvaliteten. Dersom bedriftens utslipp var regulert med miljøkvalitetkrav, ville slike uforutsigbare forhold kunne vanskeliggjøre planleggingen av produksjonen. Dessuten er det grunn til å anta at kostnadene ved måling av miljøkvaliteten vil være større enn ved utslippsmålinger, fordi det ikke vil være tilstrekkelig å foreta målingene ved bedriftenes utslippspunkter.

Støy kommer i en særstilling, fordi støyproblemene er relativt uavhengige av endringer i resipientforholdene. Når det i utslippstillatelser settes desibel-grenser for støynivå ved nærmeste bolighus, kan dette sies å være en form for resipientkrav.

Dersom det er flere kilder som bidrar med utslipp til resipienten krever det virkemidler som gjør hver enkelt kilde ansvarlig for sin egen påvirkning av miljøkvaliteten. Løsningen på dette vil kunne være at myndighetene spiller en formidlende rolle mellom miljøkvalitetsnormer og de krav til den enkelte forurenser som er nødvendig for å nå målet, f.eks. slik at forurensningsmyndighetene plikter å endre konsesjonsvilkårene for aktuelle bedrifter når miljøkvalitetsnormene overskrides, eller at det opereres med generelle regler om fordelingen av utslippsreduksjoner i slike tilfeller.

Et praktisk eksempel på at regulering med utgangspunkt i belastningene i resipienten, er det pågående arbeidet med forskriften om bindende grenseverdier for lokale luftforurensninger og støy (se *"Samordning av virkemiddelbruken mellom forvaltningsnivåer og sektorer"* i avsnitt 24.2.4.2). Forskriften innebærer for øvrig en nødvendig tilpasning til EUs luftkvalitetsdirektiver. Selv om forskriften ut fra årsakene til problemene først og fremst vil ha betydning for luftforurensninger og støy fra samferdsel, vil den også gjelde industri og større fyringsanlegg.

21.4 OPPSUMMERING

Konsesjonssystemet gir grunnlag for fastsettelse av konkrete og kontrollerbare krav, slik at man med stor grad av sikkerhet kan nå gitte mål til fastsatt tid.

Når det gjelder kostnadseffektivitet i forhold til den enkelte bedrift, bør utslippskravene knyttes mest mulig direkte til det forholdet som skaper miljøproblemet slik at unødvendige begrensninger i bedriftenes tilpasning unngås. Utslippsgrenser vil således være å foretrekke fremfor teknologikrav. Forurensningsmyndighetene bør løpende vurdere muligheter for forenklinger og økt fleksibilitet i utformingen av utslippstillatelser, hensyn tatt til den tekniske og kostnadsmessige utvikling i måle- og kontrollmetoder. I denne forbindelse henviser utvalget til at konsesjonssystemet åpner for at bedrifter som ønsker det kan søke om endringer i utslippstillatelsen, og at forurensningsloven § 18 nr. 4 gir hjemmel til å endre utslippsvilkårene dersom de *«er unødvendige for å motvirke forurensninger»*.

Konsesjonssystemet innebærer individuell fastsettelse av utslippskravene i forhold til den enkelte utslippskilde. Beslutningsprosessen skal sikre at berørte interesser blir trukket inn. Samtidig er det viktig at beslutningsprosessen legges opp slik at den så langt som mulig sikrer kostnadseffektivitet på tvers av kilder og sektorer. Når det gjelder regionale og globale miljøproblemer, vil generelle virkemidler være å foretrekke fremfor konsesjonsregulering.

En hovedinnvending mot konsesjonssystemet er at det ikke gir de rette insentiver til å redusere tiltakskostnader og utslipp over tid (dynamisk effektivitet). Dagens

ordning inneholder visse insentiver til utslippsreduksjoner, men sikrer ikke at utslippsnivåene vil samsvare med det de rette insentivene ville ha gitt.

Tallmaterialet fra SFTs kontrollvirksomhet viser en høy andel brudd på utslippstillatelsene. Det bør således legges økt vekt på tiltak for å redusere overtredelsene av denne delen av regelverket.

I forbindelse med utvalgets vurdering av administrasjonskostnader i vid forstand, ble bl.a. viktigheten av kort saksbehandlingstid understreket.

På bakgrunn av gjennomgangen av ulike alternativer til dagens konsesjonssystem, har utvalget kommet til at den altoverveiende delen av industriutslipp med lokale miljøkonsekvenser fortsatt bør reguleres ved hjelp av konsesjonssystemet. Samtidig mener utvalget at man nå har kommet i en fase av forurensningspolitikken hvor det for enkelte typer utslipp og virksomheter kan være ønskelig å erstatte eller supplere konsesjonssystemet med andre virkemidler. I de følgende kapitler i analysedelen, hvor virkemiddelbruken i forhold til de ulike forurensningsproblemene gjennomgås, vil utvalget komme tilbake til mulighetene for alternative virkemiddelutforminger. På mer generelt grunnlag er utvalgets konklusjoner:

- Bruk av *avgifter* er mest aktuelt i forhold til regionale og globale miljøproblemer. Når det gjelder industriutslipp med lokale miljøkonsekvenser som skyldes en enkelt bedrifts utslipp er en gradert avgift på konsesjonsgitte utslipp et alternativ som må tas med i vurderingen når det planlegges virkemiddelbruk på et område hvor det er tenkelig å benytte denne typen avgift. En slik avgift kan i prinsippet ha gode effektivitetsegenskaper for enkelte utslippskomponenter, men i hvilken utstrekning det er hensiktsmessig å benytte en slik avgiftsordning må vurderes konkret i forhold til de enkelte utslippskomponentene, bl.a. under hensyntagen til administrasjonskostnadene.
- *Omsettelige utslippskvoter* kombinerer i prinsippet hensynene til styringseffektivitet og kostnadseffektivitet på tvers av kilder. Forutsetningen er at overføringen av utslippskvoter fra et sted til et annet ikke medfører uakseptable endringer i miljøkonsekvensene.
- *Generelle reguleringer* vil kunne ha fortrinn fremfor konsesjonssystemet i forhold til administrasjonskostnader og kostnadseffektivitet på tvers av kilder. På områder hvor forholdene ligger til rette for det mener derfor utvalget at det bør vurderes om det i større grad kan benyttes generelle virkemidler. Pga. behovet for tilpasning av virkemiddelbruken i forhold til relevante variasjoner i utslippskildenes og resipientenes karakter, er det imidlertid begrenset i hvilken utstrekning man kan forlate den individuelle konsesjonsbehandlingen. Mest aktuelt vil det i praksis være å bruke generelle virkemidler i situasjoner hvor det er mange små og ensartede utslippskilder, og hvor betydningen av resipientforholdene ikke varierer for mye (slik som for utslipp med regionale eller globale miljøkonsekvenser).
- I forhold til industriutslipp som reguleres av konsesjonssystenet vil bruk av *frivillige avtaler* være av relativt begrenset interesse. Et unntak kan f.eks. være at det i forbindelse med tildeling av midler til forskning, utvikling og utprøving av miljøteknologi, inngås avtaler vedrørende iverksetting av miljøtiltak. Videre kan det være fordelaktig å benytte avtaler i forbindelse med etablering av systemer for avfallsbehandling.
- Veiledende *miljøkvalitetsnormer* kan være et hensiktsmessig supplement til konsesjonssystemet. Det er imidlertid bare hvis det er en kilde til utslipp til resipienten, at resipientkrav kan benyttes som eneste virkemiddel.

KAPITTEL 22

Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier

Innledning

I dette kapitlet vil vi i hovedsak analysere virkemiddelbruken på innsatsområdet miljøgifter, slik dette er avgrenset i statsbudsjettet for Miljøverndepartementet. Miljøgifter defineres som:

> Stoffer som selv i små konsentrasjoner kan gi skadeeffekter på naturmiljøet ved at de er giftige og kan oppkonsentreres til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden og/eller har særlig lav nedbrytbarhet (SFT-rapport 93/22, s. 11).

Dette er en relativt snever definisjon, som ikke omfatter en rekke tilgrensende problemer som radioaktivitet, olje, bakkenær ozon, cyanid, hydrogensulfid, svovel- og nitrogenoksider eller ozonnedbrytende stoffer som KFK. Flere av disse vil bl.a. i internasjonale fora bli behandlet sammen med miljøgiftene under den videre fellesbetegnelsen miljøfarlige stoffer.

Innsatsområdet miljøgifter omfatter skader på naturmiljøet, og indirekte skader på mennesker via opphold i forurenset uteluft eller miljøgifter i drikkevann, fisk og andre matvarer. Problemer knyttet til direkte skader på mennesker ved bruk av kjemikalier er administrativt skilt ut i et eget innsatsområde kalt «helseskadelige kjemikalier». Analysen av dette innsatsområdet er her inkludert i omtalen av miljøgifter. En rekke stoffer skaper problemer i forhold til begge innsatsområdene, men det er også stoffer på hvert av områdene som ikke inngår i det andre. Problemstillingene på de to områdene er imidlertid svært like, og virkemiddelutformingen bør vurderes i sammenheng. Utvalget har valgt å legge hovedvekten på miljøgiftproblematikken.

22.1 OVERSIKT OVER INNSATSOMRÅDET

22.1.1 Beskrivelse av miljøproblemet

Skader på naturmiljøet og indirekte helseeffekter av dette

Miljøgiftene er som nevnt i definisjonen ovenfor stoffer som kan gi skadeeffekter også ved *små konsentrasjoner*. Skadene forårsakes av egenskaper som *akutt giftighet, liten nedbrytbarhet* (dvs. at de har lang oppholdstid i naturen etter utslipp) og *bioakkumulering* (dvs. at de oppkonsentreres i planter og dyr, ved at konsentrasjonen forhøyes for hvert ledd i næringskjedene.) Begrepet miljøgifter omfatter en svært sammensatt gruppe stoffer som i tillegg også kan ha en eller flere av egenskapene kronisk giftighet, kreftfremkallende, arvestoffendrende eller fosterskadende.

Miljøgiftene kan grovt deles inn i tungmetaller og organiske miljøgifter. *Tungmetallene* er grunnstoffer som finnes naturlig i jordskorpen og dermed også som spormengder i både havvann og grunnvann. Industrielle prosesser, gruvedrift, avfallsforbrenning og samferdsel medfører imidlertid at stoffene forflyttes og opptrer i forhøyede konsentrasjoner på nye steder i miljøet. Som eksempler på tungmetaller kan nevnes kvikksølv, kadmium, kobber, sink og bly. De *organiske miljøgiftene* utgjør en stor og kompleks stoffgruppe med stor variasjon i egenskaper og farlighetsgrad. Noen av disse kan dannes naturlig, men de organiske miljøgiftene som skaper de største problemene er syntetiske. En stor og viktig gruppe utgjøres av de halogenerte organiske miljøgiftene, hvorav visse klororganiske forbindelser er kjent for å være særlig miljøfarlige.

Miljøgifter gir skader med varierende grad av alvorlighet. De mest alvorlige skadene er forgiftning av mennesker gjennom forurensede jordbruksprodukter, fisk, drikkevann m.m. og forgiftning og forstyrrelse av økosystemene i større områder. Miljøgifter kan også gi skader på enkelte dyr, fisk eller planter uten at dette fører til omfattende problemer. Ofte er imidlertid slike individskader tegn på et forhøyet nivå i miljøet i dette området. Som eksempler på registrerte skadeeffekter hos dyr kan nevnes:

- redusert skalltykkelse i fugleegg som følge av DDE-påvirkning (nedbrytningsprodukt av DDT)
- redusert klekkingsgrad hos fiskeegg som følge av økt innhold av organiske miljøgifter
- sterilitet hos hunndyr av havert og ringsel i Østersjøen som følge av PCB-påvirkning
- tilnærmelsesvis utrydding av sel, oter og havørn i Østersjøen skyldes flere forhold, hvorav miljøgifter antas å være en viktig del.

Utslipp av miljøgifter til *fjordområder og vassdrag* har hatt og har fortsatt store miljømessige konsekvenser. I mange fjordområder er artsammensetningen betydelig endret, arter er forsvunnet og det er risiko for helseskade ved konsum av fisk og skalldyr. Dette har nødvendiggjort omsetningsforbud og kostholdsrestriksjoner for fisk og skalldyr i fjorder som bl.a. Frierfjorden, Kristiansandsfjorden, Fedafjorden, Saudafjorden, Sørfjorden, Årdalsfjorden, Sunndalsfjorden og Ranafjorden. Skadevirkningene som følge av miljøgiftutslipp kan vedvare i lang tid selv om utslippene er betydelig redusert eller opphørt. Dette skyldes bl.a. utlekking fra de forurensede bunnsedimentene og/eller akkumulering i næringskjeden ved at bunnfisk spiser organismer som lever i sedimentene.

Tungmetallavrenning fra både aktiv og nedlagt *gruvevirksomhet* er en av våre alvorligste forurensningskilder. Den er bl.a. årsak til at ca.100 km av viktige vassdrag er fisketomme.

Forurensninger i *grunnen* vil også medføre at arealer ikke kan utnyttes på en ønsket måte i fremtiden, og dermed forhindre næringsutvikling, boligbygging osv.

Utslipp av miljøgifter til *luft* kan påvirke både helse og miljø lokalt, og forårsaker dessuten spredning av forurensning over store områder. Utslipp av fluor fra aluminiumsverkene har ført til omfattende skader på vegetasjon og planteetende dyr i nærområdet. Utslippsreduksjoner de siste årene har vært betydelige og miljøtilstanden rundt verkene er forbedret. Dagens utslipp kan fortsatt medføre lokale vegetasjonskader, men av langt mindre grad og omfang enn tidligere.

Det er oppnådd store reduksjoner i industriutslippene av miljøgifter. Utslipp av miljøgifter fra produkter og langtransportert forurensning vil dermed få økt relativ betydning fremover. Det vil være spesielt viktig å unngå økte og skadelige nivåer av miljøgifter over store områder. Disse skadene vil kunne bli omfattende og vil være vanskelig eller umulig å reparere.

Det er også stor mangel på kunnskaper om miljøgiftenes virkninger i miljøet. Det er derfor stort behov for forskning på dette feltet.

Direkte helseskader pga. kjemiske stoffer og produkter

Typiske helseskader av kjemikalier er *forgiftninger*, og skader ved etsing eller irritasjoner av øye, hud og slimhinner. Ved langvarig eksponering for et stoff kan det oppstå *allergier* og *kroniske skader* som luftveislidelser, skader på nervesystem eller andre organer som lever, nyre eller beinmarg. *Langtidsvirkninger* av kjemiske

stoffer og produkter kan være kreft, forandringer i arvestoffer, nedsatt fruktbarhet eller fosterskader.

På det norske markedet finnes det ca. 8-10.000 stoffer i ca. 50.000 produkter, hvorav 17.000 produkter er registrert som merkepliktige pga. helsefare. Denne oversikten omfatter industriell bruk og salg til forbruker. Plantevernmidler, næringsmidler, fôrmidler, kosmetikk, tobakk ol er dekket av egen lovgivning og er derfor ikke inkludert.

Årlig fører kjemikalier til ca. 3.400 akutte forgiftninger. Mens antallet forgiftninger er er et relativt sikkert tall basert på registeringer, er det svært vanskelig å tallfeste andre typer effekter av kjemikalier. Årsakssammenhengene er komplekse. Helt grovt har SFT anslått at kjemikalier kan føre til ca. 300 løsemiddelskader, ca. 100 nye krefttilfeller og til at det fødes anslagsvis 20-30 misdannede barn årlig i Norge. I tillegg oppstår et ukjent antall genetiske skader, kroniske skader og skader på formeringsevnen. Vi vet også at ca. 10 % av alle norske kvinner har nikkelallergi og at et betydelig antall mennesker lider av andre kjemiske allergier. Noen stoffer er klart identifisert som årsaker til sykdom, men en stor del av stoffene er mangelfullt undersøkt mht. helse- og miljøvirkninger. Kjemiske helseskader oppstår både hos industriarbeidere og forbrukere ved feilaktig bruk. Mange av skadene oppstår først flere år etter at påvirkningen har skjedd.

22.1.2 Årsakene til miljøproblemene

I Norge belastes helse og miljø med miljøgifter både gjennom langtransporterte forurensninger og ved lokale utslipp til luft, vann og jord. De langtransporterte miljøgiftene kommer dels via atmosfæren, og dels via havstrømmene i Nordsjøen. Utslipp av miljøgifter skjer i alle stadier av produktstrømmen i samfunnet. Utslipp stammer fra gruvedrift, fra produksjon av råstoffer og ferdigvarer i industrien, fra bruk av produkter i husholdninger og arbeidsliv, fra transportsektoren og fra avfallsbehandling. Kommunalt avløpsnett er en viktig kanal for utslipp av miljøgifter fra husholdninger og næringsvirksomhet til vann. Avrenning fra deponier, avfallsplasser og industrigrunn og utlekking fra bunnsedimenter i fjorder, elver og innsjøer er også et viktig problem. Nedenfor følger en nærmere beskrivelse av de enkelte kildene og deres virkninger.

Miljøgifter fra industri

Utslipp av miljøgifter fra industri er ofte markerte punktutslipp fra selve produksjonsprosessen, med utslipp direkte til luft og vann, eller via kommunalt avløpsnett. Skjer utslippet via kommunalt avløpsnett, kan miljøgiftene forurense kloakkslammet fra kommunale renseanlegg, og hindre bruken av dette som jordforbedringsmateriale.

Industriens punktutslipp skyldes delvis bruk av innsatsfaktorer, og delvis at miljøgifter dannes under selve produksjonsprosessen (f.eks. dioksiner og PAH). Noen av miljøgiftutslippene kan begrenses eller fjernes ved bygging av renseanlegg eller lukking av prosesser, mens andre kun kan forhindres ved utfasing av innsatsfaktorer (f.eks. klorerte løsemidler) eller endret råvarebruk.

De største industrielle enkeltkilder for miljøgiftutslipp er bedriftene innen sektorene treforedlingsindustri, metallurgisk industri, gruvevirksomhet og kjemisk industri. Omfanget av utslipp fra oljevirkesomheten offshore er også av betydning. Utslipp av PAH kommer hovedsaklig fra aluminiumsindustrien, ferromangan- og karbidverk og fra oljeutvinningen offshore. Dioksiner dannes i produksjonen ved magnesiumfabrikken ved Hydro Porsgrunn, og ved Falconbridge Nikkelverk. Flere

kloroganiske miljøgifter dannes ved bruk av klorholdige blekekjemikalier i treforedlingsindustrien. De fleste bedriftene har nå gått bort fra bruk av klorgass i blekeprosessen. Borregaards kloralkalifabrikk og Norzink i Odda er viktige nåværende industrielle kilder til kvikksølvutslipp.

«Gamle synder»

Utslipp av miljøgifter fra såkalte «gamle synder» er forårsaket av at betydelige mengder miljøfarlig avfall gjennom årene er deponert i avfallsfyllinger uten nødvendig sikring og kontroll. Spesialavfall og miljøgifter er også tilført miljøet gjennom lekkasjer og utslipp fra industrivirksomhet til grunnen. De forurensede områdene kan utgjøre kilder til en langvarig spredning av miljøgifter i jord og grunnvann, og kan videre medføre alvorlig forurensning i sjø, havner, fjorder og vassdrag. I mange av våre fjorder har enkelte deler av bunnsedimentene pga. langvarige utslipp også karakter av å være et miljøgiftdeponi.

Det har vært foretatt en landsomfattende registrering av avfallsfyllinger, industrigrunn og gruveområder som kan være forurenset med miljøgifter/spesialavfall. Fjordsedimenter vil bli kartlagt innen 1995. I 1992 ble det også foretatt egne kartlegginger av etterlatt avfall etter krigen og grunnforurensning på Forsvarets områder. Til nå er det registrert nærmere 2.800 lokaliteter hvor det er kjennskap til eller mistanke om at spesialavfall eller miljøgifter er uforsvarlig deponert. Ved 75 lokaliteter er det igangsatt eller behov for snarlige undersøkelser eller tiltak fordi det er fare for alvorlige forurensninger eller skade på mennesker eller dyr. Det er avfallsfyllinger fra tungindustri og kjemisk industri som utgjør hovedproblemene, men det er også registrert et stort antall kommunale og private fyllinger som har mottatt større eller mindre mengder spesialavfall.

Tilførslene fra denne typen kilder regnes for noen av miljøgiftene som minst like store som gjenværende industriutslipp, noe som vil få effekter på virkemiddelbruken.

Miljøgiftutslipp og direkte helseskader fra produkter

Et stort antall produkter inneholder miljøgifter. Miljøgiftene tilføres miljøet under bruk eller i form av avfall. Kommunale avløp, sigevann fra søppelfyllinger og utslipp til luft fra søppelforbrenningsanlegg inneholder miljøgifter som i stor grad stammer fra produkter. Karakteristisk for en stor del av de produktrelaterte utslippene er likevel at de skjer spredt som såkalte diffuse utslipp. Som eksempler på produkter som medfører miljøgiftutslipp ved bruk kan nevnes:

– bunnstoff til båter/impregnerte fiskemærer
– kadmium og sink fra offeranoder på båter/offshoreinstallasjoner
– klororganiske løsemidler som fordamper direkte ved bruk
– bruk av plantevernmidler og kadmiumholdig kunstgjødsel i landbruket
– bruk av blybensin og sinkholdige bildekk

Miljøgifter i produkter kan også skade mennesker ved at det ytre miljøet forurenses og at det skjer en oppkonsentrering i næringskjedene. Bly, kadmium og PCB er eksempler på slike stoffer. PCB kan bl.a. gi kreft hos mennesker og kan skade immunsystemet. PCB-innholdet i morsmelk viste en økning frem til 1979, men har deretter vist en klar nedgang (70 % nedgang fra 1982 til 1991) som følge av de restriksjonene som har vært innført.

Helseskader på grunn av direkte eksponering for kjemikalier skjer ved bruk av kjemiske produkter i hjem og fritid og i yrkeslivet. Årsakene til slike skader er nor-

malt knyttet til egenskaper ved selve produktet, og ikke til avfallsbehandlingen el.l. De farlige egenskaper kan i mange situasjoner være nettopp de egenskaper som gjør at produktet løser de oppgaver det er tiltenkt.

Mange av produktene vi omgir oss med til daglig, kan være med på å påføre mennesker helseskader. Lakk eller lynlim kan gi løsemiddelskader, maskinoppvaskmiddel eller klorholdige rengjøringsmidler kan være etsende og white-spirit kan virke irriterende. De viktigste produkttypene som forårsaker forgiftnings- og etseulykker er medikamenter, husholdningskjemikalier, tobakk og plantevernmidler. Det er flest forgiftningsulykker blant barn i aldersgruppen 0-3 år. Årsakene til de fleste barneulykker er uaktsomhet hos voksne, oftest ved uforsvarlig oppbevaring av helseskadelige kjemikalier. Blant voksne forekommer ulykker med forgiftninger/etseskader først og fremst pga. mangelfull merking eller uaktsomhet.

Over tusen kjemiske stoffer er kjent for å kunne gi en eller annen form for *allergi*. Det har skjedd en stor økning i utvikling av allergier i befolkningen. De viktigste årsakene til dette er ulike kjemiske stoffer i maten vi spiser, klærne vi har på oss, smykker, endringer i inneklima og forurensninger i utemiljøet, bl.a. fra biltrafikk. Årsaksammenhengene er kompliserte. Et mindre antall stoffer som nikkel, krom, formaldehyd, gummikjemikalier og enkelte konserveringsmidler forårsaker det største antallet kjemikalierelaterte allergier. Spesielt nikkelholdige smykker er en viktig årsak til økende nikkelallergi. Formaldehyd er et annet problemstoff som brukes bl.a. i bygningsartikler og for å gjøre klær strykefrie.

Den relative betydningen av tilførsler fra diffuse kilder, og spesielt miljøgifter fra produkter, vil øke fremover etter som utslippene fra industri reduseres. For mange viktige miljøgifter står produkter allerede i dag for de største tilførslene til miljøet. Som eksempler kan nevnes kvikksølv, kadmium, kobber, sink og tinnorganiske stoffer. En del av produktutslippene skyldes også industriell virksomhet, fordi produktene brukes som innsatsfaktorer i industrien. Som eksempler kan nevnes utslipp til luft av løsemidler i metallbearbeidende industri, utslipp av løsemidler fra tøyrensning, deponering av brukte kjemikalier osv. Behov for tiltak på dette området kan bli vesentlig fremover.

Langtransporterte miljøgifter

Mange miljøgifter transporteres lange strekninger med havstrømmer, luftstrømmer eller mobile levende organismer. Relativt høye konsentrasjoner kan derfor ofte finnes igjen langt fra utslippsstedet. Det er påvist forhøyede nivåer av organiske miljøgifter som PCB og PAH i sedimentene i Norskerenna og Skagerrak. Dette skyldes transportert med havstrømmene fra utslippskilder i sydlige og sentrale deler av Nordsjøen. Funn av høye nivåer av PCB i sel og isbjørn på Svalbard bekrefter betydningen av langtransport av miljøgifter og deres globale spredning. Langtransport av miljøgifter via atmosfæren har ført til økte konsentrasjoner i jordsmonn og planter av kadmium og bly i Sør-Norge, og av kobber, nikkel og krom i Sør-Varanger. For kadmium antas langtransporterte tilførsler å være den største enkeltkilden for utslipp til luft i Norge.

22.1.3 Målsettinger

Målene på miljøgiftområdet er fremkommet som resultat av både nasjonale prioriteringer og internasjonale prosesser som Pariskonvensjonen, nordsjødeklarasjonene og Montrealprotokollen om beskyttelse av ozonlaget. Miljøgiftpolitikken er sist behandlet av Regjering og Storting i forbindelse med St. meld. nr. 64 (1991-92) «Om Norges oppfølging av nordsjødeklarasjonene», hvor de samlede mål ble stad-

festet. Regjeringen sier her, i lys av det prinsippielle målet i *Haagdeklarasjonens artikkel 1* om at utslippet av miljøgifter som kan nå det marine miljø innen år 2000 må reduseres til nivåer som ikke er skadelige for verken naturen eller mennesker, at arbeidet med å redusere miljøgiftproblemene bør gis særlig høy prioritet fremover. Regjeringen vil arbeide for at føre var-prinsippet i sterkere grad blir styrende i miljøgiftpolitikken, og gi høy prioritet til arbeidet med *utfasing* av miljøfarlige stoffer. Regjeringens forslag fikk bred tilslutning i Stortinget. På denne bakgrunn må det understrekes at de tallfestede reduksjonsmålene for en rekke stoffer bare er å oppfatte som et skritt på vegen mot oppfyllelse av det prisippielle målet, og ikke som uttrykk for et endelig tilfredstillende nivå.

Det foreligger anslag som tilsier at det finnes minst 500 stoffer som oppfyller kravene i definisjonen av en miljøgift. Tabell 22.1 gir en oversikt over de stoffene som er prioritert for tiltak og som det er vedtatt tallfestede reduksjonsmål for. I henhold til nordsjødeklarasjonene skal Norge redusere utslippene til vann og dels til luft av 37 miljøgifter med minst 50 % i forhold til 1985 innen 1995, hvorav utslippene for 4 av disse skal reduseres med minst 70 %. 14 av de 37 miljøgiftene brukes bare i plantevernmidler, mens ett stoff i hovedsak brukes som veterinærmedisin. To klorholdige ozonnedbrytende stoffer (karbontetraklorid og 1,1,1 -trikloretan) som inngår både i nordsjødeklarasjonene, og i Montrealprotokollen, skal fjernes fra markedet innen 1995. I tillegg skal PCB fases ut.

Stortinget sluttet seg ved behandling av St. meld. nr. 46 (1988-89) «Miljø og utvikling», til Regjeringens forslag om et mål om 70 % reduksjon i utslippene av 13 prioriterte miljøgifter innen 1995 med 1985 som basisår. For kvikksølv, kadmium, bly og dioksiner er det nasjonale målet sammenfallende med nordsjødeklarasjonenes mål. For kobber, sink, krom, pentaklorfenol, tributyltinn og trifenyltinn er målet strengere (70 % kontra 50 %). Etter det såkalte mellomministermøtet i desember 1993 foran Nordsjøkonferansen i 1995 er også PAH kommet i denne gruppen. For KAB og fluor foreligger det en nasjonal målsetting om 70 % reduksjon. Disse stoffene er ikke med i nordsjødeklarasjonene.

Miljøgiftpolitikken berøres også av målsettingen for spesialavfallsarbeidet som er satt i St. meld. nr. 46 (1988-89) og gjentatt i St.prp. nr. 111 (1988-89) «Om det videre arbeid med spesialavfall». Målet som er uttalt her er at «faren for forurensninger som følge av tidligere tiders feildisponering av spesialavfall, skal være redusert til et minimum innen år 2000.»

Lokale/regionale miljømål mht miljøgifter er formulert i forbindelse med enkelte kommuner/regioners «miljøpakker». I Miljøpakke Grenland er f.eks. et av målene at fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene skal kunne være menneskemat uten restriksjoner innen år 2000.

Målet for innsatsområdet *helsefarlige kjemikalier* er å forebygge og redusere helseskader på grunn av kjemikalier i størst mulig grad. Manglende statistikk og sammensatte årsaksforhold hindrer en meningsfull tallfesting av målsettingen. Som et resultat av Riokonferansen er det i Agenda 21 uttrykt som et mål at det skal foreligge et felles internasjonalt harmonisert system for klassifisering og merking av kjemikalier, om mulig, innen år 2000 (St.meld. nr. 13 (1992-1993) om FN-konferansen om miljø og utvikling). I forbindelse med forhandlingene om EØS- og senere EU-medlemskap, har den Norske Regjering lagt stor vekt på å opprettholde våre høye helse- og miljøstandarder. Bl.a. heter det at «Norges og EFs regler på kjemikalieområdet skal harmoniseres uten at beskyttelsesnivået i Norge reduseres» (St.prp. nr. 100 (1991-1992)).

Tabell 22.1: Vedtatte mål for reduksjon i utslippene av miljøgifter.

70 % Nor.dekl. 70 % Nasjonalt	**50 % Nor.dekl. 70 % Nasjonalt**	**50 % Nordsjødekl. 100 % pga ozonnedbr. effekt (Montrealprotokollen.)**	**50 % Nordsjødekl. Ikke nasj. mål**	**Ikke i Nor.dekl. 70 % Nasjonalt**
Kvikksølv	Kobber	Karbontetraklorid	Arsen	KAB
Kadmium	Sink	1,1,1-Trikloretan	Nikkel	Fluor
Bly	Krom		Heksaklorbenzen	
Dioxiner	Pentaklor-fenol		Heksaklor-butadien	
	Tributyltinn		Kloroform	
100 % N.dkl.	Trifenyltinn		Trikloreten («Tri»)	
100 % Nasj.	PAH		Tetrakloreten («PER»)	
PCB			Triklorbenzen	
			Plantevernmidler:	
			Driner	
			Lindan	
			DDT	
			Trifluralin	
			Endosulfan	
			Simazin	
			Atrazin	
			Azinfosetyl	
			Azinfosmetyl	
			Fenitrotion	
			Fention	
			Malation	
			Paration	
			Paration-metyl	
			Diklorvos	

22.1.4 Gjennomgang av virkemiddelbruken

Virkemiddelbruken rettet mot miljøgiftutslipp og helseskadelige kjemikalier i Norge er dominert av juridiske reguleringer basert på forurensningsloven og produktkontrolloven. Andre virkemidler som tilskuddsordninger, informasjon og samarbeidsprosjekter og i mindre grad avgifter, har vært benyttet som supplerende virkemidler.

En betydelig del av miljøgiftproblemene i Norge skyldes *langtransporterte forurensninger*. «Virkemiddelet» som Norge som mottakerland kan bruke for å få redusert disse tilførslene, er å bidra til et høyt ambisjonsnivå i oppfølgingsarbeidet internasjonalt. Dette gjelder EU/EØS, Nordsjøkonferansene, Oslo-Pariskommisjo-

nen, OECD, UNCED og nordisk samarbeid. Rask og veldokumentert oppfyllelse av gjeldende forpliktelser nasjonalt vil være et viktig forhandlingskort for å få utviklet nye, mer ambisiøse målsettinger og for å bidra til etterlevelse av inngåtte avtaler.

22.1.4.1 Virkemiddelbruken overfor industri og «gamle synder»

Miljøgifter fra industri

Konsesjonssystemet etter forurensningsloven har vært det sentrale virkemidlet i arbeidet med de store reduksjoner som er oppnådd på dette området. Dette systemet er beskrevet og analysert i *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 ovenfor. Begrensninger i miljøgiftutslippene har vært og er et av de viktigste formålene med konsesjonssystemet overfor industrien, og de fleste av momentene som er drøftet i *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 er relevante for dette innsatsområdet.

Den første systematiske konsesjonsbehandlingen av miljøgiftutslippene fra industrien skjedde gjennom «10-årsprogrammet for opprydning i eldre industri», som gikk fra tidlig på 1970-tallet og frem til ca 1985. Den såkalte annen konsesjonsrunde, eller annengenerasjonstiltakene, ble gjennomført fra 1986 og utover. I begge disse fasene var det de *lokale* problemene som sto i fokus, og vurderinger av resipientforholdene lokalt og bedriftenes muligheter for å redusere utslippene var de viktigste momentene i saksbehandlingen. Tallfestede nasjonale reduksjonsmål ble først vedtatt i 1989, da annen konsesjonsrunde allerede var kommet langt. Disse målene har derfor bare kunnet ha betydning for konsesjonsbehandlingen de aller siste årene.

Det faglige grunnlaget for å vurdere skaderisikoen ved de ulike stoffene og å fastsette målene er i stor grad det samme materialet som er lagt til grunn for konsesjonsbehandlingen, slik at overensstemmelsen skulle være svært god. For de aller fleste industriutslipp av miljøgifter vil de lokale virkningene være dimensjonerende for tiltakene, og de nasjonale målene har neppe betydd mye for utformingen av kravene. Målene kan imidlertid ha hatt noe betydning ved prioriteringen av hvilke utslipp som skal reduseres først, ved at stoffer som har tallfestede mål arbeidsmessig er prioritert foran andre miljøgifter. Ved fastsettelsen av forskrifter for bransjer med flere små bedrifter, hvor betydningen av de lokale forholdene rundt hver kilde ikke er så stor, vil de nasjonale/internasjonale målene ha betydning for gjennomføringen.

Gjennom konsesjonsbehandling av industrien og kontrollen med etterlevelse av reglene, vil det som regel skje en bevisstgjøring av ledere og ansatte i virksomheten, og en utveksling av informasjon om bl.a. ny teknologi. Dette kan i seg selv fungere som et informasjonsvirkemiddel. Fra miljøvernmyndighetenes side har det vært arbeidet målbevisst for å ansvarliggjøre og bevisstgjøre industrien mht. ansvar for egen forurensning. Innføringen av forskrift om internkontroll og økt vekt på systemrevisjoner m.m. er sentralt i denne sammenhengen.

Det finnes som nevnt i avsnitt 5.3.5.2 i del II også noen typer industri og næringsvirksomhet som er regulert ved *forskrifter*, og dermed er unntatt fra konsesjonsbehandling. Det kanskje viktigste eksemplet på dette i forhold til miljøgifter, er «Forskrift om håndtering av fotokjemikalier fra virksomhetene innen foto, røntgen og grafisk industri», som ble vedtatt av Miljøverndepartementet i 1992. De fire største fotolaboratoriene er konsesjonsregulert, mens de øvrige altså er regulert gjennom standardkrav i denne forskriften. Kravene gjelder resirkulering av kjemikaliene i fremkallingsanleggene, og oppsamling og innlevering eller gjenvinning av en rekke tungmetaller m.m. fra avfallskjemikaliene. Forskriften omfatter bl.a. minst 1500 små enheter innen foto, alle sykehusene og trykkerivirksomheter m.m.

Fra 1974 og frem til 1990 hadde Miljøverndepartementet anledning til å *garantere for låneopptak* i Industribanken, og Industribanken har kunnet garantere på departementets vegne for låneopptak i private banker. Garantimuligheten omfattet til å begynne med ordinære renseinvesteringer i eldre industri (opprydningstiltak i eldre industri). Den ble etter hvert utvidet til å omfatte investeringer i arbeidsmiljøtiltak, energiøkonomiseringstiltak og gjenvinningstiltak. F.o.m. 1991 er ordningen endret slik at den nå gjelder tiltak innen feltene spesialavfall, gjenvinnings- og miljøteknologitiltak. Rammen for å gi nye garantier og total garantiramme fastsettes årlig av Stortinget i budsjettbehandlingen. Miljøverndepartementet hadde pr. 31.12 1992 et utestående garantiansvar på knapt 1.9 milliarder kroner. Dette omfatter langt mer enn miljøgifter.

Statens forurensningstilsyn (SFT) forvalter dessuten *tilskuddsmidler* som kan tildeles norske virksomheter som støtte til prosjekter for utvikling av miljøteknologi/renere teknologi. I 1992 ble 8,7 mill. kroner av en total ramme på 26 mill. kroner til program for renere teknologi, tildelt miljøteknologiprosjekter med formål å redusere utslipp av miljøgifter.

Opprydning i «gamle synder»

På bakgrunn av en nasjonal kartlegging har SFT utarbeidet en handlingsplan for opprydning i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Planen konkluderer med at undersøkelser og vurdering av tiltak er nødvendig på ca. 450 lokaliteter av alvorlig karakter, for å nå målsettingen innen år 2000. De resterende lokaliteter hvor det er mistanke om miljøgifter i grunnen vil bli undersøkt og håndtert i forbindelse med planer om utbygging eller endret arealbruk.

Forurensningsloven er det sentrale virkemidlet for å iverksette opprydning i gamle synder, jf. del II pkt 5.3.5.2. Normalt vil opprydning i gamle synder skje ved at SFT gjør enkeltvedtak om tiltak for å motvirke forurensning. Forut for dette vil det normalt ha blitt gitt pålegg om undersøkelse av lokaliteten og utredning av tiltak. Forurensningsloven gir også hjemmel til å gi pålegg om nødvendige tiltak i forbindelse med nedleggelse og driftsstans, og ved tiltak i nedlagte gruver.

Prinsippet i loven er at den som har forurenset, er ansvarlig for opprydning og økonomiske utlegg i denne forbindelse. Dersom pålegg etter forurensningsloven ikke etterkommes, kan forurensningsmyndigheten sørge for iverksetting av tiltaket og kreve refusjon for utgiftene til dette fra den ansvarlige for forurensningen. Der det ikke finnes noen ansvarlig, eller der den ansvarlige er helt eller delvis betalingsudyktig, kan det under visse forutsetninger gis tilskudd til opprydning over Miljøverndepartementets budsjett.

I forbindelse med gjennomføring av handlingsplanen for gamle synder sees det som et sentralt virkemiddel å informere og veilede kommuner og private. Dette gjelder både informasjon om regelverk, og om kriterier for når det er nødvendig med tiltak og kriterier for renhet ved opprydning.

Internasjonalt samarbeid om reguleringer av industriutslipp

Internasjonalt samarbeid om reduksjoner i industriutslippene har vært en viktig del av arbeidet med å redusere miljøgiftutslippene. Det er flere årsaker til dette:

- Nordsjøen spesielt og havet og atmosfæren generelt er felles resipienter, og miljøgiftproblemene er grenseoverskridende (regionale)
- harmonisering av tiltak og fremdrift reduserer konkurransevridningene mellom landene, og reduserer dermed kostnadene ved å gjennomføre tiltak
- harmonisering av tiltak og fremdrift sikrer at noe blir gjort i alle landene, noe

som er spesielt viktig for Norge som et «nedstrøms mottakerland»
– stor nytte av kunnskapsutveksling mellom landene

Oslo- og Pariskommisjonene har vært de viktigste fora for slikt samarbeid. Norge har i lange perioder ligget langt fremme i miljøarbeidet, og vedtakene i disse fora har i stor grad vært sett som et instrument for å sikre at de andre landene også gjennomfører de tiltak som Norge allerede har eller har vedtatt å gjennomføre. Viktige milepeler i arbeidet i Oslokommisjonen var forbudene mot forbrenning og dumping av industriavfall til sjøs. Pariskommisjonen vedtok tidlig på 80-tallet utslippsgrenser for kvikksølv og kadmium fra industrielle kilder i tråd med norske krav.

Pariskommisjonen opprettet i 1989 arbeidsgruppen INDSEC (*INDustrial SECtor*) med oppgaven å definere hva som er «beste tilgjengelige teknologi» BAT og vedta gjennomføring av tiltak samt utslippsgrenser for et bredt utvalg av industribransjer. Norge er «lead country» for primær aluminiumsindustri og VCM/PVC-industri i denne gruppen. Arbeidet foregår i nær kontakt med disse bransjene. Kommisjonen har fra 1992 åpnet for en begrenset deltakelse fra andre enn offisielle myndigheter (NGO-er), noe som åpner for betydelig innflytelse både fra bransjene og fra miljøorganisasjoner.

Viktige vedtak i Pariskommisjonen i senere år, som har fått virkning for utslippstillatelsene til norske bedrifter, er krav til kvikksølvbasert kloralkaliindustri (teknologiutfasing), og utslippsgrenser for klororganiske stoffer (AO_x) fra treforedling og for tungmetaller fra overflatebehandlende industri.

Andre samarbeidsfora som berører industriutslipp av miljøgifter er ECE-konvensjonen om langtransporterte luftforurensninger, nordsjøkonferansene og det løpende nordiske samarbeid. Fremover vil arbeidet i EØS- og EU-sammenheng bli stadig mer sentralt. Viktige forslag til direktiver som vil få effekt på industrikonsesjonene er VOC-direktivet og IPC-direktivet (jf. *"Langtransporterte luftforurensninger"* i avsnitt 9.5 og *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21).

22.1.4.2 Virkemiddelbruken overfor produkter

Innledning

Forskrifter hjemlet i produktkontrolloven og forurensningsloven har til nå vært det klart viktigste virkemidlet i arbeidet med produktreguleringer i Norge, selv om det også brukes informasjon og i noen tilfeller økonomiske virkemidler. Forskriftene kan deles inn i systemforskrifter som omfatter hele spekteret av kjemikalier, og reguleringer av enkeltstoffer.

Systemforskriftenes formål er å begrense bruken av de mest helse- og miljøskadelige stoffene ved at det ut fra stoffenes egenskaper settes generelle krav til merking, lagring, begrensinger i bruk og omsetning, krav til ventilasjon m.m. ved bruk og plikt til å deklarere produktene til Produktregisteret. *Reguleringer av enkeltstoff/enkeltprodukter* settes inn for å begrense skadevirkningene av et stoff eller et produkt som har vist seg å medføre stor miljøskade. Forskriftene forbyr vanligvis konkrete stoffer i alle eller visse utvalgte produkttyper, eller setter maksimalgrenser for innholdet av miljøgifter i ulike produkter. Hittil har bruken av systemforskrifter vært dominerende på helseskadesiden, mens de mest miljøfarlige stoffene i stor grad er regulert enkeltvis. Det foreligger flere forslag til nye regler. Disse omtales i *"Foreliggende forslag til nye virkemidler"* i avsnitt 22.1.4.3 nedenfor.

Miljøverndepartementet (MD) og Barne- og familiedepartementet (BFD) deler ansvaret for produktkontrolloven. MD v/SFT har ansvaret for produkter som kan medføre helse- og miljøskade i form av forurensning, avfall, støy eller lignende, mens produkters fysiske, mekaniske og termiske egenskaper er BFDs ansvar.

Ansvaret for å regulere kjemikaliebruken er i hovedsak delt mellom MD som har ansvar for det ytre miljøet og Kommunal- og arbeidsdepartementet (KAD) som har ansvaret for arbeidsmiljøet. Disse to departementer med underliggende etater samarbeider om et felles system for bl.a. faremerking, registrering av opplysninger, tilsyn og kontroll med kjemikalier. Tilsynsmyndigheten i det felles systemet er fordelt mellom SFT, Arbeidstilsynet, Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern og Oljedirektoratet. Forskrifter som regulerer miljø- og helsefarlige kjemikalier er hovedsakelig hjemlet i produktkontrolloven, forurensningsloven og arbeidsmiljøloven. I tillegg har bl.a. landbruks- og helsemyndighetene spesiallovgivning som regulerer plantevernmidler, legemidler, kosmetikk og nytelsesmidler m.m.

Internasjonalt samarbeid

Internasjonalt samarbeid har en spesielt sentral plass på produktkontrollområdet, og arbeidet med virkemiddelutformingen kan ikke drøftes uten som en del av dette samarbeidet. Dette skyldes flere forhold:

- Diffuse utslipp av miljøgifter er et regionalt og grenseoverskridende miljøproblem
- Frihandelshensyn krever felles internasjonale regler
- Mangel på data/kunnskap om stoffene gjør det hensiktsmessig med arbeidsdeling mellom land i kartleggings- og analysefasen

EU/EØS

Etter ikrafttredelsen av *EØS-avtalen* er den videre utformingen av virkemiddelbruken i Norge på kjemikalieområdet i stor grad bestemt av utviklingen i EU/EØS. Produktreguleringer av denne typen er i utgangspunktet totalharmonisert i EU og dermed i EØS. Det er imidlertid visse unntak fra denne hovedregelen, som bl.a. utvikles gjennom rettsavgjørelser over tid. Asbest er et eksempel på et stoff som er regulert ulikt innad i EU. EFTA-landene har også fått noen unntak og overgangsordninger i EØS-avtalen:

- Når det gjelder *klassifisering og merking av kjemikalier* kan EFTA-landene beholde sitt regelverk til 01.01.1995. I perioden frem til 1995 skal det samarbeides om å løse de gjenværende problemer, og innen utløpet av denne overgangsperioden må det treffes beslutninger om forlenget overgangsperiode eller harmonisering.
- For *restriksjoner og forbud mot farlige stoffer* har EFTA-landene fått beholde de reguleringer landene hadde ved avtalens ikrafttreden som går lengre enn EUs regler. Dette gjelder for visse stoffer og stoffgrupper som er nærmere definert i avtalen.

Som en konsekvens av EØS-avtalen, er EU-regler som går lenger enn de tidligere norske bestemmelsene innført i tre ulike forskrifter. Dette gjelder regulering av organotinn som begroingshindrende middel på aluminiumsbåter og lettmetallkomponenter, krav til den biologiske nedbrytbarheten til tensider i vaskemidler, og begrensning av markedsføring og bruk av enkelte skadelige kjemikalier. Batteriforskriften skal også revideres som en del av samme tilpasningsprosess, bl.a. for å innføre EUs regler om at oppladbare batterier som er innmontert i gjenstander lett skal la seg fjerne av forbruker.

OECD

Under OECDs kjemikalieprogram er det satt i gang aktiviteter som tar sikte på en arbeidsdeling mellom landene for å øke kunnskapen om kjemikaliers effekter og oppnå bedre kontroll med kjemikalier. OECDs høyvolumprosjekt tar først og fremst sikte på å identifisere *høyvolumkjemikalier* som man har lite eller ingen data om helse- og miljøeffektene av. Disse skal prioriteres for testing og vurdering. Arbeidet er koordinert med tilsvarende prosesser i EU. Norge v/SFT har fått koordineringsansvar for to stoffer. Produsentene for de aktuelle stoffene i Norge står for datainnsamling og eventuell testing (eten – Norsk Hydro, vanillin – Borregaard).

Som en oppfølging av høyvolumprosjektet har OECD satt i gang et prosjekt for å identifisere stoffer som representerer en uakseptabel risiko for helse og miljø og som derfor bør prioriteres for såkalt *«risk reduction»*, dvs. tiltak for å begrense eksponeringen for menneske og miljø. Livsløpstankegangen skal legges til grunn, og effekter både på helse og miljø ved eksponering via alle medier samt mulige erstatningsstoffer skal vurderes. Det er foreløpig igang et pilotprosjekt for 5 stoffer. Norge er sammen med de andre nordiske landene såkalt «lead country» for kvikksølv.

UNCED/Agenda 21 peker på to hovedproblemer mht. skadelige kjemikalier: a) Mangel på tilstrekkelig vitenskapelig informasjon for å kunne anslå risikoer knyttet til bruk av et stort antall kjemikalier; b) Mangel på ressurser til å risikovurdere kjemikalier som det foreligger data om. UNCED foreslår at arbeidet på dette feltet styrkes og utvides. OECD har nå som et resultat av UNCED initiert arbeid med harmonisering av klassifisering og merking av kjemikalier. Arbeidet har foreløpig vært begrenset til klassifiseringsreglene for akutt giftighet (helse) og miljøfareklassifisering, men utvides nå til bl.a. kreft og reproduksjonsskadelige effekter.

Pariskommisjonen

Pariskommisjonen har opprettet en fast arbeidsgruppe kalt «*DIFFCHEM*», som særlig konsenterer seg om produkter, plantevernmidler, kjemikalieutslipp i oppdrettsnæringen m.m. Den internasjonale oppfølging av nordsjødeklarasjonene overfor diffuse miljøgiftutslipp er i stor grad lagt til denne gruppen.

Nordisk kjemikaliegruppe

På kjemikalieområdet har det nordiske samarbeidet spilt en viktig rolle for å frembringe faglig dokumentasjonsunderlag både for nasjonale tiltak og for forslag og innspill til det øvrige internasjonale samarbeidet. Som eksempler kan nevnes det nordiske forslaget for system for potensgradering av kreftframkallende stoffer, system for merking av reproduksjonsskadelige kjemikalier og det nordiske forslaget til system for klassifisering og merking av miljøfarlige kjemikalier. Det nordiske forslaget for miljøfarlige kjemikalier har gjennom EFTA/EU-samarbeidet også i stor grad påvirket EUs regler på dette området.

Regler direkte i produktkontrolloven

Produktkontrolloven pålegger industrien, produsenter og importører ansvaret for å treffe tiltak for å forebygge og begrense skadevirkninger av et produkt. I del III er denne *aktsomhetsplikten* omtalt sammen med kunnskaps- og opplysningsplikten som også følger av loven. I konkrete tilfeller kan en henstilling fra miljømyndighetene til produsent eller importør om å bytte ut spesielt farlige kjemikalierer med mindre farlige alternativer under henvisning til aktsomhetsparagrafen være en egnet

reaksjonsmåte. Dette har blitt gjort i noen enkeltsaker der SFT har vært oppmerksom på produkter som inneholder helsefarlige kjemikalier i en slik mengde eller type at produktet representerer en betydelig helserisiko.

Et eksempel på et slikt produkt er urinaltabletter som plasseres i urinaler for å fjerne lukt, og som tidligere innehold svært giftige og mulig kreftfremkallende stoffer. Kontroll har vist at de seriøse i bransjen har sluttet å importere/produsere tabletter av en slik type etter at de mottok brev med henvisning til aktsomhetskravet i produktkontrolloven. I den svenske kjemikalieloven er dette prinsippet om aktsomhet mer konkretisert, slik at det blir et reelt virkemiddel. Den såkalte «*utbytesreglen*» *pålegger* produsenter og importører å treffe de nødvendige tiltak og å unngå farlige produkter som *kan* erstattes med mindre farlige.

Systemforskrifter

«Forskrift om merking, omsetning m.v. av kjemikalier som kan medføre helsefare» (Forskrift om helsefaremerking) fastsatt 22.12.1993 av Miljøverndepartementet og Kommunal- og arbeidsdepartementet med hjemmel i produktkontrolloven og arbeidsmiljøloven, inneholder de mest sentrale reglene. Forskriften ble gitt første gang i 1982. Denne forskriften gir en basis for arbeidet med forebyggende tiltak mot kjemikalier som kan medføre helsefare. Forskriften gir regler som gjelder klassifisering, merking, emballering, produksjon, leieproduksjon, import og omsetning av kjemikalier som kan være en risiko for helsen. Den praktiske oppfølgingen av helsefaremerkeforskriften er gitt i «Forskrift om stoffliste, risiko- og sikkerhetssetninger m.v.» fastsatt av SFT 23.12.1993 i samråd med Arbeidstilsynet. Dette er en liste over minimumsmerking av en rekke kjemikalier. Forskriften er hjemlet både i produktkontrolloven og i helsefaremerkeforskriften. Helsefaremerkeforskriften utgjør sammen med deler av «Forskrift om brann- og eksplosjonsfare» fastsatt av KAD et enhetlig merkesystem for helsefarlige og brann- og eksplosjonsfarlige kjemikalier.

Krav til merking av alle helsefarlige kjemikalier skal sikre at opplysninger om kjemikaliers skadevirkninger når brukerne, slik at de selv kan forebygge skadene ved å ta de nødvendigste forholdsregler. Merkingen angir hva produktet inneholder, skadevirkninger og forholdsregler. SFT har gjennomført flere informasjonskampanjer for å opplyse befolkningen om merkingen av helsefarlige produkter. Kampanjene har vært relativt ressurskrevende, men miljøvernmyndighetene har vurdert dette som et nødvendig supplerende virkemiddel for å få tilstrekkelig effekt av merkesystemet.

Importører og produsenter av merkepliktige stoffer skal deklarere produktene sine til Kommunal- og arbeidsdepartementets *Produktregister*, og betale et gebyr for dette som bl.a. skal finansiere myndighetenes kontroll med kjemikalieregelverket (Forskrift om innkreving av gebyrer for myndighetenes kontroll med kjemiske stoffer og produkter vedtatt 31.7.1990 av Miljøverndepartementet). Registeret inneholder data for hvert merkepliktige produkt på markedet om kjemisk innhold, klassifisering og merking, årlig omsatt volum, bruksområder og navn på importør/produsent. Registeret er et viktig og fremtidsrettet virkemiddel for å gi oversikt over problemomfanget, gi grunnlag for planleggingen av kontrolltiltak, studere effekten av alternative virkemidler m.m. Giftinformasjonssentralen, Arbeidstilsynet og spesielt SFT har hittil vært de viktigste brukerne av registeret.

Import og omsetning av kjemikalier klassifisert som «meget giftige» og «giftige» til privat bruk er i dag forbudt (Forskrift om helsefaremerking). Det vil bli vurdert ytterligere *restriksjoner på bruken av kjemikalier* for å fjerne eller redusere risikoen for eksponering for spesielt farlige kjemikalier. Dette vil være en nasjonal oppfølging av aktiviteter som er igangsatt i OECD, og av EU/EØS-regler.

Miljøverndepartementet har i tillegg til de generelle kravene til emballasje i forskriften om helsefaremerking, fastsatt to forskrifter i medhold av produktkontrollloven hvor det stilles spesifiserte *krav til lukkingen* av emballasjen til forbrukerprodukter. (Forskrift om barnesikret emballasje på enkelte kjemiske stoffer og produkter som brukes i husholdningen vedtatt 25.5.1988, og Forskrift om forbud mot produksjon, omsetning og markedsføring av oljelamper med løs vekeholder, farget lampeolje og konsentrert farge beregnet for tilsetning til lampeolje vedtatt 6.4.1987.) Begge forskriftene skal bidra til å forebygge at barn utsettes for særlige farlige kjemikalier.

Forskrifter som regulerer enkeltstoffer

Forskrift om polyklorerte bifenyler (PCB) vedtatt av Miljøverndepartementet 1.1.1990 forbyr i tråd med Haagdeklarasjonen (den tredje Nordsjøkonferansen i 1990) all bruk av PCB etter 1.1.1995. Forskriften ble fastsatt første gang i 1979. PCB er en av de farligste klororganiske miljøgiftene som i dag opptrer globalt med forhøyede konsentrasjoner.

Forskrift om utslipp av oljeholdig avløpsvann og om bruk og merking av vaske- og avfettingsmidler vedtatt 1.10.1983 av Miljøverndepartementet, er viktig bl.a. for å regulere utslipp fra bensinstasjoner m.m. Disse utgjør et stort samlet forurensningspotensiale. Forskrift om helse- og miljøskadelige stoffer i motorbensin vedtatt 3.12.1985 av Miljøverndepartementet (opprinnelig fra 1980) setter øvre grenser for innholdet av meget farlige miljøgifter som benzen i motorbensin, og for tilsats av bly. Forskriften hadde umiddelbar effekt på blyinnholdet i luften i norske byer.

Forskrift om forbud mot produksjon, import, omsetning og bruk av begroingshindrende midler som inneholder organotinn vedtatt 21.12.1993 av Miljøverndepartementet er det viktigste virkemidlet for å oppfylle målet om 70 % reduksjon for disse stoffene. Forskriften er opprinnelig fra 1989. Reguleringen har medført overgang til kobberbaserte bunnstoffer til mindre båter. Bruken av organotinn til behandling av store skip er tatt opp internasjonalt av IMO (FNs sjøfartsorganisasjon), og det er anbefalt grenser for hvor mye tinn som er tillatt frigitt pr. tidsenhet fra behandlet overflate. Det er usikkert hva dette vil bety for de totale utslippene fremover.

Forskrift om miljøskadelige batterier og akkumulatorer vedtatt 17.7.1990 av Miljøverndepartementet inneholder en nedtrappingsplan med faste tidsfrister for maksimalt tillatt innhold av kvikksølv og kadmium i batterier av ulike typer.

Informasjon

Merking av helseskadelige produkter kan også betraktes som et informasjonsvirkemiddel overfor allmennheten, der staten bruker forskrift for å tvinge importør/produsent til å gi denne informasjonen på sine vegne. Merking av *de minst miljøskadelige produktene i en varegruppe*, såkalt *positiv miljømerking*, er enda klarere et informasjonstiltak, som gir de forbrukere og bedrifter som ønsker å kjøpe mest mulig miljøvennlige varer pålitelig informasjon om dette. Den nordiske ordingen med «Svanemerket» er den offisielle ordningen i Norge. Merket er frivillig, og de bedriftene som ønsker å få bruke merket på sine produkter må søke om dette. Stiftelsen Miljømerking i Norge er opprettet av Stortinget for å forestå den norske delen av arbeidet med utarbeidelse av kriterier og tildeling av merket. Stiftelsen får i hovedsak sin offentlige støtte fra Barne- og familiedepartementet som sektoransvarlig for forbrukersaker, men Miljøverndepartementet bidrar også. Bedrifter som bru-

ker merket, betaler for dette, og på lenger sikt er det meningen at ordningen skal bli selvfinansierende.

EU har et tilsvarende frivillig miljømerke, som vil bli innført i Norge når tilleggsavtalen til EØS trer i kraft. Foreløpig har EU-systemet bare kriterier for vaskemaskiner og oppvaskmaskiner. I likhet med i flere EU-land vil de eksisterende offisielle merkene fortsette side om side med EU-merket inntil videre.

Det er gjennomført flere ulike informasjonskampanjer i forhold til miljøgifter og helseskader fra produkter. Informasjon til allmennheten om merkesystemene er nevnt foran. En kampanje har informert befolkningen om sammenhengen mellom utviklingen av nikkelallergi og bruken av nikkelholdige smykker. Til tross for stor interesse for disse brosjyrene er det ikke registrert noen nedgang i antall nikkelallergikere, tvert i mot er antallet personer med nikkelallergi økende. Det ser ut til at andre virkemidler er nødvendige for å forebygge slike allergier. Studier omkring forbrukeratferd viser at det er lite sannsynlig at en generell brosjyre alene vil endre folks atferd. I EU er det under utarbeidelse en regulering som skal hindre at bl.a. smykker inneholder for mye nikkel, som vil bli en del av vårt regelverk gjennom EØS.

Informasjon benyttes også i form av tidlig varsling til industrien om kommende internasjonale og nasjonale miljømålsettinger. Dette er gjort i forbindelse med miljøskadelige batterier, amalgamutslipp fra tannleger og kvikksølvtermometre.

Samarbeid med næringslivet

Inngåelse av *samarbeid* eller opprettelse av *avtaler med næringslivet* om f.eks. miljøsertifisering (opplæring av ansatte når det gjelder miljøriktig håndtering av kjemikalier og maskiner etc.), om innsamling/gjenvinning av kasserte produkter (jf. *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 om avfall og gjenvinning) m.m. kan også være egnede virkemidler i noen tilfeller. Slikt samarbeid kan bevisstgjøre bransjene til selv å ta ansvar for miljøutviklingen, noe som kan være svært kostnadseffektivt.

«*Grønt Arbeidsliv*» er et program initiert og finansiert av Miljøverndepartementet. I styret sitter representanter for miljøvernforvaltningen, LO, NHO, KS og NNV. Programmet har følgende forretningsidé:

> å forene markedsinnsikt, miljøkunnskap, organisasjonstiltak og samfunnsengasjement, slik at norske virksomheter, offentlige og private, blir mindre miljøbelastende og dermed utnytter mulighetene i det «grønne markedet» for å oppnå konkurransefordeler.

Strategien til Grønt Arbeidsliv er å gjennomføre pilotprosjekter hvor nye metoder utprøves. I neste omgang spres disse metodene til resten av bransjen og på tvers av bransjer.

Grønt Arbeidsliv satser i dag innen områdene dagligvare, bygg, tele, reklame, kommuner, turisme og finans. Grønt Arbeidsliv fungerer som en katalysator og tilbyr kompetanse, informasjon, økonomisk støtte og kontakt med tilsvarende virksomheter.

Grønt Arbeidsliv har med begrensede ressurser siden starten i 1991 gjennomført svært mange prosjekter innenfor disse bransjene. Graden av suksess har vært høy – bedrifter blir «grønne» og tjener penger. Frem til 1993 er ca. 9 mill. kroner benyttet. Budsjettet for 1994 er på 5 mill. kroner.

Et pilotprosjekt under Grønt Arbeidsliv er «Grønt Kontor i kommunene». Dette startet som et samarbeid mellom Miljøverndepartementet og Lillehammer OL, men har nå fått en landsomfattende spredning hvor 120 kommuner deltar. Miljøverndepartementet er i ferd med å gjennomføre Grønt Kontor internt, og det vil senere tas

stilling til om det skal spres videre i Staten gjennom rutiner for offentlige anskaffelser.

Økonomiske virkemidler

Avgifter er lite brukt på dette området. Det viktigste unntaket er avgift på bly i motorbensin, jf. *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1 i del VI. Den tidligere avgiften på batterier ble tatt bort fra 1.1.1992. Regjeringen foreslo også å innføre avgift på blyhagl, men dette ble avvist av Stortinget. Produsenter og importører av merkepliktige kjemikalier over en viss mengde er ilagt *årlige gebyrer* ved innmelding til Produktregisteret. Hensikten er å finansiere myndighetenes kontroll av industriens oppfølging av kjemikaliereguleringene.

SFT satte i 1993 for første gang av miljøteknologimidler til området miljøgifter i produkter.

22.1.4.3 Foreliggende forslag til nye virkemidler

Det foreligger flere ferdige forslag til nye forskrifter på produktområdet, som det arbeides med sikte på å iverksette i nær fremtid. Disse er dels et resultat av det nasjonale arbeidet med å oppfylle vedtatte målsettinger, og dels et resultat av internasjonale prosesser. Flere av forslagene har foreligget i lengre tid, og er dels varslet i politiske dokumenter som St. meld. nr. 64 (1991-92) om oppfølgingen av nordsjødeklarasjonene. De presenteres derfor her i avslutningen av den beskrivende delen, for å gi en fullstendig bakgrunn for vurderingene i *"Vurdering av virkemiddelbruken på området og behovet for endringer"* i avsnitt 22.2. og *"Drøfting av fremtidig virkemiddelbruk overfor miljøgifter i produkter"* i 22.3.

Det kanskje prinsippielt viktigste er forslaget om å utvide *systemforskriftene* til også å omfatte de *miljøfarlige* stoffene. Det er foreslått å innføre klassifiserings- og merkeregler og deklarasjonsplikt på linje med helsefaremerkeforskriften. Merkingen utvides til også å angi miljømessig ønskelig avfallsbehandling. Dette vil gi et mer helhetlig virkemiddelsystem. Denne reguleringen kan også være et egnet grunnlag ved bruk av økonomiske virkemidler i fremtiden. Innføringen av dette virkemidlet vil bli koordinert med tilsvarende prosess i EU.

EU planlegger å innføre en forordning der data om helse- og miljøeffekter av *eksisterende kjemikalier* blir avkrevet næringslivet. Denne blir sannsynligvis en del av EØS-avtalen og fordrer derfor at EFTA-landene følger opp med tilsvarende regelverk.

Det arbeides også som en del av oppfølgingen av EØS-avtalen med forslag til forskrifter om *forhåndsmelding av nye stoffer*. Dette innebærer at nye kjemikalier må gjennomgå tester før de kan slippes på markedet. I de land hvor strenge testkrav til nye kjemikalier er innført, har det vist seg at antall helsefarlige stoffer er redusert. Et slikt regelverk bidrar til at myndighetene på et tidlig tidspunkt kan vurdere/iverksette krav til tiltak før kjemikalier når markedet.

Forslag til forskrift om *eksport og import av farlige kjemikalier* vil også komme som en del av EØS-avtalen. Den vil sikre gjensidig utveksling av informasjon om kjemikaliers helse- og miljøeffekter ved import og eksport. Formålet med å innføre disse reglene i i-landene er at myndighetene i disse landene får mulighet til å nekte eksport av de kjemikalier som er strengt regulert ut fra helse- og miljøeffekter til u-landene, som ikke har ressurer til å kontrollere dette selv.

Videre foreligger forslag til konkrete reguleringer av enkeltstoffer, for å oppfylle nasjonale mål og internasjonale forpliktelser. Dette gjelder de to viktigste gjenværende kildene til kvikksølvutslipp i Norge, og de to miljøgiftene som skal fases

ut innen 1.1.1996 i hht. Montrealprotokollen (jf. *"Reduksjon av ozonlaget"* i kapittel 27 i analysedelen om ozonreduserende stoffer):
– Forskrift om kvikksølvholdige termometre
– Forskrift om amalgamavskillere
– Forskrift om forbud mot karbontetraklorid
– Forskrift om forbud mot 1,1,1 Trikloretan

22.2 VURDERING AV VIRKEMIDDELBRUKEN PÅ OMRÅDET OG BEHOVET FOR ENDRINGER

Innledning

Formålet med dette kapitlet er å foreta en kritisk gjennomgang og vurdering av virkemiddelbruken på miljøgift- og kjemikaliefeltet. I tillegg til beskrivelsen i *"Oversikt over innsatsområdet"* i avsnitt 22.1 foran, inngår de eksterne evalueringene fra Det Norske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s. (DNVI-ECON 1993 a-g) som en del av grunnlaget for utvalgets vurderinger. Man er nå inne i en fase der hovedfokus skifter fra de store industribedriftene over mot diffuse utslipp og produktreguleringer. Dette gjør det ekstra interessant med en gjennomgang og vurdering av ulike virkemidlers egnethet for de aktuelle formål.

Vurderingene starter med en relativt beskrivende gjennomgang av måloppnåelse og påløpte kostnader på dette feltet. Siden konsesjonssystemet overfor industrien er behandlet i *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 foran, er hovedvekten i den etterfølgende analysen av kostnads- og styringseffektivitet m.m. lagt på de andre delene av virkemiddelbruken. Analysen her i *"Vurdering av virkemiddelbruken på området og behovet for endringer"* i avsnitt 22.2 er generell for hele feltet. I *"Drøfting av fremtidig virkemiddelbruk overfor miljøgifter i produkter"* i avsnitt 22.3 drøftes en strategi for virkemiddelbruken i forhold til miljøgifter og helsefarlige kjemikalier i produkter fremover, bl.a. i lys av EØS-avtalen.

22.2.1 Oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken

Måloppnåelse

Av de i alt 39 miljøgiftene som det foreligger *tallfestede mål* for, anses målene ut fra de foreliggende kunnskapene for å være nådd for 24 stoffer, jf. tabell 22.2 og 22.3. For ytterligere 5 stoffer vil målene nås dersom tiltak som er foreslått eller under arbeid gjennomføres. For de siste 10 stoffene er måloppnåelsen avhengig av at nye tiltak utredes og gjennomføres. Også for flere av disse er det imidlertid oppnådd viktige reduksjoner. Blant de 22 stoffene hvor målene synes nådd er de 14 stoffene som bare eller i hovedsak brukes som plantevernmidler.

Utvalget vil peke på at disse målene for en rekke stoffer bare er et skritt på veien mot full utfasing av bruken eller eliminasjon av utslippene, og at de generelle målene for miljøgifter og helsefarlige kjemikalier omfatter langt flere stoffer enn de som hittil er prioritert i form av tallfestede mål. For feltet helsefarlige kjemikalier foreligger ikke tallfestede mål.

Det er generelt oppnådd store reduksjoner i utslippene av miljøgifter fra de store industrikildene. Her er også tallmaterialet relativt bra. For utslipp fra produkter og andre mindre kilder er det oppnådd mindre reduksjoner, og spesielt det historiske datagrunnlaget er generelt også dårligere for disse kildene.

Tabell 22.2: Oversikt over måloppnåelse og samlede utslipp til luft og vann for miljøgifter som omfattes av nasjonale eller internasjonale tallfestede reduksjonsmål.

Stoff	Mål for stoffet	Målstatus for stoffet	Utslipp (tonn/år)		% Red. 1985 – 1992		
			1985	1992	vann	luft	sum
Kvikksølv (Hg)	70 % Nordsjø, 70 % Nasjonalt	Målene vil nås*	4,6	1,9	51	75	58
Kadmium (Cd)	70 % Nordsjø, 70 % Nasjonalt	Nådd for vann – forsinket for luft	20,5	1,9	95	40	91
Kobber (Cu)	50 % Nordsjø, 70 % Nasjonalt	Nådd for luft – vil nås for vann* forsinket nasjonalt	594	418	28	88	30
Sink (Zn)	50 % Nordsjø, 70 % Nasjonalt	Nådd for vann – forsinket for luft	2836	827	74	+12 (økning)	71
Bly (Pb)	70 % Nordsjø, 70 % Nasjonalt	Nådd for luft og vann. Vil nås nasjonalt*	1275 (2881)**	188 (1131)**	97	61	85 (60)**
Arsen (As)	50 % Nordsjø	Nådd for vann – forsinket for luft	314	2	99	33	99
Krom (Cr)	50 % Nordsjø, 70 % Nasjonalt	Nådd for N.sjø – forsinket nasjonalt	64 (76)**	19,5 (30)**	85	Økning ***	70 (60)**
Nikkel (Ni)	50 % Nordsjø	Nådd for vann Forsinket for luft	122	84,5	60	15	31
Tinnorganiske (TBT/TFT)	50 % vann N.sjø, 70 % Nasjonalt	Nådd for N.sjø – vil ikke nås nasj.	56 (59)**	26.5 (29,5)**	53	-	48 (50)**
Pentaklorfenol	50 % Nordsjø, 70 % Nasjonalt	Målene er nådd	0,14	0,05	92	u)	64
Heksaklorbensen	50 % Nordsjø	Målet er nådd	0,44	0,13	96	u)	72
Heksaklorbutadien	50 % Nordsjø	Ingen kjente utslipp	-	-	-	-	-
Karbontetraklorid (Tetraklormetan)	50 % Nordsjø, 100 % Montrealpr.	Nådd for N.sjø – vil nås for Montrealpr.*	13	2,6	96	79	80
Kloroform (Triklormetan)	50 % Nordsjø	Målet er nådd	31	7,8	67	87	75
Triklorbenzen	50 % Nordsjø	Målet er nådd	ubetyd.	utslipp	u)	u)	-
Trikloreten	50 % Nordsjø	Målet er nådd	806	374	76	52	53
Tetrakloreten (Perkloretylen)	50 % Nordsjø	Målet er nådd	1238	485	62	61	61
1,2-dikloretan (EDC)	50 % vann N.sjø	Målet er nådd	v: 0,33 l: 46,3	v: 0,01 l: 42	97	9	9
1,1,1-trikloretan	50 % Nordsjø, 100 % Montrealpr.	Nådd for N.sjø – vil nås for Montrealpr. *	1515	472	66	69	69
Dioksiner	70 % Nordsjø, 70 % Nasjonalt	Målene er nådd	560 g	25 g	99	56	96
PCB (Polyklorerte bifenyler)	Utfasing N.sjø, Utfasing Nasjonalt	Målet vil nås *	-	-	-	-	-
PAH (Polysykliske arom. hydrokarb.)	70 % Nasjonalt	Forsinket	283	155	81	25	45
KAB (klorerte alkylbenzener)	70 % Nasjonalt	Målet er nådd	0,5	0,05	90	-	90
Fluor	70 % Nasjonalt	Forsinket	1036	590	-	43	43

* Målet vil nås gitt at utarbeidete og planlagte tiltak iverksettes.

** Tallene i parentes gjelder reduksjon til luft, vann og jord i forhold til nasjonal målsetting.
*** Økningen skyldes ny bedrift nord for det området som dekkes av nordsjødeklarasjonene. Grensen går ved 62. breddegrad, dvs. omtrent ved Stadt. u) Utslippene er ubetydelige, slik at en kan anse målet som nådd.

Tabell 22.3: Oversikt over måloppnåelse og utviklingen i det samlede forbruket av plantevernmidler omfattet av nordsjødeklarasjonene om 50 % reduksjon av utslipp til vann. Målene gjelder utslipp til vann, ikke bruken av stoffene.

Stoff	Målstatus	Forbruk (kg/år)		% Red. 1985-92
		1985	1992	
Driner	Målet er nådd	0	0	-
Lindan (γ-HCH)	Målet er nådd	3366	0	100
DDT	Målet er nådd	1460	0	100
Trifluralin	Målet er nådd	3695	1300	65
Endosulfan	Målet vil bli nådd*	1481	1794	+
Simazin	Målet vil bli nådd*	4837	3460	28
Atrazin	Målet er nådd	9605	0	100
Azinfos-etyl	Målet er nådd	0	0	-
Azinfos-metyl	Målet vil bli nådd**	2250	1410	37
Fenitrotion	Målet er nådd	3712	450	88
Fention	Målet er nådd	2801	1292	53
Malation	Målet er nådd	472	0	100
Paration	Målet er nådd	403	100	75
Paration-metyl	Målet er nådd	0	0	-
Diklorvos	Målet er nådd	12737	4765***	63

* Disse stoffene antas å bli forbudt å bruke innen 1995.
** Bruken av azinfosmethyl regnes ikke å medføre noen fare for forurensning av Nordsjøen.
** 1990 tall. Diklorvos nyttes i hovedsak i fiskeoppdrett (3200 kg til Nordsjøen i 1990), men også noe til husdyr (800 kg) og som plantevernmiddel (765 kg).

Utvikling i miljøtilstand

Forurensede fjordområder følges opp med regelmessige overvåkingsprogrammer, for å fange opp eventuelle effekter av reduserte utslipp av bl.a. miljøgifter. Generelt vises bedring når det gjelder konsentrasjoner av miljøgifter i vannmassene, i sedimenter og i fisk og skalldyr. Dette gjelder de fleste av våre mest forurensede områder, som Grenlandsfjordene, Kristiansandsfjorden, Saudafjorden, Sørfjorden, Årdalsfjorden, Sunndalsfjorden og Ranafjorden.

Hvor raskt bedringen skjer varierer fra sted til sted, og avhenger av type miljøgift. Der forurensede sedimenter ganske raskt dekkes til av nye, mindre forurensede partikler, skjer bedringene raskt. Andre steder er det liten naturlig tilførsel av partikler, slik at endringene skjer langsomt. Utlekking fra sedimenter i svært forurensede områder kan gi nye tilførsler og forsinker forbedringen i fjordområdene. Til tross for den generelle forbedringen som er registrert er det fortsatt forhøyede nivåer av

miljøgifter i fisk og skalldyr i store områder. Omsetnings- og kostholdsrestriksjoner gjelder fortsatt, men er lempet noe, bl.a. i Saudafjorden og Årdalsfjorden.

Også når det gjelder luft, nedbør og jord er det igangsatt overvåkingsprogrammer som overvåker de viktigste uorganiske og organiske miljøgiftene. Som følge av lokale industritiltak og redusert bruk av bly i motorbensin, er den lokale luftkvaliteten mht. miljøgifter i byene blitt vesentlig bedre. Også de langtransporterte tungmetallforurensningene er redusert som følge av tiltak i andre land.

Bruken av kjemiske stoffer er stor og økende, og befolkningen blir utsatt for stadig nye kombinasjoner av kjemiske påvirkninger. Det er stor usikkerhet omkring *utviklingen i helseskader pga. denne bruken av helsefarlige kjemikalier*. De gjennomførte virkemidlene antas å ville gi effekter med hensyn til akutte forgiftninger og barneulykker. Det synes å være størst grunn til bekymring omkring de langsiktige kroniske skadene på arvestoff og reproduksjon, kreft m.m. Astma og allergier synes også å være et stort og økende problem, men det er kompliserte årsakssammenhenger bak denne utviklingen.

Miljø- og helsemessig effekt av virkemiddelbruken

Generelt har *industrien* redusert de fleste av sine utslipp av miljøgifter til luft og vann med mellom 50 og 90 % i perioden 1985 til 1992. Ytterligere reduksjoner er planlagt og vil finne sted. Disse reduksjonene synes først og fremst å være et resultat av konsesjonssystemet overfor industrien, selv om andre virkemidler som forskrifter, informasjon, og støtte gjennom garantiordningen (bare til pålagte tiltak) og miljøteknologimidler også kan ha bidratt i noen grad. For en nærmere vurdering og beskrivelse av konsesjonssystemet vises til *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 foran.

Tiltak som er gjort for å redusere avrenning fra *gruver og gruvedeponier* er beregnet å medføre at tilførslene av kobber og sink til enkelte vassdrag reduseres med 60-90 % i perioden 1985-94. Når det gjelder *eldre avfallsdeponier og forurenset grunn* er det satt i gang grunnundersøkelser på i alt ca. 120 lokaliteter. 10 av disse er avsluttet. SFTs handlingsplan omfatter undersøkelser på til sammen 450 lokaliteter. Grunnundersøkelsene vil gi en løpende registrering og kontroll av risikoområder, slik at situasjoner som medfører alvorlig miljø- og helsefare kan forhindres. Tiltakene vil bidra til å forebygge akutt og permanent forurensning av grunnvann. Videre vil tiltakene kunne redusere den fremtidige belastningen av miljøgifter i vassdrag og fjorder, og medvirke til fjerning av noen av kostholdsrestriksjonene. Undersøkelser og tiltak vil også kunne medføre at arealer som er båndlagt pga. grunnforurensning kan frigjøres for utnyttelse. Også på dette området er det direkte reguleringer som er årsaken til at tiltakene gjennomføres.

Reduksjoner av *utslipp gjennom produkter* er ikke kommet tilsvarende langt som reduksjon av utslipp fra industrivirksomhet. Reduksjoner av betydning er oppnådd mht. kvikksølv, bly og tribultyltinn, mens det har vært økninger i utslipp av kobber og sink. Reduksjonene for tinnorganiske forbindelser og bly skyldes innførte forskrifter og avgiften på bly i bensin. Nedgangen for kvikksølv skyldes redusert bruk av amalgam og kvikksølvtermometre. Dette kan dels være en effekt av de varslede reguleringer og dels skyldes at alternativer er kommet på markedet. Årsaken til økte utslipp av kobber er at kobber er substitutt til tinn i bunnstoff til båter. Økningen for sink skyldes økt utslipp fra dekkslitasje pga. økt biltrafikk.

Reduksjoner i blyutslipp fra biler er et eksempel på at avgifter i kombinasjon med bl.a. målrettet informasjon fra oljeselskapene har hatt god virkning. Jf. også *"Drøfting av fremtidig virkemiddelbruk overfor miljøgifter i produkter"* i avsnitt

22.3 og *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24 om lokale luftforurensninger.

Det foreligger lite tallmateriale som direkte viser sammenhengen mellom eksisterende helseproblemer og eksponering for kjemikalier i produkter. Kvantifisering av den *forebyggende effekten* merkereglene og de øvrige systemforskriftene kan ha er generelt vanskelig. Det er heller ikke brukt vesentlige ressurser på å dokumentere slike sammenhenger, bl.a. fordi helsemyndighetene som sektoransvarlig ikke har funnet å kunne prioritere dette feltet. Noen effekter synes imidlertid klare.

Krav til merking fører til at importører/produsenter tvinges til å ta stilling til kjemikaliers mulige skadevirkninger, og vurdere alternative sammensetninger av produktene sine. Ut fra studier i andre land er det en klar sammenheng mellom krav til vurdering og merking av produkter og at færre farlige produkter kommer ut på markedet. Som følge av økte krav om tiltak vrir næringslivet sine produkter vekk fra de mer skadelige over på mindre skadelige produkter.

Et eksempel på dette fra vårt land er utvidelsen av forskriften om barnesikret emballasje til også å omfatte etsende maskinoppvaskmiddel i pulverform. Produsentene responderte på dette med å utvikle et ikke-etsende oppvaskmiddel som ikke behøvde å være utstyrt med barnesikret lukkemekanisme. Fritaket for merking med symbolet for «etsende» ble etterpå utnyttet i markedsføringen.

I 1990 ble reglene om kreftfaremerking revidert, slik at 3/4 deler av de kreftfremkallende stoffene som tidligere var på markedet nå ikke kan selges til forbrukere uten politiets tillatelse. Vanlige forbrukere skal etter dette normalt ikke komme i kontakt med produkter som er kreftfremkallende eller av andre grunner merket med giftighetssymbolet. Slike produkter skal i hovedsak kun nyttes i industrien. Dette må i seg selv utvilsomt redusere risikoen for skader. Bruken av faresymboler, advarselssetninger og råd om skadebehandling på all emballasje må også øke sjansene for riktig bruk og for korrekte tiltak ved uhell. Vridningen mot mindre skadelige produkter vil også føre til at det genereres mindre mengder spesialavfall.

Produsenter og importører av merkepliktige kjemikalier over en viss mengde er ilagt årlige gebyrer ved innmelding til Produktregisteret. Dette har ført til en sanering av produkttilbudet fra leverandørene, og har påvirket industrien til å ta i bruk eller utvikle ikke-merkepliktige produkter. Det er også miljøvernmyndighetenes inntrykk at produsenter/importører ikke ønsker å markedsføre produkter som er merket med en advarsel om mulig kreftfare, selv overfor yrkesmessige brukere. Dette har nok også bidratt til den sterke reduksjonen i kreftfarlige produkter på markedet.

Erfaringene så langt tyder på at positiv miljømerking vil ha mange av de samme virkningene. Kort tid etter at kriteriene for vaskemidler og papir var utarbeidet, endret flere store produsenter sine produkter/produksjonsprosesser slik at de oppfylte kriteriene for miljømerking.

Kostnader

Generelt kan det være et problem å definere *miljøinvesteringer* i forhold til andre investeringer i en bedrift. Videre kan miljøinvesteringer gi effektivitetsgevinster på andre områder uten at dette er tatt hensyn til ved beregning av kostnadene ved miljøinvesteringene. Enkelte bedrifter har også kunnet dekke hele eller deler av kostnadene ved miljøtiltak gjennom salg av nyutviklet teknologi til andre bedrifter i Norge eller andre land.

SFT har tidligere anslått at det såkalte annen-generasjons opprydningsprogram for industrien i perioden 1986-1995 totalt ville kreve investeringer i størrelsesorden

2-4 mrd. 1987-kroner. Ca. 70 % av dette kan sies å gjelde miljøgifter – resten er kostnader ved tiltak mot bl.a. SO_2 og organisk stoff.

NHO har utgitt en rapport over industriens samlede investeringer i helse, miljø- og sikkerhetstiltak (NHO 1992). I følge denne rapporten er det beregnet at investeringer for alle tiltak for forbedringer i ytre miljø (dvs. langt mer enn miljøgifter) utgjorde ca. 7 mrd. kroner f.o.m 1986 t.o.m. 1991. Investeringer i ytre miljø regnet i prosent av totalinvesteringer varierer fra 2,3 % (1986) via 11,2 % (1989) til 9,8 % (1991). Differansen mellom SFTs anslag og NHOs anslag kan forklares med at NHO i sine tall inkluderer miljøinvesteringer i de nye anleggene Mongstad, Tofte og Mosjøen aluminiumsverk.

Av NHOs rapport fremgår det videre at industrien i perioden 1989-91 i gjennomsnitt har investert ca. 1,5 mrd. kroner pr. år i ytre miljøtiltak. Beregnede driftskostnader for ytre miljøtiltak i samme periode er på 1,2 mrd. kroner pr. år. NHOs rapport er basert på spørreundersøkelser i 200 utvalgte bedrifter som til sammen er antatt å gi 90 % dekningsgrad for ytre miljøinvesteringer.

Anslåtte investeringskostnader for noen større tiltak som er under gjennomføring i perioden 1991-1995 er:

- Tiltak mot avrenning fra gruver (kisgruvene): 70-100 mill. kroner.
- Tiltak (nytt klorblekeri) for reduksjon i utslipp av klororganiske stoffer ved Tofte (cellulose-industri): ca.100 mill kroner.
- Tiltak for redusert PAH-utslipp fra ferromanganverkene: ca. 20 mill kroner.
- Overdekking av sedimenter i Eitremsvågen, Sørfjorden: ca 40 mill. kroner. (Kilde: SFT).

I SFTs handlingplan for opprydning i «gamle synder» anslås de totale kostnadene til i størrelsesorden 2-3 mrd. kroner. Av disse er det beregnet at statens samlede bidrag vil utgjøre ca.1 mrd. kroner, inkludert evt. opprydning ved statlige bedrifter. Planen er basert på prinsippet om at forurenser skal betale, slik at kostnadene i hovedsak vil bli belastet industri og privat næringsliv. Det foreligger i dag ikke tall over benyttede private midler. Anslagsvis antas offentlige utgifter til gamle synder hittil å utgjøre rundt 100 mill. kroner. Dette tallet er imidlertid usikkert.

Sammenligninger av kostnadseffektiviteten av ulike tiltak

Nedenfor følger noen eksempler på sammenstilling av utslippsreduksjoner og kostnader ved tre større tiltak som er gjennomført etter 1985. Et av de største tiltakene er gjennomført ved Norzink i Odda. Her har man fra 1986 gått over til å lagre avfallet fra produksjonen, som tidligere ble sluppet ut i Sørfjorden, i fjellhaller som sprenges ut for dette formålet. Tiltaket koster 10 mill. kroner pr. år, og gir 99 % reduksjon i samtlige utslipp. Utslippenes størrelse pr. år før og etter tiltaket er:

			Kostnader pr. kg utslipp	
Stoff	Før tiltaket	Etter tiltaket	Hele kostnaden på hvert stoff	Likt fordelt på alle stoff
Kopper	77 tonn	23 kg	129 kr/kg	26 kr/kg
Kvikksølv	1,1 tonn	15 kg	9.090 kr/kg	1.818 kr/kg
Kadmium	17,4 tonn	24 kg	575 kr/kg	115 kr/kg
Bly	787 tonn	7,2 tonn	13 kr/kg	2,60 kr/kg
Sink	1.864.000 tonn	5,2 tonn.	0,005 kr/kg	0,001 kr/kg

Miljømessig sett synes de oppnådde reduksjonene å være viktige for alle 5 stoffene, og mengdene er betydelige vurdert i forhold til øvrige utslippskilder for alle fem tungmetallene. Det er ingen teoretisk fasit på hvordan kostnadene ved et slikt tiltak skal fordeles på de ulike tungmetallene. De oppgitte tallene viser kostnaden pr. kg for hvert av stoffene når hele tiltakskostnaden belastes dette stoffet alene, og kostnaden pr. kg når tiltakskostnaden fordeles med 1/5 på hvert av de fem stoffene. Dette vil være hhv. øvre grense og et midlere anslag. Nedre grense for kostnaden målt pr. kg vil man få ved å fordele tiltakskostnaden likt pr. kg metall uansett stoff. Dette blir ca. 0,5 øre pr. kg tungmetall. Uansett hvordan kostnadene fordeles mellom stoffene, synes dette å være et billig tiltak totalt sett. Det er også en mulighet for at dette slammet i fremtiden kan bli økonomisk mulig å bruke som råstoff for ytterligere metallfremstilling, noe som evt. vil redusere netto miljøkostnader ved tiltaket.

Tiltakene mot kobber- og sinkavrenning fra gamle gruver er en annen viktig gruppe tiltak. Som eksempel har vi valgt gruvene i Kjøli og Killingdal, hvor tiltakene kostet 15 mill. kroner. Dette er engangstiltak som gir effekter for all fremtid, og som er uten driftskostnader. Effekten av tiltakene og mengden kobber og andre stoffer som renner av varierer fra år til år bl.a. avhengig av nedbørsforholdene, men utslippsreduksjonen kan grovt anslås til 90-95 %. Effekten i resipienten er at flere kilometer av Gaula som har vært uten levevilkår for fisk, nå er fiskeførende igjen. Tiltakene medførte en reduksjon på i gjennomsnittlig 12 tonn kobber pr. år, dvs. en årskostnad (annuitet) på kr 88 pr. kg kobber ved 7 % kalkulasjonsrente når alle kostnader belastes kobber.

Tiltakene har imidlertid også gitt effekter på andre parametre, men kobber er i dette tilfellet klart den kritiske faktor. Også sulfat-utslippet vil være viktig, mens mengdene av sink, jern og sannsynligvis aluminium (pH-avhengig) er for små til å ha vesentlig effekt lokalt. Utslippene før og etter tiltak, eksemplifisert ved tall fra 1988 og 1992, var :

Før: SO_4 : 602 tonn; Al : 38 tonn; Fe : 102 tonn; Cu : 10 tonn; Zn : 0,3 tonn

Etter: SO_4 : 69 tonn; Al : 3 tonn; Fe : 5 tonn; Cu : 0,5 tonn; Zn : 0,09 tonn.

Tiltakene mot utslipp av dioksiner og andre klorerte organiske forbindelser ved Norsk Hydros magnesiumfabrikk på Herøya i Porsgrunn kostet 250 mill. kroner i engangsinvestering for vanntiltak (1989-90) og 30 millioner kroner investeringer for tiltak på luftsiden. Det er utslippene på vannsiden som var det største problemet. Driftskostnadene for dette renseanlegget er i størrelsesorden 2 mill. kroner pr. år, og er den eneste vesentlige driftskostnaden. Effekten av vanntiltakene var en reduksjon i utslippene av dioksin fra 500 gram pr. år i 1989 til 1,6 gram pr. år i 1993, dvs. en reduksjon på over 99 %. I tillegg kommer tilsvarende prosentvis reduksjon av andre prioriterte klorerte forbindelser som heksaklorbensen, pentaklorfenol og dekaklorbifenyl.

Med en kalkulasjonsrente på 7 % og en levetid av anlegget på 20 år, blir årskostnadene 51.420 kr/g hvis alle kostnadene belastes dioksin alene. Ved tolkningen av dette tallet er det verd å merke seg at magnesiumfabrikken på Herøya var verdens største rapporterte dioksinkilde på den tiden vedtaket ble fattet, og at dette er et ekstremt skadelig stoff. Hydros utslipp kunne finnes igjen langt nedover kysten i blåskjell etc. Alternativene til å gjennomføre rensetiltakene var enten nedleggelse eller bygging av ny fabrikk.

Det har vært vanskelig å fremskaffe tall som muliggjør en direkte sammenligning av tiltak i industrien med produktkontrolltiltak. Som eksempel har vi tallene for kvikksølv ved Norzink ovenfor, og beregnede kostnader ved forslagene til amalgamforskrift og termometerforskrift. Det er her beregnet at amalgamforskriften vil innebære årskostnader i størrelsesorden 3.600 kroner pr. kg redusert utslipp av

kvikksølv (72 mill. kroner i nåverdi). Tilsvarende er det for termometerforskriften beregnet en kostnad på 1.200 kroner pr. kg redusert utslipp av kvikksølv (14 mill. kroner i nåverdi). Sammenlignet med Norzinktallene på ca 1.800 kroner (0 – 9.100 kroner) viser dette at forskjellene ikke er er så store i dette tilfellet. Det har ikke vært mulig å få frem tall for øvrige kvikksølvreduksjoner i industrien, på grunn av at dette var tiltak som ble gjennomført i forbindelse med nedleggelse av produksjon.

Det har i dette eksempelet også stor betydning *hvordan* kvikksølv slippes ut. Utslippet fra industri og tannlegekontorene gir de største skadevirkningene pr. kg ved at dette i hovedsak går rett til resipient eller inn i avløpet og til kommunale renseanlegg, og derfra via slam videre til jordbruksarealer med risiko for opptak i næringsmidler. Utslipp gjennom bruk av termometre skjer delvis gjennom avløpssystemet, delvis til luft ved knusing, og delvis til avfallsdeponier, og gir således noe mer diffuse skader.

Tinnorganiske stoffer (TBT) er annet tilfelle hvor en sammenligning av marginalkostnadene ved å redusere utslipp i industrien og ved produktkontrolltiltak er mulig. TBT benyttes som aktiv komponent i bunnstoff på skip og båter. I 1990 ble det forbudt å bruke bunnstoff med innhold av TBT på båter under 25 meter. Dette reduserte forbruket i Norge betydelig. Fortsatt nyttes TBT i bunnstoff til større skip og dette representerer en utslippskilde, både mens skipene er i drift, men også i forbindelse med vedlikehold. Spyling, sandblåsing og påføring av nytt bunnstoff gir utslipp av TBT til miljøet. I forbindelse med skipsvedlikehold er det også andre miljøproblemer i form av støv, støy og avfallsproblem. En mulig løsning på mange av de miljøproblemene skipsvedlikehold representerer i Norge er en innelukking av aktiviteten i haller. I den forbindelse har miljømyndighetene vurdert å foreslå en forskrift som påbyr slike tiltak i verftsindustrien.

Forskriften med forbud mot bruk av TBT-basert bunnstoff til småbåter har vært virksom siden 1990. Før forbudet trådte i kraft var det et årlig forbruk av TBT i bunnstoff til småbåter på 12 tonn. Forbudet reduserte dette til 0,5-2 tonn. Den gjenværende bruken skyldes unntak for aluminiumsbåter og påhengsmotorer m.m. Disse unntakene er opphevet fra oktober 1994 som en del av implementeringen av EØS-avtalen. Alternativet til TBT har vært nye produkter basert på kobber. Forbudet har ført til økt utslipp av kobber, men da miljøkonsekvensene ved bruk av kobber regnes som betydelig mindre enn ved bruk av TBT er miljøgevinsten likevel stor.

De samfunnsøkonomiske kostnadene ved et slikt forbud vil bestå av forbrukernes eventulle nyttetap ved å gå over til et mindre tilfredstillende produkt, herunder evt. økt drivstoff-forbruk ved en evt. økt begroing av båter m.m., og de eventuelle økte kostnader ved produksjonen av alternative produkter. De TBT-baserte produktene var «konstruert» for å kunne vare i flere sesonger. I praksis viste det seg imidlertid at flertallet av brukerne likevel påførte nytt bunnstoff hvert år. De nye kobberbaserte bunnstoffene er ikke like varige, men ved en påføring hvert år gjør de tilnærmet samme nytten.

De TBT-produktene som gikk ut av markedet var dyre. I utgangspunkt er de alternative kobberbaserte bunnstoffene billigere, men nyutviklede bunnstoffer som er «selvpolerende» med kobber som aktivt stoff har en tilsvarende pris som TBT-baserte bunnstoffer med denne egenskapen ville hatt. Kostnadene for myndighetene ved administrasjon av forskriften (informasjon, kontroll etc.) kan anslås til 50-100.000 kroner pr. år. Omstillingskostnadene forbundet med forbudet synes heller ikke å være spesielt store. Kobberbaserte alternativer synes altså å gi den samme effekten som de forbudte TBT-produktene til en like stor eller lavere kostnad. Det synes derfor naturlig å anta at det er små netto kostnader ved det opprinnelige norske forbudet fra 1990, anslagsvis i størrelsesorden 10 kr/kg TBT redusert.

Dette vil imidlertid ikke uten videre gjelde for opphevelsen av unntaket for aluminumsbåter m.m. fra oktober 1994. Her er kobber et lite egnet alternativ pga. faren for korrosjon. Skal kobber brukes må det benyttes omfattende grunning m.m, som innebærer økte kostnader. Alternativene med å la båtene være ubehandlet eller skifte til annen type båt som passer for kobberbasert bunnstoff vil også innebære kostnader som kan være betydelige for noen brukere. Disse reduksjonene kan derfor være relativt dyre målt pr. kg TBT. Det totale omfanget av slik bruk er likevel begrenset. Etter som forbudet er innført i hele EØS-området fra 1994, må det forventes at nye produkter til dette formålet vil bli utviklet, og redusere de løpende kostnadene ved å overholde forbudet.

Anslag for kostnadene ved innføring av krav om tiltak ved skipsverft ble utarbeidet av Det Norske Veritas Industri Norge A/S for SFT i 1993 i en rapport om sandblåsing av skip. Rapporten vurderer konsekvenser av en forskrift med krav om innelukking av virksomheten i haller for alle virksomheter som driver skipsvedlikehold langs norskekysten. Beregningene viser at det ved skipsverftene oppstår et samlet tap på mellom 1 og 3 tonn TBT pr. år i forbindelse med sandblåsing og påføring av nytt bunnstoff. I tillegg spres 20-60 tonn kobber og en har et stort lokalt støvproblem. Innbygging av virksomheten i haller vil tilnærmet eliminere disse problemene.

Kostnadene ved tiltaket utgjøres av investeringene i slike haller, men økt effektivitet (mindre svinn, uavhengig av værforhold etc.) vil også gi innsparinger og effektiviseringer i driften. Pga. kravet om investeringer og muligheten for økt utnyttelse av de anlegg som evt. bygges, vil en slik forskrift sannsynligvis kunne dra i retning av at det blir færre anlegg og større produksjon på hvert av dem. Dette vil medføre flytting av arbeidsplasser og mulighet noe tap av arbeidsplasser. Disse effektene er ikke kvantifisert.

Rapporten gir følgende kostnadsberegninger:

Kostnadsendring	Mill.kr. pr. år
Merkostnader pga. innelukking	22-30
Innsparinger/effektiviseringer	13-18
Netto merkostnad	9-12

Dersom en fordeler denne kostnaden på reduksjonen av 1-3 tonn TBT årlig, får en kostnad på 3.000 – 12.000 kr/kg TBT. Da er hele kostnaden ved tiltaket belastet TBT, mens man som nevnt over vil få flere andre miljøgevinster av tiltaket. Det er derfor rimelig å fordele merkostnadene på flere faktorer. Ut fra en grov vurdering av stoffenes miljøfarlighet og delproblemenes omfang, bør TBT vektes høyere enn kobber og støv. En rimelig fordeling kan synes å være 1/3 på TBT-utslipp og resten fordelt på de andre faktorene (som slippes ut i betydelig større mengder). Ut fra dette blir kostnaden på 1.000 – 4.000 kr/kg redusert TBT-utslipp.

Ut fra disse vurderingene synes det å ha vært en rimelig kostnadseffektiv rekkefølge på gjennomføringen av tiltak overfor TBT i Norge hittil. Utvalget tar ikke stilling til om de industritiltak som her er kostnadsberegnet bør iverksettes. Sannsynligheten for at problemet med disse TBT-utslippene kan løses gjennom en eventuell internasjonal utfasing av TBT også for større skip må også vurderes.

22.2.2 Teoretisk optimal virkemiddelbruk overfor miljøgifter

Utgangspunktet for en diskusjon av teoretisk optimal virkemiddelbruk mot miljøgifter er det samme som for alle typer forurensning. Man bør knytte virkemidlene til selve utslippet som skaper miljøskadene, og dosere virkemidlene slik at alle utslipp får en pris, eller marginal tiltakskostnad, lik den marginale skaden av vedkommende utslipp. Alle utslipp som gir like store skader, skal dermed ha lik marginal tiltakskostnad[6] , mens varierende marginale skader tilsier varierende marginale tiltakskostnader. Under ideelle forutsetninger kan både juridiske og økonomiske virkemidler benyttes til å implementere den optimale løsningen. De ulike virkemidlene vil derimot ha ulike egenskaper i en praktisk situasjon. Økonomiske virkemidler vil generelt ha fordeler ved at de sikrer kostnadseffektivitet og dynamisk effektivitet, mens juridiske virkemidler normalt vil være mer styringseffektive.

Også i praktiske situasjoner vil det være ønskelig med virkemidler knyttet direkte til utslippene. Der dette ikke er mulig eller hensiktsmessig, er målet å knytte virkemidlene til en annen faktor som ligger så nær opptil utslippene som mulig, jf. *"Virkemiddelbruk når det er vanskelig å måle utslipp"* i avsnitt 16.3.2 i del V. Dette vil ofte være en innsatsfaktor som er årsak til forurensningen, men det kan også være andre faktorer som produksjonsteknologi eller produksjonsvolum. Slik regulering kan være aktuelt bl.a. når miljøgiftene dannes som (uønskede) biprodukter i en industri- eller forbrenningsprosess. Det kan også være effektivt som et nest-beste alternativ (dvs. når virkemidler ikke kan knyttes til utslippet direkte) å forebygge skadelige utslipp gjennom å sikre innsamling av potensielt skadelige produkter etter bruk. I et konkret tilfelle må utvelgelsen av det beste leddet å knytte virkemidler til gjøres ut fra en helhetlig analyse av miljøproblemets og utslippskildenes karakter.

For miljøgifter vil slike vurderinger måtte inkludere hele kjeden fra vugge til grav, fordi miljøgifter slippes ut i alle ledd fra råvareutvinning, industriproduksjon, handel, transport, forbruk i husholdningene, og fra avfallsbehandlingen. Miljøgifter er en type miljøproblem der skadene selv av små utslipp kan være store, og der risikoen for at det oppstår større negative virkninger på lengre sikt som man ikke kjenner til i dag vurderes som særlig stor. Bl.a. derfor er miljøskadene av miljøgiftutslipp ofte vanskelige å kvantifisere og verdsette. Utslippene er også ofte vanskelig å måle, bl.a. fordi antallet stoffer f.eks. i et prosessutslipp kan være stort, mens mengdene av hvert stoff er små. Dette er viktige årsaker til at de miljøpolitiske prinsippene om å handle føre var, og å redusere problemene ved kilden eller forebygge fremfor å reparere, har stått særlig sentralt på dette innsatsområdet. Målet om å løse de viktigste forurensningsproblemene gjennom *utfasing* av bruken av stoffer og stoffgrupper som er særlig skadelige, er i tråd med disse prinsippene.

For mange miljøgifter vil man for betydelige deler av bruksområdet ikke kunne sette inn virkemidler direkte knyttet til utslippene. Man vil derfor måtte falle tilbake på en regulering av *bruken* av stoffene. Det teoretisk optimale blir da, på samme måte som for utslippene, en virkemiddelbruk der marginale tiltakskostnader samsvarer med de skadene som det tilhørende potensielle utslippet gir. Bruksområder med samme skadepotensiale bør derfor ha like marginalkostnader.

For stoffer der målet er å oppnå full utfasing på kort sikt av all bruk, blir det normalt lite å vinne på å bruke økonomiske virkemidler for å oppnå kostnadseffektivitet. Aktørene vil ha liten tid til å tilpasse seg, og informasjon om tidspunktet for full utfasing vil gi riktigere og sterkere insentiver til omstilling enn f.eks. en avgift på stoffet. Den beste virkemiddelbruken synes da å være juridisk regulering og forbud.

6. Begrepet tiltakskostnad brukes her som ellers i rapporten i vid forstand om kostnaden eller nyttetapet en aktør får ved å tilpasse seg til det nye virkemidlet, uavhengig av om dette er rensetiltak, endret bruk av innsatsfaktorer eller redusert konsum av et forbruksgode, eller andre forhold.

Det samme vil gjelde for avgrensede og særlig skadelige eller risikofyllte bruksområder for stoffer som fortsatt vil bli brukt for andre formål. Når målet er null på kort sikt, er forbud den mest effektive virkemiddelbruken. Jf. også tilsvarende vurdering i analysen av ozonreduserende stoffer i *"Reduksjon av ozonlaget"* i kapittel 27.

For miljøgifter og bruksområder hvor målet er å redusere *utslippene* betydelig på relativt kort sikt, mens det ikke er ønskelig eller mulig med rask utfasing av all *bruk* av stoffet, vil den ideelle virkemiddelbruken være mer sammensatt. Fordi alle miljøgifter er skadelige for miljøet, og all bruk gir en risiko for utslipp, er utfasing det langsiktige målet. Det er derfor viktig å gi alle brukere av disse stoffene et dynamisk insentiv til stadig å søke å redusere bruken av miljøgifter som innsatsfaktor. Her vil en avgift pr. vektenhet av vedkommende miljøgift som råvare eller i alle ferdige produkter være et godt alternativ.

Videre vil det være viktig å sikre at den aktuelle bruken av miljøgiften skaper minst mulige utslipp til miljøet. Dette kan alt etter problemets karakter påvirkes gjennom bl.a. krav til produktenes sammensetning eller utforming, merking av produktene med regler for trygg bruk, og tiltak på avfallssiden. Dersom problemet er knyttet til avfallsfasen, og kan reduseres gjennom at en avfallsfraksjon behandles separat, kan det være aktuelt å innføre ordninger for innsamling av produktene. Spørsmålet om valg av virkemidler for å få til dette er diskutert i *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 i del VI under analysen av avfallspolitikken.

22.2.3 Generell vurdering av virkemiddelbruken på hele innsatsområdet

Kostnadseffektivitet på tvers av kilder og sektorer for hvert stoff

Som beskrevet ovenfor er det teoretisk optimale at de marginale tiltakskostnadene for alle kilder med utslipp av samme stoff skal tilsvare den marginale skaden av utslippene. Hvis skadene varierer mellom lokaliteter og utslippskilder, bør de marginale tiltakskostnadene variere. Like marginale kostnader er ønskelig bare hvis skadene er like for alle kildene.

Som det går frem av beskrivelsen i *"Gjennomgang av virkemiddelbruken"* i avsnitt 22.1.4 og *"Oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken"* i 22.2.1, har innsatsen mot miljøgifter hittil i stor grad vært rettet mot de *lokale* problemene knyttet til de store industrikildene, og lokale problemer knyttet til gruver og gamle deponier. Siden skadene i hovedsak er lokale, og varierer fra sted til sted, vil også de marginale tiltakskostnadene variere mellom kildene. Det foreligger generelt ikke tall for marginale rensekostnader for miljøgifter. Eksplisitte analyser av om nivået på de enkelte utslippskrav er rimelig er derfor ikke mulig innenfor dette utvalgets ramme.

De lokale problemene knyttet til de store industriutslippene var svært synlige og hadde tydelige direkte skadevirkninger. De mer diffuse og i hovedsak produktrelaterte utslippene fra transport, landbruk og husholdninger har som oftest ikke i samme grad tydelige direkte skadevirkninger knyttet til det enkelte utslipp. Det synes derfor å ha vært kostnadseffektivt å sette inn virkemidler mot de konsentrerte industriutslippene først.

Problemene med de mer diffuse utslippene fra andre sektorer er i hovedsak knyttet til at de bidrar til den generelle bakgrunnsbelastningen. Viktige eksempler på betydelige skader på grunn av denne bakgrunnsbelastningen som er dokumentert og knyttet til slike diffuse utslipp, er virkningen av klororganiske stoffer som DDT og PCB på formeringsevnen til bl.a. rovfugler og vannlevende dyr som sel og oter. Videre var de relativt store og konsentrerte utslippene av bly fra blybensin i tettbygde strøk identifisert som et betydelig problem. Dette er noe av grunnen til at tiltak mot disse stoffene ble satt i verk forholdsvis tidlig. Den første PCB-forskriften

kom i 1979, og forskriften som regulerer innholdet av benzen og bly i bensin kom i 1980.

Etter at det ble vedtatt prosentvise reduksjonsmål for en rekke stoffer i 1989, og de viktigste konsentrerte industriutslippene etter hvert er blitt sterkt redusert, har oppmerksomheten i større grad blitt flyttet fra lokale problemer til diffuse utslipp også for andre stoffer enn de som er nevnt ovenfor. Dette tverrsektorielle perpektivet er derfor lagt til grunn i St. meld. nr. 64 (1991-92) «Om Norges oppfølging av nordsjødeklarasjonene».

Utvalget mener som nevnt ovenfor at det som en hovedprioritering har vært riktig å sette inn tiltak mot de åpenbare og store lokale problemene som i hovedsak var knyttet til industriutslippene først (jf. *"Avgifter"* i avsnitt 21.3.1 og DNVI-ECON 1993 a). Utvalget har ikke tilstrekkelig grunnlag til å vurdere mer i detalj om tidspunktet for innfasing av tiltak mot diffuse utslipp i forhold til industritiltakene har vært rimelig for de ulike miljøgiftene. Det synes imidlertid som overgangen til blyfri bensin har kommet sent inn, i og med at utslippskrav som innbar bruk av katalysator og blyfri bensin ble innført i USA allerede i 1975. Manglende vilje hos europeiske myndigheter og bilindustri til å følge opp denne utviklingen har imidlertid blokkert en raskere innfasing av dette tiltaket i Norge. Det må også legges til at bilistene har vært sene til å følge opp overgangen til blyfri bensin, sannsynligvis i stor grad pga. manglende eller feilaktig informasjon om hvilke biler som kunne bruke slikt drivstoff.

Viktige årsaker til eventuell sen innfasing av tiltak mot diffuse utslipp og utslipp fra andre sektorer enn industrien er diskutert generelt i *"Avgifter"* i avsnitt 21.3.1. På miljøgiftfeltet er antakelig mangel på dokumentasjon og kunnskap om omfanget av diffuse utslipp og årsakene til disse, og om skadevirkningene på miljø og helse av lave konsentrasjoner av slike stoffer viktige årsaker til sen aksept for handlingsbehov. Kompleksiteten i selve de praktiske problemene med å finne egnede virkemidler for å oppnå en kostnadseffektiv regulering er sannsynligvis hovedforklaringen på at f.eks. bruken av kadmium i en rekke ulike produkter ikke har vært regulert tidligere.

Generelt vil økt vekt på *tverrsektorielle utredninger av problemomfang og virkemidler* kunne bidra både til en riktig innfasing og til en riktig utvelgelse av tiltak på alle sektorer og overfor alle typer kilder. Slike analyser er hittil ikke gjort eksplisitt i særlig omfang på miljøgiftfeltet, bl.a. fordi vekten på lokale problemer hittil ikke har gjort dette nødvendig. Vurderinger av disse problemstillingene har likevel inngått som en viktig del av beslutningsgrunnlaget på feltet, slik forurensningsloven legger opp til.

Miljøvernmyndighetene har i det siste økt utredningsinnsatsen på miljøgiftfeltet, med sikte på å finne de billigste og beste tiltakene for å nå målene på dette feltet. Målet for utviklingsarbeidet må være å tilpasse en metodikk for utredning av virkemidler og tiltak som med et akseptabelt ressursforbruk kan gi en rimelig oversikt over de marginale tiltakskostnadene ved de viktigste tiltakene mot utslipp av et stoff i alle sektorer. Grunnlaget for slike økonomiske analyser og vurderinger er for de viktigste stoffene lagt i de *materialstrømsanalysene* som er gjennomført de siste årene. Disse gir en oversikt over bruksområdene, utslippsmengder og mulige tiltak. De tverrsektorielle analysene av problem og virkemidler må bygge på et livsløpsperspektiv, der både produksjon, bruk, avfallshåndtering og gjenvinning av et produkt i prinsippet inngår, jf. også *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 om avfall.

I tilfeller der målet er full utfasing av bruken av et stoff på kort sikt, kan rekkefølgen av tiltak ha mindre betydning, og ønsket om like marginale tiltakskostnader vil i praksis være irrelevant. Det er også i andre situasjoner et viktig poeng at det må være et rimelig forhold mellom utredningsinnsatsen og det potensialet for gevinst

som man ser for seg. Spesielt på et komplekst felt som miljøgifter er det viktig å konsentrere utredningene om forhold som er relevante for den beslutningen som skal fattes. I denne vurderingen må det legges vekt på de klare politiske signaler om at «føre-var-prinsippet» skal tillegges vekt på dette feltet, og at utfasing er det langsiktige mål (jf. St. meld. nr. 64 (1991-92) og Innst. S. nr. 162 (1992-93)).

Utvalget vil generelt påpeke at det skjer en stadig utvikling av kunnskapene om miljøgiftenes virkninger. Det normale er at man først fikk kjennskap til de direkte virkningene som stoffene har ved høye lokale konsentrasjoner, mens kunnskapene om andre virkninger ved lavere belastning har kommet frem gradvis etter som stadig ny og mer avansert forskning blir utført. Dette kan føre til at vurderingene av nytten av tiltak mot diffuse utslipp relativt til punktkilder øker over tid. Et eksempel kan være bly, der det tidlig ble klart at store blykonsentrasjoner i bylufta medfører anemi i befolkningen. Senere er kunnskapene utvidet, slik at vi er blitt klar over at bly selv i lave konsentrasjoner gir skader på nervesystemet og immunforsvaret, og at det kan fremkalle kreft.

Kostnadseffektivitet på tvers av stoffer

Som nevnt i *"Oversikt over innsatsområdet"* i avsnitt 22.1 finnes det anslag som går ut på at det i dag finnes i størrelsesorden 500 stoffer som oppfyller kravene til å regnes som en miljøgift, mens 40 til nå er prioritert i form av tallfestede målsettinger. Det er også et stort antall stoffer som er, eller mistenkes for å være, helseskadelige. Innenfor den usikkerhet som finnes er man likevel rimelig sikker på at de stoffene man har valgt ut for tiltak er blant de aller farligste av miljøgiftene, og de som ut fra eksponering skaper de største problemene. Variasjonene i skadelige egenskaper, bruksområder og økonomisk betydning fra stoff til stoff er likevel stor, og kan vanskelig beskrives eller rangeres på en entydig måte. For mange stoffer er mangel på data et stort problem, og usikkerheten tilsvarende stor. Det er ekstra stor usikkerhet knyttet til langsiktige og kroniske skader, og til samvirkning mellom stoffer i miljøet.

I Norge har miljømyndighetene jobbet systematisk med å kartlegge de ulike stoffenes iboende egenskaper og prioritere dem etter farlighet. Som en del av dette arbeidet har man i mangel av mer presise metoder også benyttet såkalte «Delfi-teknikker», hvor et utvalg av de mest anerkjente ekspertene på området «presses» til å gjøre prioriteringer mellom stoffer og problemer ut fra sine kunnskaper og sitt skjønn. Metoden er relativt sett best egnet ved problemer som er komplekse, og hvor bl.a. mangel på data gjør at andre mer eksplisitte analysemetoder er vanskelige å bruke. Det samlede resultatet av dette arbeidet må antas å gi et relativt godt grunnlag for å prioritere rekkefølgen av tiltak mot ulike stoffer og bruksområder.

Miljøgiftene er en mangfoldig stoffgruppe med svært ulike egenskaper og varierende farlighet. Det er derfor ikke relevant å etterstrebe like marginale tiltakskostnader el.l. på tvers av stoffer[7] . Målet må i et slikt perspektiv være å sikre en best mulig avveining mellom ulike miljøproblemer og stoffer innenfor den gitte ressursrammen, slik at de viktigste problemene løses først. SFT har gruppert de miljøgiftene (unntatt plantevernmidler) som vi har vedtatte reduksjonsmål for i tre grupper etter miljøskadenes omfang (SFT-rapport 93/22).

7. I forhold til f. eks. forsuring, der både SO_2 , NO_X og NH_3 bidrar til den samme effekten, kan det være interessant å vurdere om de marginale tiltakskostnadene pr. enhet forsuringsvirkning er like store for alle stoffene. Denne type vurdering er etter utvalgets oppfatning ikke meningsfull på miljøgiftfeltet, fordi de ulike stoffene ikke gir de samme virkninger.

Et annet viktig moment i denne sammenhengen er at tiltak som primært settes inn mot et stoff, ofte i tillegg vil gi betydelige effekter på andre stoffer uten ekstra kostnader. I praksis kan det være vanskelig å vurdere hvilken fordeling av tiltakskostnadene på de ulike stoffene som er rimelig. Eksempelvis ble industriutslippene av bly redusert som resultat av tiltak mot kvikksølv og sink ved Norzink.

Den relativt sterke satsingen på helseskadesiden på *systemforskrifter* med faglig begrunnede klassifiseringsregler, merkeplikt, oppbygging av Produktregisteret og klar vektlegging av produsent- og importøransvaret, synes å ha vært en riktig strategi. Et alternativ med bare enkelttiltak synes urimelig komplisert og uoversiktelig til sammenlikning. Mangel på et slikt overgripende system og kriteriesett kan i dag synes som en svakhet ved virkemiddelbruken overfor miljøgifter i produkter. Det er også en klar kostnadsmessig fordel at både helse-, arbeids- og miljøvernmyndighetene kan utnytte den «infrastruktur» som her er lagt. Dersom det er mulig å benytte dette systemet som faglig kriteriegrunnlag for nye virkemidler av ulik type, vil de fremstå som enda mer lønnsomme. Utvalget ser på denne bakgrunn i prinsippet positivt på forslaget om å utvide denne systemreguleringen med merking og registrering ut fra miljøfare. Et slikt system vil være en naturlig utvidelse av dagens ordninger, og vil bidra til en konsistent virkemiddelbruk. Utvikling og innføring av disse reglene vil bli koordinert med den tilsvarende prosessen i EU.

Årsaken til at det ikke har vært mulig å utvikle et tilsvarende overgripende kriteriesett for miljøvirkninger som for helseskader på et tidligere tidspunkt, er i første rekke mangel på kunnskap. Det er nå utviklet testmetoder for virkninger i vann som ligger til grunn for de forslag det arbeides med, mens det fortsatt ikke foreligger ferdige testmetoder for utslipp til luft og jord.

Kjemikalier som brukes til sprøyting mot sopp og skadedyr inne i hus og lagerrom er i de andre nordiske landene forvaltet gjennom en egen godkjenningsordning, som også omfatter bl.a. midler som brukes til treimpregnering og slimbekjempelse m.m. I EU arbeides det med et direktivforslag for disse stoffene («Biocidal products») som foreløpig legger opp til en tilsvarende ordning. Dette direktivet vil gjelde for Norge når det kommer pga. EØS-avtalen. Miljømyndighetene har nylig overtatt ansvaret for hus- og lagerromskjemikalier fra landbruksmyndighetene. SFT har gjennom kontakt med den relativt begrensede gruppen av importører av slike stoffer skaffet seg oversikt over hvilke midler som er i bruk, og det viser seg at midler som er forbudt i Sverige fremdeles benyttes i Norge.

Ikke alle kjemikalier og bruksområder er inkludert i det felles systemet for regulering av kjemikalier. Bruken av kjemikalier og giftstoffer i plantevernmidler, veterinær- og humanmedisiner, kosmetikk, matvarer og nytelsesmidler er regulert og forvaltet ut fra eget sektorlovverk. Dette kan resultere i at stoffer som er forbudt på et område (f.eks. som plantevernmiddel), kan være tillatt for et minst like risikofyllt formål etter regelverket på et annet område (f.eks. som legemiddel). Fra et isolert effektivitetssynspunkt kan dette synes som et problem, idet man vil kunne få ulike regler og ulike marginale tiltakskostnader ved bruk av samme stoff til ulike formål. Utvalget har ikke gått nærmere inn på denne diskusjonen

Utvalget ser positivt på at det internasjonale samarbeidet omkring ytterligere datainnsamling og risikoanalyse for kjemiske stoffer prioriteres høyt, og antar at dette etter hvert vil gi forbedret grunnlag for prioriteringene av innsatsen mot miljøgifter og helseskadelige kjemikalier. Utvelgelsen av stoffer for tiltak må etter utvalgets mening i størst mulig grad bygge på faglige anerkjente kriterier, og de felles internasjonale prosesser. De nasjonale prioriteringene må imidlertid også sees i forhold til resultatene fra miljøovervåkingen i Norge og våre utslippskilders karakter. Norge er på mange måter forskjellig fra de andre OECD-landene, både med hensyn til industristruktur og resipientforhold. Det kan derfor bli behov for også å

prioritere andre stoffer enn de som er viktigst i andre land. Det vil være en fordel å fortsette arbeidet med å gruppere stoffene ut fra miljøfarlighet og skadeomfang, slik at man kan få et stadig bedre faglig grunnlag for å avgjøre hvilke stoffer og bruksområder som bør begrenses eller fases ut først.

Styringseffektivitet

Konsentrerte utslipp av miljøgifter er generelt et felt der lokaltilpasning og sikkerhet for at målene nås er viktig. I forbindelse med store punktkilder er de lokale hensyn dominerende, og konsesjonsregulering generelt det mest styringseffektive virkemiddel i praksis. Også i forbindelse med total måloppnåelse er det svært viktig å ha en tilstrekkelig sterk fremdrift. Eventuelle økonomiske virkemidler må derfor utformes og dimensjoneres slik at de med stor sikkerhet leverer miljømessige resultater.

Det er imidlertid klart at i forhold til diffuse utslipp fra produkter der miljøskadene i hovedsak er knyttet til bidraget til den regionale bakgrunnsbelastningen, er det viktig å oppnå målsatte reduksjoner kostnadseffektivt. Hvis det er liten risiko for direkte lokale skader knyttet til disponeringen av den enkelte enheten av produktet, er det heller ingen stor grunn til å prioritere styring av dette. Virkemidlene må da rettes mot det som er problemet, nemlig de akkumulerte samlede utslipp. Dette trekker i retning av at produktavgifter kombinert med pante- eller retursystemer kan være egnet overfor miljøgifter i produkter hvor utfasing eller andre alternativer ikke er aktuelle.

Dynamisk effektivitet

En av hovedfordelene med økonomiske virkemidler er at de gir sterke insentiver til å utvikle nye metoder for å redusere utslippene over tid. Dynamiske insentivvirkninger av ulike virkemidler overfor industrien i praksis er drøftet i *"Avgifter"* i avsnitt 21.3.1. Der konkluderes det med at også administrative virkemidler har utløst betydelig teknisk utvikling. Erfaringen fra produktreguleringene på miljøgift- og kjemikaliefeltet er også at det har vært mulig å oppnå betydelig teknologisk fremgang uten omfattende bruk av økonomiske virkemidler. Jf. også diskusjonen av emballasjekravet og merkeplikten for ulike husholdningskjemikalier som maskinoppvaskmiddel m.m. i *"Virkemiddelbruken overfor produkter"* i avsnitt 22.1.4.2 foran, og drøftingene av virkemidlene overfor batterier og blybensin i *"Virkemiddelbruken overfor produkter"* i avsnitt 22.2.7. Reduksjonen i antall kreftfremkallende stoffer som er i bruk etter kravet om merking viser at innføringen av slik merking gav et sterkt trykk i retning av å finne alternative bestanddeler til de aktuelle kjemiske produktene.

Reduksjonsmål og press fra miljøsiden har også bidratt til økt miljøbevissthet, og utvikling av alternative stoffer og metoder innen plantevern i landbruket.

Det er vanskelig å si om utviklingen i praksis ville blitt annerledes ved en større bruk av økonomiske virkemidler. Teoretisk sett skulle avgiftsvirkemidler med lik styrke med hensyn til måloppnåelse på kort sikt gi sterkere langsiktige insentiver enn det forskrifter alene kan gi. Effekten av politisk press, informasjon og langsiktige bindende mål er vanskelig å vurdere kvantitativt.

Avgiften på bly i bensin har ventelig hatt insentiver i retning av å utvikle alternative tilsetningsstoffer for å få overgang til blyfri bensin også på eksisterende gamle biler. Verken maksimalgrensen for bly i blybensin eller avgasskravene for nye biler vil gi insentiver til dette. Oljeselskapenes ønske om å fremstå som et miljøvennlig selskap kan også ha betydning. Antakelig har begge disse faktorene

bidratt til utviklingen av kalium/natriumbaserte alternativer til blytilsetning som nå er kommet på markedet.

De gunstige dynamiske virkningene er generelt en viktig grunn til at utvalget anbefaler en økt bruk av avgifter ut fra miljøgiftinnholdet i produkter.

Internasjonale rammebetingelser og konkuransevridninger

Norge har på miljøgiftfeltet og for helseskadelige kjemikalier ligget langt fremme med hensyn til gjennomføring av miljøtiltak, men hovedtrekkene i virkemiddelbruken har i stor grad vært i samsvar med våre naboland og handelspartnere. Det kan også i noen tilfeller vise seg å ha vært en fordel å få kravene tidlig, fordi bedriftene da får tid til å omstille seg til strengere krav som senere har kommet internasjonalt, og fordi de kan utnytte en høy miljøstandard i markedsføringen.

I de siste årene har internasjonale avtaler og krav medført en stadig større harmonisering av produktreguleringer, og med unntak for visse overgangsordninger og unntak for enkelte EFTA-land, er de aller fleste *produktrelaterte* krav i dag i praksis totalharmonisert innen EØS-området. Det vil være en klar forutsetning for å innføre nasjonale avgifter i tillegg til det felles juridiske regelsett at norske og importerte produkter ikke forskjellsbehandles.

Det er i dag ingen EU-krav om harmonisering av konsesjonskrav for miljøgiftutslipp bortsett fra i direktivet om titandioksidindustri som bare rammer en norsk bedrift[8] , men økt konkurranse gjennom et stadig større og åpnere marked kan virke til å redusere spillerommet for kostnadskrevende pålegg. Slike hensyn er også i dag en viktig del av vurderingene i konsesjonssystemet. Konkrete krav til utslipp kan komme i fremtiden i det videre arbeidet med EUs IPC-direktiv. Som nevnt i *"Virkemiddelbruken overfor industri og «gamle synder»"* i avsnitt 22.1.4.1 har vedtak i Pariskommisjonen utløst strengere utslippskrav for klororganiske forbindelser (AOX) fra treforedlingsindustri, og utslippskrav for kvikksølv med teknologiutfasing for kvikksølvbasert kloralkaliindustri. Pariskommisjonskrav foreligger nå også for galvanobransjen. Ytterligere vedtak i denne retning vil komme, bl.a for primær aluminiumsindustri.

For miljøgifter der vi på kortere eller lengre sikt ønsker å bevege oss nedover mot null, synes en fastsettelse av utslipps*nivåer* basert på vurderinger av bl.a. BAT å være i tråd med norsk politikk. Det bør ikke settes *teknologikrav* i utslippstillatelsene, slik at alle veier til målet kan stå åpne for bedriftene. Slike teknologikrav bør heller ikke inngå i internasjonale avtaler.

Etterlevelse og kontroll

SFTs kontrollvirksomhet overfor konsesjonsbehandlet industri er drøftet i *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21. Kontrollavdelingen foretar også kontroller i forhold til forskriftene under produktkontrolloven. Kontrollene foregår etter samme prinsipper som industrikontrollen, med økende vekt på oppfølging av bedriftenes egenkontroll etter internkontrollforskriften. Kontrollene målrettes mot de bransjer og bedrifter hvor SFT har mistanke om feil og mangler, slik at de miljømessige effektene av kontrollen blir størst mulig. Resultatene fra kontrollen gir derfor *ikke* et representativt bilde verken av situasjonen nå eller av utviklingen med

8. Dette direktivet (92/112) fastsetter krav til alle typer utslipp inkludert avfallsbehandlingen for titandioksidindustri, men alle de andre kravene enn SO_2 -grensen var allerede oppfyllt av den norske bedriften ved EØS-avtalens ikrafttredelse. Jf. også omtale i *"Handelspolitiske regimer"* i kapittel 8 om langtransporterte forurensninger.

hensyn til etterlevelse. Kontrollvirksomheten på kjemikalieområdet er trappet noe opp de siste årene.

I 1992 ble 52 bedrifter som produserer eller importerer kjemikalier kontrollert i forhold til forskrift om helsefaremerking. 18 av disse hadde ingen eller mindre mangler, 20 hadde ikke overholdt plikt til registrering av helsefarlige kjemikalier i Produktregisteret, mens 25 hadde mangelfull oppfølging av merke- eller deklarasjonskravene. SFT fremhever behovet for fortsatt oppfølging av bedrifter som ikke overholder registreringsplikten, og i forhold til bedriftenes rutiner for innhenting, oppdatering og formidling av produktopplysninger. Bransjen er karakterisert av mange små bedrifter med begrensede ressurser og kunnskaper, og mange har i følge SFT ikke god nok oversikt over hva de driver med. Fortsatt kontroll antas å bidra til en rask bedring av forholdene.

SFTs kontrollavdeling innhentet i 1992 data om import og salg av *batterier* fra 40 bedrifter, og fulgte opp med kontroll av 11 bedrifter. 7 bedrifter fikk pålegg om å rette opp mangelfull merking av miljøfarlige batterier. Batterier fra 5 bedrifter ble analysert med hensyn på tungmetallinnhold. I to tilfeller inneholdt batteriene klart mer kvikksølv enn tillatt.

Kontrollen i forhold til øvrige forskrifter på disse innsatsområdene er enten delegert til kommunene eller fylkesmannen, eller den foretas i forbindelse med industrikontrollene. Det siste er tilfelle f.eks. i forhold til PCB-forskriften, da det særlig er i større bedrifter at man finner store transformatorer m.m. som inneholder vesentlige mengder PCB. Et eksempel på delegering er bensinstasjonforskriften, som er delegert til fylkesmannen, med adgang til videre delegering til kommunen i tilfeller der denne selv ber om det.

Utvalget vil fremheve behovet for fortsatt økt vekt på systemkontroller og samarbeid med andre kontrollmyndigheter. I forhold til problemene med det relativt store antall mindre bedrifter med begrensede ressurser og kunnskaper som importerer kjemikalier, kan SFT vurdere om andre tiltak for å øke etterlevelsen av regelverket som f.eks. målrettet informasjon bør settes inn i kombinasjon med kontrollaksjoner.

22.2.4 Virkemiddelbruken overfor større industri

Miljøgifter utgjør en svært sentral del av de tradisjonelle forurensningsproblemene fra de store industribedriftene, og reduksjoner i disse utslippene har vært en viktig del av formålet for opprydningsprogrammet for eksisterende industri frem til 1985, og for de såkalte annengenerasjons konsesjonene som er gitt etter dette. Vurderingene av konsesjonssystemet i *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 foran er derfor i hovedsak direkte relevante for tiltakene mot miljøgiftutslipp fra industrien. For vurderinger i forhold til kostnadseffektiv formulering av utslippskrav overfor den enkelte kilde vises derfor til diskusjonen i *"Avgifter"* i avsnitt 21.3.1, og evt. til *"Virkemiddelbruk når det er vanskelig å måle utslipp"* i avsnitt 16.3.2 i del V. For miljøgiftutslipp fra industri gjelder bl.a. at de gir først og fremst lokale miljøproblemer, at utslippssammenhengene ofte er komplekse, at måling av utslippene i praksis er vanskelig og/eller kostbart, og at enkeltsakene er store og krever enkeltsaksbehandling. I tillegg er de kjente utslippene av miljøgifter fra industrien nå så vidt sterkt redusert at en stor del av det samlede arbeidet kan sies å være gjort. Potensialet for kostnadsmessig gevinst ved å skifte virkemiddel er derfor ytterligere redusert. Dette tilsier etter utvalgets mening at konklusjonen fra *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 om at konsesjonssystemet som hovedregel er det best egnede virkemiddel for regulering av store industrikilder også gjelder på miljøgiftområdet. Avgift på konsesjonsgrensen er et av de virkemid-

ler som bør være med i vurderingen for stoffer der det er behov for vesentlige utslippsreduksjoner fremover, jf. avsnitt 21.4.2 i konsesjonskapitlet.

Utvalget konkluderer i *"Avgifter"* i avsnitt 21.3.1 bl.a. på grunnlag av den empiriske analysen av utviklingen i Grenlandsregionen (DNVI-ECON 1993a) også i retning av at rekkefølgen av tiltak i første og andre konsesjonsrunde i stor grad synes å ha vært kostnadseffektiv. Denne generelle vurderingen synes også å gjelde på miljøgiftfeltet spesielt.

22.2.5 Virkemiddelbruken overfor gruver og «gamle synder»

Også overfor de andre større punktutslippene av miljøgifter er det i stor grad benyttet juridiske virkemidler. Som nevnt i *"Virkemiddelbruken overfor industri og «gamle synder»"* i avsnitt 22.1.4.1 antar utvalget at direkte regulering normalt vil være det beste virkemidlet å bruke i forbindelse med opprydning i gamle avfallsfyllinger, forurenset grunn og spesialavfallsdeponier m.m. Også ved tiltak mot avrenning av tungmetaller fra nedlagte og igangværende gruver er direkte regulering etter utvalgets mening best egnet. Tilskudd synes å være det eneste alternative virkemidlet, men dette synes bl.a. ut fra prinsippet om at forurenser skal betale og av budsjettmessige hensyn lite aktuelt som hovedvirkemiddel.

For nye og igangværende virksomheter vil det i fremtiden i større grad bli stillt krav om å stille sikkerhet i form av fond, bankgarantier eller forsikringer for å unngå at staten må gå inn i kostbare opprydningsaksjoner i tilfeller hvor det ikke er mulig å rette krav mot den som er ansvarlig for forurensningen. Slike krav om sikkerhetsstillelse som forurensningsloven gir adgang til, er hittil benyttet i liten grad. Når det gjelder opprydning og fjerning av utrangerte oljeinstallasjoner i Nordsjøen er disse forholdene regulert i Lov av 25.april 1986 nr 11 om fordeling av utgifter til fjerning av innretninger på kontinentalsokkelen (fjerningsfordelingsloven).

22.2.6 Virkemiddelbruken overfor mindre bedrifter

«Mindre bedrifter» er her definert som den delen av næringslivet som ikke faller i noen av de andre hovedkategoriene konsesjonsbehandlet industri, transport, primærnæringer eller kan regnes som en del av forbrukersektoren/husholdningene. Dette gjelder bl.a. småindustri, varehandel og service-næringer av ulike slag. Det store antallet små enheter i disse bransjene innebærer at det vil være for kostnadskrevende å konsesjonsbehandle hver enkelt. Derfor er det hittil i stor grad benyttet forskriftsregulering. Flere av disse bransjene er ikke regulert av miljømyndighetene. Som nevnt foran er forskriften om fotokjemikalier det viktigste eksemplet på slik regulering på miljøgiftfeltet. For denne bransjen gjelder krav om lukking av prosesser og resirkulering av kjemikalier i anleggene, og om oppsamling og innlevering av avfallskjemikalier m.m. Den kommende forskriften om amalgamutslipp fra tannlegekontorerer vil også komme i denne gruppen. Bensinstasjonsforskriften påbyr oljeavskillere og setter regler for håndtering av kjemikalier m.m. i den bransjen. Andre aktuelle bransjer hvor det blir vurdert å innføre forskriftsreguleringer av denne typen er bl.a. not- og treimpregneringsverk og visse typer mekanisk industri.

Fra et teoretisk synspunkt synes følgende alternativer for regulering av slike bransjer å foreligge:

1. utslippsavgifter eller omsettelige kvoter for utslipp
2. å forebygge problemet gjennom forbud mot, krav til eller avgift på de miljøgiftholdige innsatsvarene
3. forskriftsregulering av utslipp, drift, teknologi eller innsatsvarer

Alternativ (1) er det mest ønskelige fra en rent teoretisk synsvinkel. Utslippsavgifter vil imidlertid normalt være minst like vanskelig praktiserbart for denne type bedrifter som for storindustrien. Avgifter basert på måling av løpende utslipp synes normalt uaktuelt av måletekniske, kontrollmessige og/eller kostnadsmessige årsaker. I tillegg vil målet med virkemiddelbruken på miljøgiftfeltet ofte være å redusere vedkommende utslipp til null eller nær null. En utslippsavgift vil da være lite egnet, og for alle praktiske formål vil det være mer effektivt å sette utslippskrav direkte for å oppnå en slik tilpasning enn å gå veien om innføring av avgift. Eksempelvis er avgift på innslipp fra fotolaboratorier til kloakknett ikke noen god løsning dersom målet er å få vedkommende innslipp helt ut av avløpet. Omsettbare kvoter vil støte på mange av de samme hindringene som avgifter. Dette virkemidlet diskuteres mer utførlig i *"Drøfting av fremtidig virkemiddelbruk overfor miljøgifter i produkter"* i avsnitt 22.3 nedenfor.

Alternativ (2), å forebygge problemet gjennom produktavgifter eller reguleringer/forbud overfor de miljøgiftholdige innsatsvarene som skaper problemer, kan være et alternativ til eller et supplement til virkemidler rettet mot utslippet. Når det ikke er aktuelt med virkemidler som direkte ilegger marginale tiltakskostnader lik marginal miljøskade på det enkelte utslipp, vil det nest beste som nevnt ovenfor være å knytte virkemiddelbruken til en faktor som samvarierer så tett som mulig med utslippet. På miljøgiftfeltet kan dette være et svært godt alternativ når det finnes aktuelle substitutter og/eller full utfasing er aktuelt på kort sikt. I motsatt fall vil virkemidler rettet mot innsatsfaktorene ikke være så godt egnet, og iallefall ikke som eneste virkemiddel.

Alternativ (3), forskrifter om lukking av anlegg, rensetiltak, resirkulering, oppsamling og innlevering som spesialavfall etc., synes i mange tilfeller å være det beste virkemidlet som er praktisk mulig å benytte. Flere forhold tilsier at dette kan være en god tilnæming til en teoretisk optimal virkemiddelbruk, jf. også avsnitt 21.4.2.2 ovenfor hvor forskrifter vs. konsesjon diskuteres mer generelt. Det dreier seg om et stort antall like kilder, som i mange tilfeller alle har utslipp til kommunalt avløpsnett før nye virkemidler settes inn. Det vil sannsynligvis være lite å vinne kostnadsmessig ved å variere kravene fra bedrift til bedrift, fordi kostnadene vil være rimelig like ved samme tiltak. Skadene av utslipp vil ofte heller ikke variere så mye siden de går via samme kanal (avsløpsnett) til resipientene, og skaper samme type problemer med tungmetaller i kloakkslammet og rimelig like bidrag til den regionale bakgrunnsbelastningen av miljøgifter. Det må også antas at stordriftsfordelene ved innsamling og behandling av kunnskap og data om tilpasningsmuligheter og løsninger er vesentlige i denne typen tilfeller, noe som også tilsier at forskrifter kan være effektive.

Videre vil viktige deler av problemene ved slike anlegg ofte også være knyttet til helt lokale effekter som støv, støy m.m, som mest praktisk reguleres ved juridiske virkemidler. De mest aktuelle tiltakene ved en eventuell regulering av impregneringsanlegg vil f.eks. være innelukking av anlegg og krav til drenering og oppsamling av sigevann m.m. Slike tiltak kan vanskelig tenkes styrt ved økonomiske virkemidler alene. Hvis forskriftene inneholder utslippskrav, skulle det i prinsippet kunne knyttes miljøavgifter til dette kvantumet på samme måten som for individuelle konsesjoner, jf. avsnitt 21.4.2 foran.

Utvalget mener ut fra denne gjennomgangen at bransjer med mange små bedrifter med miljøgiftutslipp peker seg ut som et område hvor forskriftsregulering kan være et godt virkemiddel. Dette kan gjerne brukes i kombinasjon med avgift eller pant på de miljøgiftholdige innsatsfaktorene for å sikre dynamiske insentiver og bidra til kostnadseffektivitet i forhold til andre bransjer/sektorer som bruker samme

innsatsvare. Ideelt sett er forebygging av problemet gjennom å hindre at det brukes miljøgifter å foretrekke, men dette vil ofte ikke være mulig på kort sikt.

22.2.7 Virkemiddelbruken overfor produkter

Innledning

Som beskrevet i innledningen til *"Vurdering av virkemiddelbruken på området og behovet for endringer"* i avsnitt 22.2 er vi nå inne i et skifte av fokus fra punktkilder og lokale problemer, til en mer helhetlig tilnærming til sektorovergripende mål om utslippsreduksjoner og utfasing av stoffer. For punktkildene er mye oppnådd allerede, og virkemiddelbruken ser i hovedsak ut til å ha funnet sin form. Dette gjør at de produktrelaterte utslippene blir særlig viktig å gå nøye inn på, for å finne de beste virkemidlene fremover.

Vi skal i dette kapitlet vurdere erfaringene med de virkemidlene som er benyttet overfor miljøgifter i produkter hittil, som et grunnlag for diskusjonen av fremtiden i *"Drøfting av fremtidig virkemiddelbruk overfor miljøgifter i produkter"* i avsnitt 22.3 nedenfor. Vi konsentrerer oss her om de juridiske, økonomiske og informative virkemidler som er benyttet mot bruk og utslipp av *enkeltstoffer og enkeltprodukter* i Norge. De såkalte systemforskriftene som fastsetter reglene for klassifisering og merking av kjemikalier m.m. er drøftet i *"Generell vurdering av virkemiddelbruken på hele innsatsområdet"* i avsnitt 22.2.3 ovenfor og tas ikke opp her. Virkemiddelbruken mot batterier har fått en relativt bred dekning fordi denne på en god måte illusterer kompleksiteten i arbeidet med å regulere bruk av miljøgifter i dagligdagse produkter, og fordi dette er et felt der alle tre hovedkategorier av virkemidler er benyttet over en viss tid.

Virkemiddelbruken overfor batterier

Ulike typer batterier har vært/er en viktig kilde til produktrelaterte utslipp av tungmetallene bly, kvikksølv og kadmium. Det er benyttet både avgift og forskrift for å regulere dette bruksområdet, og det er organisert ulike innsamlings- og returordninger. Utslippene av kvikksølv fra batterier er sterkt redusert som følge av virkemidlene som er benyttet, mens bruken av bly er konstant og kadmium sterkt økende. For bly og kadmium er bruksområdet batterier dominerende i forhold til øvrige produkter, mens batteriene nå utgjør en liten del av kvikksølvforbruket. Som en illustrasjon utgjorde forbruket av kadmium i batterier i 1991 ca 30 tonn, mens forbruket i alle andre produkter var ca 5 tonn, industriutslipp ca 1 tonn og langtransportert nedfall ca. 3 tonn.

Batteriforskriften av 1990 omfatter alle typer batterier og akkumulatorer som inneholder miljøskadelige stoffer, og innholder følgende elementer:

- en nedtrappingsplan med stadig strengere maksimalgrenser for innhold av kvikksølv i først noen typer og siden alle typer batterier, samt en øvre grense for kadmium i ikke ladbare små batterier. Nye krav gjaldt/gjelder fra 1.8.90, 1.1.92 og 1.1.95.
- en plikt til å merke miljøfarlige batterier med gitte symboler
- en plikt for forhandlere til å ta i retur vederlagsfritt de batterier de selger

Forskriften blir revidert i 1994 som følge av tilpasning til EU/EØS-regelverk, og som følge av tiltak for å sikre og øke innsamlingen av blyakkumulatorer (bl.a. bilbatterier). Endringene innebærer krav om at miljøskadelige batterier som er innmontert i produkter skal la seg fjerne av forbrukerne på en enkel måte, og en tilpasning til EUs merkeregler for batterier. EUs nye merke er mer informativt enn enn

det norske, som er likt med EUs tidligere forslag. Videre innføres det en plikt for importører og produsenter til å sørge for innsamling og gjennvinning/sluttbehandling av blybatterier. Blybatteri-saken omtales mer utførlig i *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 om avfall og gjennvinning.

Maksimalgrensene for kvikksølv i batteriforskriften har hatt den tiltenkte effekt. Batteriforeningen har beregnet at innholdet av kvikksølv i batterier som ble solgt i 1987 før forskriften ble innført var 2.970 kg, mens det i 1992 var et forbruk på omlag 155 kg i noen typer knappecellebatterier. Disse blir forbudt fra 1/1-1995. De tidlige reguleringene i Norge og enkelte andre land har presset frem et raskere teknologiskifte på dette feltet enn man ellers ville ha fått. Dette er en klar miljømessig fordel i lys av målet om utfasing av kvikksølv, som ikke må undervurderes.

Administrasjonen av forskriften har krevd omlag 0,2 årsverk pr. år, og samarbeidet med bransjen har vært ryddig og effektivt. Ved praktiseringen av forskriften har man etter dispensasjonssøknader gitt noen kortvarige fristutsettelser for kvikksølvinnholdet i enkelte typer batterier for noen produsenter, for å ikke skape unødvendig store kostnader eller andre problemer i overgangsfasen. Slik har man forsøkt å ta ut noen av de kostnadsbesparelser som den større fleksibiliteten for aktørene i en teoretisk ideell avgiftsregulering ville gitt mulighet for.

Batteriavgiften gjaldt for alle typer batterier som oppfylte kravene til merkeplikt i batteriforskriften ut fra innhold av kvikksølv, kadmium eller bly, og var på 2 kroner pr. batteri i 1990 og 3 kroner pr. batteri i 1991. Avgiften ble tatt bort fra 1/1-92. Begrunnelsen for dette var bl.a. at kravene i batteriforskriften og forbedrede innsamlingsordninger delvis hadde løst problemet for de små batteriene, mens det ble arbeidet med nye løsninger for de store, spesielt blyakkumulatorer. Det er videre klart at avgiften var omstridt, bl.a. fordi den ikke var differensiert etter batteriets størrelse og grad av miljøskadelighet. Dessuten var det sterke protester fra hørselshemmede som ikke hadde avgiftsfrie alternativer tilgjengelig til bruk i høreapparater. Denne gruppen fant det urimelig at deres små knappecellebatterier skulle ilegges samme kronebeløp i avgift som store industribatterier til flere hundre tusen kroner.

Alt i alt var avgiften uheldig utformet og åpenbart lite styringseffektiv. For at avgiften skulle vært styrings- og kostnadseffektiv måtte den ha vært *differensiert etter mengden miljøgifter* i batteriene, og utgjort en merkbar andel av forbrukerprisen for alle batterityper. Dette ville blitt mer krevende administrativt, men ville hvis det hadde latt seg gjennomføre vært en langt bedre tilnærming til den teoretisk ønskelige virkemiddelbruken. Det beste ville vært å ilegge avgiften ut fra en fast pris pr. kg for hvert av tungmetallene. Ved en slik utforming og tilstrekkelig høye avgiftssatser på hvert metall, ville avgiften antakelig ha kunnet gi de samme eller bedre insentiver til teknologiutvikling som forskriften har hatt. I tillegg ville den ha gitt sterke insentiver for forbrukerne til å velge miljøvennlige alternativer uten avgiftspåslag i prisen. Med den utformingen avgiften hadde i 1990 og 1991 ville den ikke kunnet fungere som hovedvirkemiddel, men den kan ha bidratt til å supplere og forsterke virkningen av kravene i forskriften på en positiv måte.

Siden det er vanskelig å angi et optimalt avgiftsnivå er styringseffektiviteten det mest operative kriteriet å vurdere avgiften og forskriften i forhold til. Man kan ut fra teoretiske synspunkter anta at en slik mer effektivt utformet avgift ville ha gitt en mer fleksibel overgang til miljøvennlige batterier, med mindre kostnadsforskjeller mellom ulike bruksområder enn forskriften har medført. Det er imidlertid ikke mulig å si noe empirisk om dette er tilfelle i virkeligheten, og om den eventuelle kostnadsbesparelsen er større enn merkostnadene ved å administrere en slik gradert avgift.

Batterifeltet er preget av på den ene siden en svært rask utvikling av ny teknologi for de små engangsbatteriene, og på den andre siden en meget kraftig økning i bruken av oppladbare nikkel-kadmiumbatterier i mobiltelefoner, videokameraer, leketøy, verktøy og andre elektriske artikler. Bl. a. på grunn av disse raske endringene har man i dag et svært dårlig innsamlingsresultat for de batterityper som man ønsker å spesialbehandle (anslagsvis 20 % returandel i 1991), mens de batteriene som burde vært kastet i søpla sammen med øvrig restavfall i relativt stor grad fortsatt leveres inn til spesialavfallssystemet (slik det var riktig å gjøre før kravene i batteriforskriften ble oppfylt). Resulatet av denne blandingen er at de farlige batteriene som faktisk leveres inn ikke kan behandles fordi de utgjør så liten andel at sorteringskostnadene er prohibitive (anslagsvis 2 % andel i 1991).

Den nye situasjonen på små-batteriområdet etter at kvikksølvinnholdet var nærmest eliminert for de viktigste typene små engangsbatterier var grunnlaget for informasjonskampanjen «Miljøseier på batterifronten». Kampanjen var rettet mot allmennheten og gikk av stabelen høsten 1991. De nye kravene til de fleste typer batterier hadde ført til at de fleste batterier nå kunne kastes rett i søpla, mens de med retursymbol fortsatt skulle samles inn. Hensikten med kampanjen var å øke mengden innsamlede miljøskadelige batterier. Samtidig var det et mål å redusere den innsamlede mengden av «ufarlige» batterier.

Det ble laget brosjyre og annonser. Selve kampanjen fikk god mediedekning. Kampanjen har fanget oppmerksomhet, men det synes likevel som om folk flest ikke har oppfattet budskapet. Tendensen etter kampanjen er at folk enten leverer inn alle batteriene eller ingen. Den totale innsamlede mengde er redusert. Hovedinntrykket er at også andelen miljøskadelige batterier som samles inn er redusert.

Denne kampanjen er et eksempel på et informasjonstiltak som i forhold til oppmerksomhet var vellykket, men som i forhold til målet var mislykket. Budskapet viste seg å være for komplisert til å sendes i en omgang. Retursymbolene på batteriene ble også misforstått av mange. Det nye EU-merket som nå innføres også i Norge ventes å rette noe på dette, da det er mye lettere å forstå.

Disse erfaringene viser i etterpåklokskapens lys at det er vanskelig å endre allmennhetens kunnskaper, holdninger og adferd raskt. Det nye budskapet var i for stor konflikt med den innarbeidede forståelse om at det er miljøvennlig adferd å levere inn batterier. Utvalget vil påpeke at evt. fremtidig informasjon må inngå i en langsiktig strategi, med et budskap som er tilpasset det som vil bli den fremtidige stabile situasjonen på feltet. Endring av allmennhetens kunnskaper og holdninger på et så pass komplisert felt tar tid. Det synes således viktig å ta høyde for de tilpasninger som vil følge av de nye kravene i batteriforskriften som trer i kraft i 1995, og evt. annen utvikling som EØS-regelverk og utviklingen av øvrige avfalls- og gjenvinningssystemer. Ut fra de erfaringer som er gjort til nå, er det grunn til å advare mot en for rask handling i retning av å få folk til å slutte å levere inn batterier. Fremtidens avfallsbehandling antas å forutsette at husholdningene driver en relativt avansert avfallsbehandling, der det utsorterte avfallet er så homogent og restfraksjonen er så liten som mulig. Teknologi for sentralsortering av innleverte batterier er under utprøving i Sverige. Store kvanta sorterte batterier kan endre konklusjonene med hensyn til gjenvinning og deponering i forhold til dagens syn, selv om de fleste typene ikke innholder de farligste miljøgiftene lenger.

Hovedbildet av batterifeltet i dag synes å være at de direkte miljøgiftrelaterte problemene med de små engangsbatteriene i hovedsak er løst (selv om avfallssiden som beskrevet ovenfor ikke er endelig avklart), mens blyakkumulatorene vil bli tatt hånd om i det kommende retursystemet, jf. *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 om avfall og gjenvinning. Det gjenstående problemet synes å være å finne egnede virkemidler for å hindre økte utslipp av kadmium fra den sterkt økende bruken av opp-

ladbare nikkel-kadmiumbatterier. Dette er nå det dominerende bruksområdet for kadmium. En slik virkemiddelbruk må både støtte opp om innsamlingssystemet, og gi insentiver til teknologiutvikling slik at alternativer til nikkel-kadmiumprosessen kan utvikles. Relativt høye *mengdeavhengige* avgifter vil gi insentiver i denne retning. Innføring av en pant/returordning for slike batterier etter samme mal som for blyakkumulatorer er prinsippielt sett et aktuelt alternativ. Det er imidlertid en rekke praktiske forhold som må avklares før konklusjoner kan trekkes, herunder håndteringen av gratispassasjerproblemet (jf. *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 nedenfor). Det må også gjøres beregninger av den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av tiltaket ved ulike returandeler.

Virkemiddelbruken overfor miljøgifter i bensin

Bensinforskriften av 1985 fastsetter maksimumsgrenser for innholdet av miljøgiftene benzen og bly i bensin, regler om merking av pumpene for blyfri bensin, og pålegger alle bensinstasjoner å også forhandle blyfri bensin fra 1. juli 1987. Sammen med avgasskravene for nye biler har disse reglene medført en betydelig redusert bruk av bly i bensin, noe som har hatt umiddelbar effekt på blyinnholdet i byluften. Men verken forskriften eller avgasskravene for nye biler[9] gir insentiver til å redusere blyinnholdet i blybensin eller til å utvikle alternative tilsetningsstoffer for å få overgang til blyfri bensin også på eksisterende gamle biler.

Bl.a. derfor har det i tillegg siden 1986 vært differensierte avgifter på bensin ut fra blyinnholdet. Differansen fungerer som en avgift på bly i bensinen, og er på 66 øre pr. liter i 1994. Avgiften har ventelig hatt betydelige insentiver i retning av å få eiere av biler som kan benytte både blyfri og blyholdig bensin til å skifte bensinkvalitet, og i retning av å utvikle alternativer til bly som tilsatsstoff. Imidlertid kan oljeselskapene ha egeninteresse i å påskynde overgangen, bl.a. ut fra ønsket om å fremstå som et miljøvennlig selskap. Siden bensin uten bly pga. avgiften er billigere enn blybensin, kan selskapene også se overgang til slik bensin som et middel til å øke forbruket hos sine faste kunder og til å erobre markedsandeler fra de andre selskapene. Informasjonen om mulighetene for å bruke blyfri bensin som flere oljeselskaper de siste årene har kjørt overfor kundene sine, kan tyde på at disse årsakene er viktige. Internasjonal utvikling og virkemiddelbruken i andre land er også en viktig faktor for å forklare utviklingen på dette området. Antakelig har både disse faktorene og avgiften bidratt til utviklingen av kalium/natriumbaserte alternativer til blytilsetning, som nå er kommet på markedet under betegnelsen «blyerstattet» bensin. Blyerstattet bensin slipper blyavgiften på lik linje med blyfri bensin, og er beregnet for biler uten katalysator. Blyerstattet bensin er noe dyrere å produsere enn blybensin, slik at utsalgsprisen blir noe høyere enn avgiftsdifferansen skulle tilsi.

Det er nå bare et oljeselskap som selger blyholdig bensin i Norge, de andre har gått over til blyerstattet kvalitet. Dette selskapet har redusert blyinnholdet til 0,05 gram pr. liter, dvs. ca. 1/3 av det nivået som bensinforskriften tillater og som tidligere var vanlig hos alle oljeselskapene. Forbruket av blybensin utgjorde i juli 1994 omlag 4 % av totalforbruket. På bakgrunn av denne utviklingen og økonomisk teori mener utvalget at virkemidlene overfor bly i bensin så langt utvalget kan bedømme har fungert effektivt både hver for seg og i kombinasjon.

Blyavgiften har hittil bare hatt et trinn, slik at all bensin med blyinnhold mellom 0 og maksimalgrensen 0,15 gram pr. liter har samme avgiften. På samme måte som diskutert for tungmetaller i batterier ovenfor, vil en finere gradering av avgiften etter mengden av bly i bensinen ut fra økonomisk teori være en mer effektiv virke-

9. Katalysatorbiler skal ikke bruke blyholdig bensin av tekniske grunner.

middelutforming. En tilnærming basert på måling av av blyinnholdet i hvert bensinparti og en perfekt mengdeavhengig avgift er imidlertid ikke praktisk gjennomførbar. En interdepartemental arbeidsgruppe som bl.a. har vurdert kjøretøyavgiftene, har foreslått å innføre et nytt avgiftstrinn. Det skal da betales 1/3 avgift for bensin med maksimalt 0,05 gram bly pr. liter. Dette gjøres også for at denne bensinkvaliteten kan produseres og avgiftsbelastes direkte i raffineriet, og ikke som i dag ved at fullblyet bensin blandes med blyfri etter avgiftsbetaling. Forslaget er nå vedtatt av Stortinget i behandlingen av statsbudsjettet for 1995.

Ut fra de relativt alvorlige skadevirkningene av bly, som også opptrer ved relativt lave konsentrasjoner knyttet til de regionale bakgrunnsverdiene, er det vanskelig å fastsette en grense for akseptabelt blyinnhold i resipienter. Det har heller ikke vært forsøkt å anslå helse- og miljøkostnadene ved utslipp av bly. Avgiften på blybensin har vært fastsatt ut fra forskjellene i produksjonskostnader mellom bensintypene, og ut fra ønsket om en rask utfasing av bly i bensin. Dersom avgiftene blir redusert, er det fare for at bruken av blybensin igjen vil kunne øke. Dette skyldes som nevnt bl.a. at blyerstattet bensin er dyrere å produsere enn blybensin. Utvalget mener derfor at avgiftssystemet for blybensin bør opprettholdes så lenge bly er aktuelt som tilsetningsstoff i bensin. Dersom overgangen til to avgiftstrinn skulle lede til økt bruk av bly i bensin, mener utvalget at nivået på avgiften må vurderes.

Virkemiddelbruken overfor blyhagl

Regjeringen fremmet i 1990 forslag om å innføre en avgift på blyhagl på 2 kroner pr. patron. Denne avgiftssatsen var satt for å utligne prisforskjellen mellom blyhagl og stålhagl, som er det miljømessig ønskelige alternativet, slik at de to typene ble likestilt prismessig. Dette forslaget ble imidlertid avvist av Stortinget og returnert til Regjeringen, med begrunnelsen at forslaget ikke var godt nok utredet, selv om Stortinget i prinsippet var positive til forslaget. Spesielt var det strid om konsekvensene av avgiftene for ulike brukergrupper som idrettsutøvere, det frivillige skyttervesen m.fl., som i denne saken er svært viktige interessegrupper.

Etter at avgiften falt bort, er det i stedet innført forbud mot bruk av blyhagl til jakt på ender, gjess og vadefugler unntatt rugde (Forskrift om våpen og ammunisjon til storvilt- og småviltjakt m.m. av 1991). Dette dekker den bruken av blyhagl som er mest skadelig på kort sikt. Det er videre inngått en intensjonsavtale mellom Miljøverndepartementet og Norges Jeger- og Fiskerforbund (NJF) om frivillige reduksjoner i blyhaglbruken. Ut fra erfaringene med den «betingede» KFK-avgiften (jf. *"Reduksjon av ozonlaget"* i kapittel 27), er det etter utvalgets vudering ikke umulig at en intensjonsavtale kan ha en viss effekt. De direkte insentivvirkningene av en slik avtale overfor den enkelte skytter og jeger er imidlertid svake, og bør som et minimum støttes opp med seriøse informasjonstiltak fra NJFs side. Det synes rimelig å avvente utviklingen noe før en avgift vurderes på nytt.

Virkemiddelbruken overfor tinnorganiske forbindelser

Forskrift om tinnorganiske stoffer i begroingshindrende midler av 1993 setter forbud mot å bruke slike stoffer som begroingshindrende middel både i ferskvann og saltvann til alle andre formål enn som yrkesmessig bruk til bunnstoff til båter over 25 meter. Dette er et tilfelle der utfasing av et bruksområde for en stoffgruppe er målet på kort sikt, og utvalget ser i tråd med det teoretiske grunnlaget i *"Teoretisk optimal virkemiddelbruk overfor miljøgifter"* i avsnitt 22.2.2 foran ikke at avgifter eller omsettelige kvoter kunne vært et reelt alternativ til forskrifter i dette tilfellet. En eventuell avgift kunne uansett ikke ha omfattet alle bruksområder, fordi man ut

fra hensynet til skipsfartens konkurranseevne normalt vil følge IMOs anbefalinger for store båter og skip. Totalforbud for de gjenværende aktuelle bruksområder synes derfor hensiktsmessig. I og med EØS-avtalen er Norge også forpliktet til å ha forskrifter på dette området.

Virkemiddelbruken overfor PCB

Virkemiddelbruken overfor PCB har røtter tilbake til 1971, da stoffet gjennom rundskriv ble satt på en liste over giftstoffer etter forskrift om gifter av 19.02-1965. PCB-problematikken ble diskutert i OECD som i 1973 ved en rådsbeslutning anbefalte redusert bruk av stoffet, og tiltak for å hindre utslipp av PCB i forbindelse med avfallsbehandling og destruksjon. I en ny rådsbeslutning i 1987 går OECD inn for forbud mot ny bruk, og for akselerert utfasing av eksisterende utstyr. PCB-utfasingen er også behandlet i en egen artikkel (nr 9) i Haagdeklarasjonen.

I Norge ble restriksjoner på bruken av PCB for mange formål tidlig forbudt av helsemyndighetene etter eksempler på alvorlige forgiftninger på 1960-tallet. Da PCB-forskriften av 1979 ble fastsatt, var hovedprinsippet at ny bruk til alle formål ble forbudt. Det eneste viktige bruksområdet som gjenstod på dette tidspunktet var i store transformatorer og kraftkondensatorer. Man så på dette tidspunktet for seg en lang utfasingsperiode, siden man bedømte risikoen for skader mens dette utstyret var i bruk som liten. Reglene ble derfor rettet inn på å sikre forsvarlig destruksjon i takt med den ordinære utskiftning av utstyret.

Senere er man blitt oppmerksom på farene ved f.eks. brann i slike installasjoner, og har i tråd med internasjonale anbefalinger vedtatt å fase ut all bruk innen 31/12-1994.

Utvalget mener ut fra denne gjennomgangen at også PCB er et eksempel på et stoff der det ikke ville vært mulig eller fornuftig å benytte avgifter som alternativ til forskriftsregulering. Det ble tidlig klart at full stopp i forbruket var den riktige politikken, og da er administrative virkemidler det beste alternativet. Det at selve utfasingsperioden ble så vidt lang pga. at store transformatorer og kraftkondensatorer har så lang levetid, kan ikke endre denne konklusjonen.

22.2.8 Langtransporterte miljøgifter

En betydelig del av miljøgiftproblemene i Norge skyldes *langtransporterte forurensninger*. «Virkemiddelet» som Norge som mottakerland kan bruke for å få redusert disse tilførslene, er å bidra til et høyt ambisjonsnivå i oppfølgingsarbeidet internasjonalt. Dette gjelder innenfor EU/EØS-samarbeidet, Nordsjøkonferansene, Pariskommisjonen, ECE, OECD, UNCED og nordisk samarbeid. Rask og veldokumentert oppfyllelse av gjeldende forpliktelser nasjonalt vil være et viktig forhandlingskort for å få utviklet nye, mer ambisiøse målsettinger og få disse oppfylt i de øvrige landene. Nordsjøkonferansene og arbeidet i Pariskommisjonen er de viktigste fora for miljøgifter som kommer med havstrømmene, mens en mulig fremtidig miljøgiftprotokoll under ECE-konvensjonen om grenseoverskridende langtransporterte luftforurensninger vil bli sentral for atmosfæriske tilførsler.

22.3 DRØFTING AV FREMTIDIG VIRKEMIDDELBRUK OVERFOR MILJØGIFTER I PRODUKTER

22.3.1 Problemstilling

Utvalget mener ut fra gjennomgangen i *"Oversikt over innsatsområdet"* i avsnitt 22.1 og *"Vurdering av virkemiddelbruken på området og behovet for endringer"* i

22.2 at miljøgifter i produkter er et område der økt bruk av økonomiske virkemidler er særlig aktuelt. Hensikten med drøftingene her i *"Drøfting av fremtidig virkemiddelbruk overfor miljøgifter i produkter"* i avsnitt 22.3 er å gå nærmere igjennom muligheter og begrensinger for en slik utvikling, og bidra til å trekke opp en ramme for virkemiddelbruken fremover.

På samme måte som man har gått bort fra å formulere spesifikke teknologikrav til industrien, ønsker miljøvernmyndighetene også på produktområdet å markere tydeligere enn før at man vil avgrense seg til å påpeke problemene og utforme virkemidlene, mens det er de private aktørenes oppgave å finne de beste løsningene i hvert konkrete tilfelle. En virkemiddelbruk som foreskriver bestemte løsninger på problemet med miljøgifter i enkelte produktgrupper er mindre ønskelig. For å konkretisere problemstillingene og lette forståelsen av diskusjonen i dette kapitlet, skal vi likevel kort se på hvilke konkrete tilpasninger som kan bli resultatet av de virkemidlene som settes inn, enten dette er grenser for miljøgiftinnhold eller avgifter. *Målet for virkemiddelbruken* er dels (i) å oppnå redusert forbruk av miljøgifter totalt sett, og dels (ii) å hindre at den mengden miljøgifter som benyttes i, eller er nødvendig å bruke for å produsere et gitt produkt, fører til utslipp til miljøet. De konkrete tiltak og tilpasninger som kan bidra til dette kan deles i seks grupper (sett fra forbrukersiden):

1. Redusert innhold av miljøgifter i et produkt uten at det endres vesentlig på annen måte (f.eks. redusert innhold av benzen og bly i blybensin)
2. Overgang til andre alternativer/prosesser i samme type produkt (f.eks. batterier basert på andre kjemiske prosesser uten kvikksølv, kullsyre som drivgass i spraybokser i stedet for KFK, mindre helsefarlige løsemidler i lim)
3. Endre kvaliteten på produktet (ublekede kaffefiltre og papirbleier for å unngå AOX-utslipp fra treforedling, blyfri bensin.)
4. Skifte til ny type produkt for samme formål (gjenbrukssil istedet for klorbleket kaffefilter og tøybleier i stedet for papirbleier, «roll-on» eller spruteflasker i stedet for sprayboks)
5. Redusert forbruk av vedkommende «formål», dvs. både av det opprinnelige produktet og eventuelle substitutter. (Redusert bruk av bil for å redusere utslippet av bly, eller redusert bruk av mobiltelefon for å redusere kadmiumforbruket (i batteriene).)
6. Innsamling og forsvarlig behandling av produkter etter endt bruk for å hindre at de gir forurensende utslipp (smøreolje, blybatterier)

Virkemidlene som settes inn for å oppnå disse endringene kan dels rette seg mot de eksisterende produsentene, og stimulere dem til å endre produktenes egenskaper og bruken av innsatssfaktorer m.m., dvs. pkt. 1, 2 og 3, og mot samme eller andre produsenter som kan stimuleres til å utvikle alternativer (pkt. 4). Videre kan virkemidlene rette seg mot forbrukeren, for å endre hans innkjøp gjennom prismekanismer, kunnskap og holdninger (punktene 1-5). Hvis det er flere alternative produkter på markedet, vil det ha svært stor effekt om en stor andel av forbrukerne går over til miljøvennlige alternativer. Informasjon må antas å kunne ha stor effekt særlig når årsaken til bruk av miljøgiften er av rent kosmetisk og markedsføringsmessig art, jf. eksemplet med de klorblekede kaffefiltrene.

22.3.2 Teoretisk optimale løsninger og aktuelle virkemidler

Teoretisk utgangspunkt

Utgangspunktet for analysen er at vi har vedtatte reduksjons- eller utfasingsmål, og at reduserte utslipp fra og/eller forbruk av miljøgiften i produkter er nødvendig og

kostnadseffektivt som en del av arbeidet med å nå dette målet. Spørsmålet er så hvilke virkemidler som bør velges.

Som vi kom frem til i *"Teoretisk optimal virkemiddelbruk overfor miljøgifter"* i avsnitt 22.2.2 foran er svaret enkelt når målet er rask og fullstendig utfasing av all bruk. Det er ingen kostnader å spare ved bruk av økonomiske virkemidler hvis målet er null og perioden frem til dette skal være nådd er så kort at aktørene verken har tid til å reagere på insentiver eller har vesentlige valgmuligheter. Direkte regulering/ forbud vil da være mest effektivt. Drøftingen av PCB-forskriften ovenfor er et eksempel på dette tilfellet. Det er vanskelig å si noe generelt om hvor lang tidshorisonten må være før det er mer lønnsomt med avgift enn med forbud, da det i noen grad også vil avhenge av de aktuelle forholdene i hver sak. En periode på 5 år kan være en antydning på størrelsesorden av en slik grenseverdi.

Det samme vil kunne gjelde for isolerte avgrensede bruksområder eller spesielle utslipp også for stoffer som fortsatt vil være i bruk i lang tid på andre områder med mindre skader. Den mest effektive måten å nå null på raskt, er å sette forbud. Dette kan meget godt kombineres med fortsatt bruk av stoffet på andre områder. Valg av virkemidler mot denne bruken kan vurderes uavhengig av forbudet, gitt at bruksområdene har ulikt skadepotensiale. Drøftingen ovenfor av forskriften om tinnorganske stoffer brukt som begroingshindrende middel er et eksempel på dette tilfellet.

Gitt at vi står overfor en miljøgift hvor vi har et reduksjonsmål for utslipp, men regner med at stoffet ikke kan tas ut av bruk på kort sikt, passer økonomiske virkemidler langt bedre. Utvikling av mer miljøvennlig teknologi slik at bruken av stoffet til alle eller mange av de gjenværende formålene også kan opphøre, er det langsiktige prinsippielle målet. På kortere sikt vil målet være å forhindre alle typer *utslipp* som kan skade miljøet eller mennesker. Blyakkumulatorer og nikkel-kadmium(NiCd)-batterier synes å være typiske eksempler på et slike produkter.

Målsettingen for en optimal virkemiddelbruk er altså dels å stimulere til utvikling av alternativ teknologi slik at produktene i utgangspunktet inneholder mindre miljøgifter, og dels å sikre lavest mulig utslipp av miljøgiftene som likevel brukes. Dette kan oppnås bl.a. gjennom mest mulig fullstendig innsamling av forbrukt materiale og kasserte produkter. Denne innsamlingen er i første rekke relevant med hensyn til samlet akkumulert bidrag til den regionale bakgrunnsbelastningen, men også for lokale problemer knyttet til utslipp fra avfallsforbrenningsanlegg, og i forbindelse med miljøgifter som en hindring for å få gjennomført den beste disponeringen av kloakkslam. Det er altså store krav både til styringseffektivitet for å oppnå reduksjoner i de *samlede utslipp* på kort sikt, og til *dynamisk effektivitet*. Styringseffektivitet i forhold til disponeringen av den *enkelte enheten av produktet* er ofte mindre viktig. Dette er klart tilfelle for NiCd-batterier, der det enkelte batteri/batteripakke ikke representerer noen stor direkte forgiftnings- eller forurensningsfare. Men på den annen side er kadmium et av de stoffene der konsentrasjonene i Norge ligger høyt i forhold til helsefaregrensene, og det synes svært viktig at at man unngår ytterligere utslipp. For blyakkumulatorer er det også en rekke eksempler på forgiftningsskader for husdyr pga. henslengte enkeltbatterier, og risiko for etsningsskader etc. for barn er til stede i tillegg til problemet med bidrag til bakgrunnsbelastningen.

Tre alternative virkemidler for å oppnå tiltakene i gruppe 1-5

Det teoretiske utgangspunktet er at virkemidlene skal doseres slik at de marginale tiltakskostnadene ved å redusere bruken av miljøgiften i en type produkt, skal være lik den marginale miljøskaden som vedkommende bruk forårsaker. Hvis virkemid-

let som brukes er en *avgift*, blir denne avgiften å betrakte som en tilnærming til en ordinær utslippsavgift og altså en betaling for bruk av naturens resipienttjenester. Hvor stor effekt en slik avgift vil ha på forbruket, avhenger av etterspørselselastisiteten for produktet. For produkter der det er gode alternativer kan relativt lave avgifter gi store endringer i produktenes egenskaper eller vridninger i etterspørselen, spesielt over noe tid. For produkter som er viktige for brukerne og som ikke har gode substitutter, vil det kreves svært høye avgifter for å få vesentlig utslag på forbruket. Men også avgifter som ikke gir vesentlige effekter av type 5 i listen foran, kan på noe sikt ha stor betydning som insentiv til endringer av type 1 – 4. Det må også påpekes at kostnadene og problemene ved en eventuell direkte regulering av et slikt produkt med uelastisk etterspørsel vil være tilsvarende store.

I prinsippet kan også *omsettelige kvoter* for bruk av en miljøgift benyttes for å redusere produktrelaterte utslipp, og markedsprisen på kvotene vil tilsvare avgiftssatsen om virkemidlene er dosert like sterkt. Denne markedsprisen på kvoter vil også i teorien gi identiske insentiver til alle tilpasningene av type 1-5 som er beskrevet for avgifter. Hvis etterspørselen etter et produkt er uelastisk, vil kvoteprisen bli høy selv ved kvoter som bare er litt lavere enn dagens forbruk, mens kvoteprisen vil bli lav ved elastisk etterspørsel. For en gitt reduksjon i forbruket av et produkt vil forskjellen i fordelingsvirkninger mellom gratis tildelte kvoter og avgifter bli større jo mindre elastisk etterspørselen etter produktet er.

Utvalget kjenner ikke til mange konkrete eksempler på slik bruk av omsettelige kvoter. Et mulig system for bruk av nitrogen i kunstgjødsel er skissert relativt utførlig i analysen av feltet overgjødsling, *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3, og i vedlegg 1. Videre gir ECON (1993) og Aarhus & Eikeland (1993) korte beskrivelser av noen amerikanske eksempler i forhold til utslipp fra biltrafikk. Det ene gjelder omsettelige kvoter på blytilsetning i bensin, og fungerte i en overgangsperiode fra 1982-1987 for å redusere kostnadene for raffineriene ved å oppfylle et nytt krav til maksimalt innhold av bly i bensin. Raffinerier som lå under kravet, kunne samle opp differansen og selge denne til andre raffinerier som hadde problemer med å tilpasse seg det nye kravet like raskt (*lead content credits*), eller spare dem til egen bruk senere (*banking*). Det synes å være enighet om at denne ordningen fungerte godt med hensyn til å redusere kostnadene ved å oppfylle det fastsatte kravet. I de 9 mest forurensede områdene ble det i 1990 innført krav om overgang til såkalt «reformulert bensin» fra 1995. I den forbindelse er det på tilsvarende måte åpnet for omsetning av kvoter for innhold av benzen og aromatiske stoffer mellom raffineriene, mens kvoter for oksygeninnhold i bensinen kan omsettes i alle områder hvor de nasjonale CO-standardene er overskredet.

Et annet eksempel gjelder utslipp fra biler mer generelt, og er innført i California fra 1990. Det gjennomsnittlige utslippet fra hver bilprodusents flåte av solgte biler skal ikke overstige visse grenseverdier. Dersom en produsent ligger under grensene, får han utslippskreditter som han kan spare eller selge til andre produsenter som ligger over grensen. Det er nylig (1993) også åpnet for at industribedrifter kan skaffe seg utslippskvoter ved å kjøpe opp og vrake gamle biler, eller ved å gi donasjoner til offentlige kollektive transportsystemer, herunder å gi nye miljøvennlige busser i gave, eller ved å kjøpe inn «null-utslippsbiler».

De omsettelige kvotene er i alle disse eksemplene bare et element i et større sett av virkemidler, der en rekke strenge utslippskrav inngår. Videre er det i alle eksemplene bedrifter som er aktørene, og kvotene gjelder enten som for indistriutslipp til luft og nitrogen i landbruket tilgangen på en innsatsfaktor, kvaliteten av produserte produkter som for bly m.m. i bensin, eller som for bilprodusentene egenskapene ved solgte produkter. Man kunne også tenke seg salgbare kvoter til forbrukerne i form

av kjøpetillatelser. Dette vil tilsvare et vanlig rasjoneringssystem som her i landet er kjent fra andre verdenskrig og som ble forberedt under oljekrisen i 1973, men med det tillegget at omsetning av rasjoneringskort er legalt og ønskelig. Et slikt system for kjøp av bensin kan i prinsippet tenkes å være et alternativ til vegprising for å hindre lokal forurensning i store byer, men vil i praksis reise en rekke problemer og synes lite aktuelt under dagens norske forhold.

En kompliserende faktor ved bruk av omsettelige kvoter på tvers av ulike produkter og bruksområder, er at den forventede marginale miljøskaden av en enhet av samme stoff brukt til forskjellige formål kan variere svært mye. Mens avgifter eller juridiske krav i prinsippet lett kan settes forskjellig fra produkt til produkt, skaper slike forskjeller problemer for muligheten til å oppnå et frikonkurransemarked for kvoter. Vekslingskurser el.l. for å ta hensyn til variasjonene øker også kontrollproblemene. Spesielt hvis kvotemarkedet er lite, slik at det er vanskelig å få kjøpt eller solgt kvoter når man ønsker dette, vil den dynamiske effektiviteten kunne være dårligere enn ved avgifter.

Direkte regulering, normalt ved forskrifter, kan også være et alternativ til avgifter eller omsettelige kvoter overfor miljøgifter i produkter. Dette er som nevnt foran et godt alternativ når målet er full utfasing på kort sikt. Når dette ikke er tilfellet, kan det settes forbud på noen områder, mens det kan settes maksimalgrenser for innholdet av visse stoffer el.l. for andre bruksområder. Ulempen ved en slik tilnærming er at man ikke på samme måten som ved avgifter eller omsettelige kvoter automatisk sikrer en kostnadseffektiv fordeling mellom bruksformål av den mengden av vedkommende miljøgift som faktisk tillates brukt. Dessuten at den ikke automatisk gir sterke dynamiske insentiver til å utvikle alternativer uten miljøgifter. Hvis myndighetene har svært god informasjon, kan slike direkte reguleringer utformes slik at tilpasningene vil ligge nært opptil det som er kostnadseffektivt. I praksis vil heller ikke økonomiske virkemidler fungere perfekt etter teorien. Faktorer som reduserer effektivitetstapet ved direkte regulering i forhold til avgifter kan være:

- at myndighetene har gode kunnskaper og oversikt på et felt
- at miljøgiftaspektet har liten økonomisk betydning for aktørene i vedkommende produktmarked
- at aktørene er små og ressurssvake enheter med liten tilgang til informasjon og liten kapasitet til å utnytte denne

Virkemidler for å oppnå tiltak 6

Uansett hvilket av de tre virkemidlene som er drøftet ovenfor som settes inn mot produktenes egenskaper idet de markedsføres, vil disse normalt være lite målrettede i forhold til tiltak av type 6 i listen ovenfor. Effektene vil være avgrenset til pkt. 1 – 5. Hvis målet er å hindre at et produkt medfører miljøskader i avfallsfasen av livsløpet, vil et pante- eller retursystem der dette er praktisk mulig ofte være mer styringseffektivt enn en ren avgift eller maksimalgrense for miljøgiftinnhold, bl.a. ut fra at den miljømessige effekten av slike systemer vil være nokså uavhengig av priselastisiteten til etterspørselen etter produktet.

Foreløpig oppsummering

Den teoretisk ønskelige nest-beste virkemiddelbruken i en situasjon der rask stans i bruken på vedkommende bruksområde, eller full utfasing av stoffet som helhet ikke er aktuelt, synes å være en mengdegradert produktavgift kombinert med pant/retursytem for innsamlet/gjenvunnet materiale der dette er praktisk mulig og samfunnsøkonomisk lønnsomt.

22.3.3 Praktiske muligheter og begrensninger

Vi vil her diskutere en del praktiske spørsmål og momenter som synes sentrale i forhold til en økt bruk av avgift, pant og retursystemer overfor miljøgifter i produkter. Disse momentene vil være en del av grunnlaget for å kunne formulere mer klare kriterier for praktisk valg av virkemidler senere.

Spredt sluttbruk tilsier regulering på råvarestadiet

De 39 miljøgiftene som det til nå er fastsatt tallfestede mål for, kan deles i hovedgruppene tungmetaller, plantevernmidler og klororganiske stoffer. Vi skal her i hovedsak se bort fra plantevernmidlene, som reguleres etter et eget lovverk under Landbruksdepartementet[10] . Også for andre miljøgifter enn disse 39 vil det være fruktbart å skille mellom tungmetaller og syntetiske organiske stoffer, hvorav de klorerte og øvrige halogenholdige er blant de farligste. Tungmetallene finnes naturlig i jordskorpa, og kan ikke brytes ned. Problemene er i første rekke knyttet til overkonsentrasjoner. Enkelte tungmetaller som sink og kobber er nødvendige som plantenæringsstoffer i svært lave konsentrasjoner, mens de går over til å ha giftvirkning også for planter ved noe høyere konsentrasjoner. Tungmetallene inngår i et kretsløp fra uttak i gruver, via industriproduksjon av mange slag til deponering eller forbrenning av avfall. Gjennvinning og resirkulering øker oppholdstiden i kretsløpet. Fra alle ledd i kjeden kan det tapes stoff til miljøet.

De organiske miljøgiftene vil dels inngå i et lignende kretsløp, bortsett fra at vuggen ikke er en gruve, men et industrianlegg som produserer stoffet kjemisk, ofte som råvare for mange andre produsenter og prosesser. En betydelig del av disse stoffene dannes imidlertid også, eller bare, som uønskede og utilsiktede biprodukter fra produksjons- eller forbrenningsprosesser. Felles for dem er at de normalt ikke forekommer naturlig, og at de til dels inneholder kjemiske sammenkoplinger av ulike grunnstoffer på måter som er helt naturfremmede.

Det enkleste vil være å regulere stoffene på *råvarestadiet*. Avgift pålagt hos produsent/gruve vil da forplante seg gjennom markedet slik at alle forbrukerprodukter som inneholder stoffet ifølge teorien får den korrekte prisøkningen, gitt at all bruk er like miljøfarlig. Dette er nettopp den utnyttelsen av markedskreftene som man vil være ute etter å hente ut i en fremtidig bærekraftig økonomi. Ved omsettelige kvoter eller juridisk regulering av råvarebruken vil vi få en tilsvarende overveltning av kvote- og/eller tiltakskostnadene.

Hvorvidt forutsetningen om at all bruk er like miljøfarlig introduserer feil som er av betydning i forhold til de praktiske gevinstene ved regulering på råvarestadiet er det vanskelig å si noe generelt om. For en rekke av de farligste miljøgiftene, og ikke minst de klororganiske stoffene, synes dette å være en rimelig forutsetning. For tungmetaller som bly og kobber kan forutsetningen være mer problematisk. En mulighet som kan være aktuell i slike tilfeller kan være å gi refusjon for avgiften for det kvantum av råvaren som kan bevises benyttet til miljømessig ikke skadelige formål.

10. De generelle betraktningene i det følgende vil imidlertid i stor grad gjelde også for disse stoffene. Plantevernmidlene er for øvrig et produktområde hvor bruk av høye avgifter for å redusere forbruket har vært mye diskutert, men hvor man på grunn av lite elastisk etterspørsel og vansker med å finne et håndterlig avgiftsgrunnlag som gir riktige relative avgiftsnivåer mellom stoffer hittil ikke har funnet dette egnet. Dagens kontrollavgift og miljøavgift på til sammen 19 % prispåslag for alle stoffer må antas å bidra generelt til å redusere bruken, men er for liten til å gi klart observerbare utslag. Derimot er en returordning for kjemikalierester, og eventuelt for tomemballasje, finansiert f.eks. ved et påslag i den eksisterende kontrollavgiften svært aktuelt.

Praktiske problemer med å identifisere avgiftsgrunnlag og alternative utforminger av produktavgifter

Problemer oppstår når regulering på råvarestadiet ikke er mulig. Enten er råvarene og/eller ferdigvarene av utenlandsk opprinnelse, eller norsk råvareproduksjon for eksport kan ikke avgiftslegges eller reguleres uten at andre land gjør det samme.

Derfor må man ved nasjonal virkemiddelbruk mot råvarer også legge tilsvarende strenge doser på alle importerte produkter som det nasjonale produsenter har på råvarene sine. Spørsmålet er nå om dette lar seg gjøre i praksis. Problemene her vil normalt være tilsvarende store både ved avgifter og juridiske reguleringer. Hvis miljøgiften det gjelder bare inngår i noen få lett gjenkjennelige produkter som tollmyndighetene lett kan kontrollere og avgiftslegge, og det er lett å finne ut hvilke mengder av vedkommende miljøgift et gitt vareparti inneholder, er problemet enkelt. Hvis det derimot er stoffer som inngår som små bestandeler i mange ulike produkter på en vanskelig kontrollerbar måte, er det uklart om man i praksis kan klare å håndheve grenser for innhold eller ilegge og innkreve mengdegraderte avgifter. Behovet for utvidelse og detaljering av tolltariffen, opprettelse av registre og utstrakt teknisk informasjonsinnsamling fra importørene synes uunngåelig. Jf. erfaringene med KFK-regelverket som drøftes nedenfor.

En aktuell forenkling kan være å konsentrere seg om de produktgrupper som utgjør store volumer av miljøgiften, og se bort fra de andre. Et problem som da oppstår er at dette kan bli oppfattet som forskjellsbehandling av produkter som er forbudt etter frihandelsregelverket, jf. omtale nedenfor. Det er neppe noen som vil klage over at de er fritatt for avgift. Derimot vil norske produsenter kunne klage til EØS-domstolen om for mange smutthull i regelverket for import av produkter uten avgift oppstår. Dette er kanskje den viktigste begrensningen for myndighetene i regelutformingen. For produkter hvor vi ikke har nasjonal produksjon, og det vil jo være de fleste, ligger begrensningene i at eventuelle utenlandske produsenter som føler seg diskriminert kan reise tilsvarende sak. Hvis man ikke støter mot slike likebehandlings-problemer, blir det en ren nytte-kostnadsvurdering hvor stor andel av forbruket av miljøgiften man skal inkludere i et avgiftsgrunnlag.

En annen prinsippiell tilnærming til produktavgifter er å ikke søke i retning av å ilegge avgiften ut fra mengden miljøgifter, men å legge avgiften på alle eller visse klasser av produktet som sådan, helt uavhengig av eventuell variasjon i innhold av miljøgifter innen hver klasse. Denne mer pragmatiske tilnærmingen er langt enklere å administere og kontrollere, og er stort sett den praksis som er blitt benyttet hittil i Norge. Diskusjonen i 22.2.7 ovenfor viser at dette har fungert godt for blybensin, og antakelig relativt dårlig for kvikksølv, kadmium og bly i batterier i 1990-91[11] . En slik utforming med en fast avgift vil være mindre tilfredstillende enn en avgift pr. kg av miljøgiften, fordi man fjerner seg lenger fra det som er det egentlige problemet, nemlig utslippet og miljøskadene av dette. Insentivene for bransjen til produktutvikling, og for forbrukerne til å kjøpe miljøvennlige alternativer vil normalt også bli dårligere.

En tredje variant av produktavgifter er *miljøklasseinndeling* av varige produkter som f.eks. personbiler. Her kan enten engangsavgifter ved kjøp og/eller årsavgifter

11. Ulikheten skyldes antakelig flere forhold og egenskaper ved situasjonen som bidrar til at kombinasjonen av grenseverdier for miljøgiftinnholdet og avgift blir mer vellykket for blybensin enn for batterier. Bensin er en økonomisk viktig vare for forbrukerne, det blyfrie alternativet er meget lett tilgjengelig, og sammenlikning av prisene enkelt. I batteritilfellet var det dårligere sammenheng mellom miljøgiftinnhold og avgift, og tilgangen til og prissammenlikning med avgiftsfrie alternativer vesentlig mer komplisert for forbrukerne. (De fleste butikker fører bare et batterimerke.) Gevinsten av å tilpasse seg synes også liten for normale husstander.

for å ha disse differensieres etter produktets totale miljøegenskaper. Dette kan være en relativt god nestbeste tilnærming til å avgiftslegge mange typer utslipp, som også langt på vei kan administreres sammen med andre ordninger uten vesentlige ekstrakostnader. Et slikt miljøklassesystem for biler blir nå konkret vurdert av en interdepartemental arbeidsgruppe som gjennomgår hele bilavgiftssystemet. Tilsvarende system kan også tenkes for drivstoff. Slike avgifter er også konkret foreslått for skip ut fra sikkerhet mot forlis, avfallslevering og utslipp til luft av bl.a. NO_X og SO_2, og for mopeder og påhengsmotorer ut fra VOC-utslipp. Dette kan også være aktuelt for andre produkter ut fra miljøgiftinnhold og avfallsegenskaper. Slik miljøklasseinndeling vil også kreve et kriteriesett, og målinger eller kontroller av ulike slag.

Praktiske erfaringer med produktavgifter og importkontroll for KFK

Det kan her være av interesse å se kort på de konkrete praktiske erfaringer som er gjort med importkontroll av produkter og i forbindelse med forberedelsen av forslaget til KFK-avgift. Jf. *"Reduksjon av ozonlaget"* i kapittel 27 nedenfor for en bredere fremstilling av tiltakene mot ozonreduserende stoffer. Dersom det skal ilegges et mengdegradert avfallsgebyr eller miljøavgift på produkter ut fra miljøgiftinnholdet, krever dette et opplegg for fastleggelse av hvilke produkter som skal avgiftsbelegges og hvordan beregningsgrunnlaget skal utformes for å virke rettferdig.

Et slikt opplegg ble forberedt før forslaget om å innføre av avgift på KFK ble lagt frem, ved at tolltariffen ble endret for de produkttyper en mente kunne inneholde KFK. Aktuelle produkter fikk to tollnummer – med og uten KFK. Innholdet av KFK i de produkter som ble deklaret med KFK skulle så danne grunnlag for avgiftsnivået. For mange produktgrupper ville dette medført et omfattende analyse og kontrollarbeid, både for å kontrollere om produktene ble deklarert riktig og for å måle mengden KFK i de produktene som ble deklarert med KFK.

Ved import av varer utføres tolldeklareringen i dag av *spedisjonsfirmaer* uten kunnskap om produktenes egenskaper, kjemisk innhold el.l. De opplysninger som følger med fra produsenten er ofte ikke tilstrekkelige til å kunne avgjøre om produktet hører hjemme i en avgiftspliktig klasse eller ikke. Fagmyndighetene (SFT) blir i dag i stor grad kontaktet av tollvesenet i forbindelse med deklarering av produkter der opplysningene ikke gir klart svar på om de inneholder forbudte stoffer eller ikke. Tollvesenet utfører i dag kun stikkprøvekontroll av tarifferingen.

SFT kan i dag *ikke* bruke utenrikshandels-statistikken for internasjonal rapportering av råvareimporten av KFK og halon, *selv om disse stoffene har egne tolltariffnummer*. Tallene her gir et helt galt bilde av den faktiske situasjonen. Dette skyldes manglende kunnskap hos speditørene, manglende opplysninger fra produsentene, manglende oppfølging fra ansvarlig importør og manglende kontroll fra tollvesenet. SFT må derfor innhente egne opplysninger ved direkte kontakt til de største importørene. Dersom innføring av et system for avgifter på miljøgifter i produkter ikke gis bedre oppfølging enn den generelle kontrollen av tarifferingen av varer, kan en ikke vente at dette virkemidlet vil virke etter hensikten.

Ved innføring av nye avgifter på produkter som produseres i Norge og der innsatsfaktorene ikke lar seg avgiftsbelegge på importleddet, vil det måtte etableres et system for innkreving og kontroll. Videre vil man ofte måtte ha et system for fritak eller refusjon av avgiften for eksportert kvantum.

22.3.4 Internasjonale bindinger og nasjonale valgmuligheter

Produktreguleringer av enhver type er direkte relevant i forhold til internasjonalt frihandelsregelverk, både i sammenheng med GATT og med EØS/EU. Reglene i

GATT-avtalen er noe mer generelle og mindre bindende enn EØS-reglene på de aktuelle områdene. Hovedregelen i GATT er at nasjonale virkemidler ikke skal virke diskriminerende, men at like produkter skal behandles likt uavhengig av opphavsland. EØS-reglene synes i praksis å være mer konkrete, og derfor ha større betydning for utformingen av de miljøpolitiske produktkontrolltiltakene i Norge. Se også del III, spesielt *"Produktkontrolloven"* i avsnitt 5.2 og *"Mulighetene for bruk av avtaler og forhandlinger som virkemiddel i miljøpolitikken"* i 6.5, for en nærmere beskrivelse av de internasjonale avtalene.

På områder der det finnes felles EU-lovgivning, er Norge gjennom EØS-avtalen med enkelte unntak og overgangsordninger forpliktet til å innføre EUs regelverk på produktrelaterte områder. Slikt produktrelatert regelverk er normalt gitt etter artikkel 100A i Romatraktaten, som innebærer at kravene normalt er *totalharmonisert i EU*. Dette innebærer at regelverket enten skal implementeres ordrett i nasjonalt lovverk (ved forordninger) eller at reglene i substans skal være like (ved direktiv). Kravene skal være de samme, dvs. at det generelt ikke er adgang for enkeltland til å fastsette strengere eller svakere krav til f.eks. tungmetallinnhold i en type varer.

Denne reguleringsmåten på produktområdet skiller seg fra andre tidligere miljødirektiver, som i større grad er gitt etter artikkel 130S i Romatraktaten, og som normalt bare setter minstekrav. Landene vil da ha større frihet til å velge virkemidler enn ved totalharmonisering.

EUs virkemiddelbruk på produktområdet har hittil vært preget av en ensidig vekt på juridiske reguleringer, gjerne i en svært detaljert og grundig form inspirert av fransk juridisk tradisjon. En annen grunn til detaljeringsgraden er at kravene skal kunne oppfattes og håndheves likt under alle de ulike omstendigheter som finnes i medlemslandene. De senere år har EU i noen tilfeller gitt rammedirektiver, og overlatt til det eurpeiske standardiseringsbyrået å fastsette utfyllende tekniske spesifikasjoner i form av standarder. Kravet til detaljert totalharmonisering er imidlertid i prinsippet det samme ved denne lovgivningsteknikken.

På områder der EU ikke har felles regelverk er utgangspunktet det såkalte Cassis de Dijon-prinsippet, som innebærer at en vare som er lovlig å omsette i et land, også skal kunne omsettes i de andre landene. Romatraktaten og rettspraksis åpner imidlertid for unntak for miljøtiltak, dersom det ikke dreier seg om vilkårlig forskjellsbehandling eller skjulte handelshindringer. I praksis må man regne med innvendinger fra andre land eller EU-kommisjonen. I EU utløses en prosedyre med «standstill-period» og konsultasjoner m.m., som kan få flere utfall. Dersom landet ikke trekker hele forslaget, er et mulig utfall at EU setter i gang en prosess for å utvikle et felles regelverk på området. Hele denne situasjonen er uklar og utfallet vil avhenge av forholdene i den enkelte sak og rettsavgjørelser.

Et grunnleggende premiss for en norsk virkemiddelstrategi på produktområdet fremover synes derfor å være at det på stadig flere områder vil komme detaljerte EU-regler som Norge vil være forpliktet til å innføre. Spørsmålet blir da (i) om vi kan påvirke EU i en retning vi ønsker, og (ii) om vi evt. skal bruke avgifter el.l. i tillegg, eller om vi skal nøye oss med de forskriftene vi må innføre.

Avgifter er i liten grad harmonisert i EU, og avgifter er ikke en del av EØS-avtalen. Ut fra både EØS, GATT og ved et eventuelt EU-medlemskap står Norge i prinsippet fritt til å innføre nasjonale avgifter på miljøgifter, pante- og retursystemer mm., *forutsatt at like produkter behandles likt*. Dette innebærer at importerte og innenlandske produkter med samme miljøegenskaper må få samme avgift. Så lenge avgiften beregnes ut fra et konstant og målbart innhold av visse bestanddeler i selve produktet, er dette i prinsippet enkelt. Dersom man også tenker å sette avgifter nasjonalt på innsatsvarer i produksjonen som ikke direkte avspeiles som innhold i eller bestandel av selve produktet, og så beregne tilsvarende avgifter på importerte

produkter er det mer problematisk. Man må da anta at alle aspekter ved innsatsvarene i produksjonen ikke uten videre kan måles kvantitativt i det ferdige produktet. Dette er en juridisk gråsone hvor det er delte meninger om hvor langt man kan gå. Jf. omtalen av HKFK i *"Reduksjon av ozonlaget"* i kapittel 27.

Bruk av avgifter på toppen av felles EU/EØS regler er antakelig mer problematisk handelspolitisk enn bruk av avgifter på områder der det ikke er felles regler. EU-reglene om bilavgasser er et eksempel på at det felles regelverket eksplisitt *både* fastsetter totalharmoniserte avgasskrav *og* gir grenser for tillatt avgiftsdiskriminering. Grensene er satt nettopp ut fra at avgiftsforskjellene mellom biler i ulike miljøklasser *ikke* skal kunne være store nok til å oppveie kostnadsforskjellene mellom de beste og de dårligste bilene.

I prinsippet kunne man vel argumentere for at reguleringer, f.eks. forbud, som likebehandler alle produsenter også burde kunne være tillatt i samme grad som avgifter. At Norge nekter å importere visse farlige produkter kan likevel favorisere alternativene og slik utløse protester. Hvis det ikke er EU-regler på området står man antakelig relativt sterkt her.

22.4 OPPSUMMERING OG KONKLUSJON

Hovedpunktene i utvalgets vurderinger av virkemiddelbruken på innsatsområdene miljøgifter og helsefarlige kjemikalier kan oppsummeres i følgende punkter:

Situasjonsbeskrivelse

- Det finnes et stort og stadig økende antall kjemiske stoffer med risiko for negative effekter på helse- og miljø. 17.000 kjemiske produkter (kjemikalier) er registrert som merkepliktige pga. helsefare i det norske Produktregisteret. Det er anslått at om lag 500 stoffer oppfyller definisjonen på en miljøgift, mens det er vedtatt tallfestede mål om utslippsreduksjoner for 39 av de farligste stoffene. De tallfestede målene er for en rekke stoffer å oppfatte som et mål på vegen mot nivåer som ikke gir skader verken på mennesker eller miljø. For de farligste stoffene er målet full utfasing på kort sikt.
- De viktigste kildene for utslipp av miljøgifter i Norge er industri, oljeutvinning, gruvevirksomhet, gamle avfallsdeponier («gamle synder»), og produktrelaterte utslipp. De fleste kjente industriutslippene er redusert med 50-95 % som følge av betydelige tiltak i forbindelse med første og andre konsesjonsrunde for industrien. Det er også gjennomført tiltak som har gitt betydelige reduksjoner i avrenningen fra nedlagte gruveanlegg, og arbeidet med opprydning i gamle synder er påbegynt.
- Etter at de tallfestede målene kom i 1989 og 1990, og de store industriutslippene er sterkt redusert, er vi nå inne i en fase der fokus skifter fra lokale vurderinger av de store punktkildene til en mer sektorovergripende vurdering av strategier for å oppfylle nasjonale utslippsmål. Utvalget mener derfor at det bør legges økt vekt på å gjennomføre tverrsektorielle samfunnsøkonomiske analyser av problemomfang og virkemidler på miljøgiftfeltet. Miljømyndighetene er i ferd med å foreta en slik opptrapping, og antar at tiltak mot produktrelaterte utslipp som et resultat av dette vil bli mer sentrale fremover.

Virkemiddelbruken mot konsentrerte utslipp fra punktkilder

- Erfaringene med bruk av konsesjonssystemet overfor *de største industribedriftene* synes gode på miljøgiftfeltet. Ut fra behovet for lokaltilpasning og en

akseptabel lokal miljøkvalitet, de gode erfaringene til nå og det faktum at en svært stor del av nødvendige og mulige tiltak allerede er gjennnomført, vil utvalget anbefale at konsesjonsreguleringen av disse kildene opprettholdes. Muligheten for å kombinere slik regulering med en gradert avgift på konsesjonsgitt utslipp er et alternativ som bør vurderes når nye større reduksjoner skal gjennomføres.

– Direkte regulering synes også best egnet for å sikre gjennomføring av tiltak rettet mot *«gamle synder» og gruvevirksomhet*.
– Bransjer med et større antall *mindre bedrifter*, som f.eks. fotobransjen, er det ikke praktisk mulig å konsesjonsbehandle innen realistiske ressursrammer. Den beste virkemiddelbruken som kan gjennomføres i praksis synes her å være å hindre at problemer oppstår, ved å rette virkemidler mot innsatsfaktorene som skaper forurensninger. Dersom dette ikke løser problemet, kan det i tillegg eller alternativt fastsettes forskrifter med krav til utforming av anlegget, utslippsgrenser og evt. regler for avfallsbehandlingen.

Virkemiddelbruken mot produktrelaterte utslipp

– Erfaringene med de virkemidlene som til nå er brukt mot enkeltstoffer og enkeltprodukter slik de fremkommer i analysen i *"Virkemiddelbruken overfor produkter"* i avsnitt 22.2.7 viser både gode og dårlige eksempler. De juridiske reguleringene har stort sett virket etter hensikten med hensyn til å oppnå miljømessige resultater, mens erfaringene med informasjon og avgifter/avgiftsforslag er mer blandet. Betydningen av å gi klare signaler til næringslivet fra myndighetene om mål og utviklingsretning på et tidlig tidspunkt fremheves som en viktig erfaring. Dette øker utviklingsmulighetene og bidrar til å redusere omstillingkostnadene (jf. krav som trer i kraft i 1995 i batteriforskriften av 1990).
– Systemet for klassifisering, merking og registrering av kjemikalier ut fra helsefare som er felles for miljø- og arbeidsmyndighetene synes også å fungere etter hensikten med ordningene, jf. *"Generell vurdering av virkemiddelbruken på hele innsatsområdet"* i avsnitt 22.2.3. En viktig årsak til å prioritere slike systemer er at generelle rammebetingelser foretrekkes fremfor spesielle virkemidler, f.eks. merkeforskrift fremfor regulering av enkeltstoff, avgifter etter generelle helse- eller miljøkriterier fremfor enkeltavgifter på produkt eller stoff. Dette gir antakelig best ressursutnyttelse på reguleringssiden, best stoffovergripende prioritering, regulering nærmest opp mot effekter og forebyggende fremfor reparerende karakter på virkemidlet. Problemet er at det er praktisk vanskelig å få frem gode overgripende klassifiseringssystemer.
– Utvalget har ikke empirisk grunnlag for å si noe om hvorvidt en alternativ virkemiddelbruk overfor helsefarlige kjemikalier og miljøgifter i produkter kunne gitt de samme eller bedre resultater til en lavere samfunnsmessig kostnad.
– Utvalget mener at avgiftssystemet for bly i bensin bør opprettholdes så lenge bly er aktuelt som tilsetningsstoff i bensin.
– Utvalget mener ut fra en samlet vurdering av teoretiske og praktiske argumenter at miljøgifter i produkter er et område der man bør forsøke å benytte miljøavgifter i større grad enn tidligere i forbindelse med den økte innsats man ser for seg på dette feltet.
– Generelt synes mengdeavhengige miljøavgifter å være det beste virkemidlet overfor miljøgifter i produkter. Slike graderte avgifter vil gi produsentene de beste insentivene til å finne alternativer til miljøgiftene i de samme produktene eller nye typer produkter for samme formål, og gi forbrukerne insentiver til å kjøpe de miljøvenlige alternativene.

- I praksis vil det imidlertid av ulike årsaker kunne være vanskelig å implementere graderte avgifter på en god måte. Bruk av flere virkemidler i sammenheng har da vist seg å kunne fungere godt som et praktisk nest beste alternativ i noen situasjoner. Når en ideell utforming av hvert enkelt virkemiddel ikke er mulig, kan det være rom for flere virkemidler uten at dobbeltregulering oppstår. Hvis en mengdeavhengig avgift ikke er mulig i praksis, vil en enklere klassevis avgift være et aktuelt alternativ. En slik avgift vil imidlertid ikke gi de samme insentiver som en perfekt gradert avgift. I praktiske situasjoner kan det derfor være hensiktsmessig å kombinere en enkel klassevis avgift med maksimalgrenser for tillatt innhold av miljøgiften, eller forbud mot visse klasser av produktet. Forskriften og avgiften for bly i bensin er et eksempel på en slik situasjon.[12]
- Miljøklasser for varige produkter som grunnlag for differensiering av engangsavgifter ved kjøp og/eller årlige avgifter, er en annen interessant tilpasningsmulighet som hittil er lite utnyttet.
- Der det ligger til rette for å oppnå vesentlige miljøgevinster til en akseptabel kostnad ved separat avfallsbehandling, bør det i tillegg etableres et pante- eller retursystem for produkter som kan forårsake miljøgiftutslipp som avfall. Virkemiddelbruken knyttet til pante- og retursystemet bør så langt mulig utformes med sikte på også å gi insentiver til produktutvikling og til endret forbruksmønster, i tillegg til å sørge for innsamlingen. De administrative kostnadene ved slik differensiering av pante-, refusjons- eller avgiftssatsene etter miljøgiftinnhold må imidlertid vurderes.
- Systemer med salgbare kvoter kan i prinsippet være mulig også på produktområdet, men i praksis synes dette mindre aktuelt. Det kan også være et spørsmål om et slikt virkemiddel lettere vil komme i konflikt med frihandelsregelverket, fordi det vil kreves kontroll med import og omsetning. Salgbare kvoter vil eventuelt være mest aktuelt for innsatsvarer i produksjon, og i mindre grad aktuelt for forbrukervarer. Det foreligger enkelte svært positive erfaringer fra USA med slike ordninger for å dempe kostnadene ved å oppfylle fastsatte utslipps- og produktkrav.

Konklusjon – virkemiddelbruk overfor produkter

Analysene i dette kapitlet viser hvordan man for ulike miljøgifter og bruksområder kan komme til ulike konklusjoner angående både optimal virkemiddelbruk, og spesielt praktisk gjennomførbar virkemiddelbruk. Utvalgets generelle syn på dette er at økonomiske virkemidler bør få økt anvendelse på områder der dette er praktisk mulig og tilstrekkelig styringseffektivt, ut fra en konkret vurdering av fordeler og ulemper ved ulike virkemidler i hvert konkrete tilfelle. Generelt synes forbud gjennom forskrifter best egnet hvis målet er rask og fullstendig utfasing av et stoff eller full stopp av en utslippstype. Avgifter synes også mindre egnet hvis stoffet har en meget spredt og uoversiktelig forekomst i produkter, og avgiften ikke kan legges på råvareleddet. Det er åpenbart lettere å gjennomføre og få effekt av et avgiftssystem dersom avgiftsgrunnlaget inngår i et begrenset antall produkter og utgjør en vesentlig bestanddel av disse. Hvis miljøgiften har en spredt og uoversiktelig forekomst i mange ulike produkter, og ofte utgjør en liten bestandel av disse, kan forbud mot visse bruksområder der gode alternativer foreligger eller andre direkte reguleringer

12. En slik standardisering og klasseinndeling av produkter fra myndighetenes side kan også begrunnes ut fra et resonnement basert på teorien om såkalte «nettverksesternaliteter». Det kan være betydelige samfunnsøkonomiske gevinster knyttet til koordinering av de ulike aktørenes aktiviteter (her de ulike oljeselskapenes produktspekter), og denne koordineringen vil ofte ikke kunne løses av markedet.

i noen tilfeller ha praktiske fordeler i forhold til avgiftsregulering, bl.a. med hensyn til håndheving og kontroll. Et pante- eller retursystem synes å ha en rekke positive egenskaper der det kan oppnås miljøgevinster ved separat avfallsbehandling av produktet til akseptable kostander.

Gjennom EØS-avtalen og et eventuelt norsk EU-medlemskap er eller vil en rekke rammer bli lagt som påvirker Norges valg av virkemidler betydelig. Mulighetene for en nasjonal bruk av juridiske virkemidler som avviker vesentlig fra EUs synes på de fleste produktrelaterte områder å være liten. Avgifter er i større grad et nasjonalt anliggende og handlefriheten i forhold til EU derfor noe større.

En annen viktig del av en virkemiddelstrategi synes å være å satse på å påvirke utviklingen av nytt regelverk i EU på utvalgte områder. Arbeidet med å utvikle regelverk om forholdet mellom miljø og frihandel i tilknytning til GATT-avtalen vil også kunne ha betydning for virkemiddelbruken overfor produkter. All bruk av virkemidler må holde seg innenfor rammene i GATT-regelverket om likebehandling av produkter.

KAPITTEL 23

Overgjødsling

Kapitlet starter med en oversikt over miljøproblemet og arbeidet på området, og gir deretter i *"Vurdering av virkemiddelbruken på området og behovet for endringer"* i avsnitt 23.2 en vurdering av virkemiddelbruken på området. *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i Avsnitt 23.3 omtaler ulike generelle økonomiske virkemidler i landbrukssektoren for å redusere avrenningen av nitrogen. I vedlegg I er kostnadene ved bruk av slike virkemidler utdypet. Bruken av generelle økonomiske virkemidler på dette området er tidligere drøftet i en rekke dokumenter (St.meld. nr. 64 (1991-92) «Om Norges oppfølging av nordsjødeklarasjonene», NOU 1992:3 «Mot en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk i 1990-årene» og St.prp. nr. 8 (1992-93) «Landbruk i utvikling»). Det er i disse dokumentene særlig vist til behovet for en nærmere utredning av spørsmål knyttet til avgifter og kvoter. Både i St.meld. nr. 64 og i tidligere utredninger er det understreket at beregninger av tiltakenes virkninger er usikre. Utvalget mener likevel at den gjennomførte analysen i vedlegg I kaster lys over bruken av generelle virkemidler på et område som i stor grad er regulert gjennom administrative virkemidler. Videre mener utvalget at beregningene kan ha overføringsverdi til andre miljøproblemer, spesielt når det gjelder en konkretisering omkring utformingen av omsettbare kvoter. Utvalget har derfor valgt å presentere denne delen relativt detaljert. I *"Kostnadseffektive virkemidler for rensing av kloakk på kommunale renseanlegg"* i avsnitt 23.4 drøftes kostnadseffektive virkemidler overfor kommunale avløp. I *"Oppsummering og konklusjon"* i avsnitt 23.5 er utvalgets samlede vurderinger og konklusjoner sammenfattet.

23.1 OVERSIKT OVER MILJØPROBLEMET OG ARBEIDET PÅ OMRÅDET

23.1.1 Beskrivelse av miljøproblemet

Overgjødsling eller eutrofiering er et av de alvorligste forurensningsproblemene i norske vassdrag og fjorder. For store tilførsler av næringssaltene *fosfor* (P) og *nitrogen* (N), og av *organisk stoff* til innsjøer og elver reduserer vannkvaliteten og skaper problemer for ulike brukerinteresser (drikkevannsforsyning, bading, fiske osv). Det er i første rekke fosfor som fører til overgjødsling i ferskvann, mens både nitrogen og fosfor fører til overgjødsling i saltvann.

Forurensningen fra næringssalter er størst i vassdragene i Sørøst-Norge, særlig i mindre vassdrag rundt ytre Oslofjord. I tillegg er det en lang rekke overgjødslede vassdrag og innsjøer på Jæren og i Trøndelag, men også i en del spredte tilfeller ellers i landet. De fleste av disse vassdragene ligger i jordbruksdistrikter eller nær befolkningssentra i små og lavtliggende nedbørsfelt. I de norske fjord- og sjøområdene er det Oslofjorden og Skagerrak-kysten som har de største problemene knyttet til overgjødsling.

Overgjødsling er imidlertid et problem i kystområdene i det meste av Nordsjøen, og spesielt langs kysten av kontinentet. Det er funnet høye konsentrasjoner av næringssalter langs kysten fra Nord-Frankrike til Danmark, og noe lavere konsentrasjoner langs sørøstkysten av England. Høye konsentrasjoner av næringssalter med opprinnelse i den sørlige Nordsjøen er funnet regelmessig i de øvre og midtre vannlagene i det østlige Skagerak og av og til også i Kattegat. Fosfatkonsentrasjonene om vinteren har økt vesentlig (med en faktor på 3-4 i enkelte områder) i kyst-

stripen i den sørlige og østlige Nordsjøen i perioden 1935-1990. Arealet av det området som har hatt en fordobling eller mer i fosfatkonsentrasjonene utgjør ca. 10 % av Nordsjøens totale areal.

I enkelte områder og til enkelte årstider er det nå et stort overskudd av nitrogen i forhold til fosfor i tilførselen av næringssalter til kystsonen (i forhold til det normale N:P-forholdet for opptak i marint plankton som er 16:1). Dette har resultert i at det nå er et overskudd av nitrogen, mens nitrogen tidligere var minimumsfaktoren som begrenset algeveksten. Den økte tilførselen av næringssalter kombinert med endringen i N:P-forholdet har endret strukturen og rekkefølgen av suksesjoner i planktonsamfunnene i noen områder i Nordsjøen. Disse endringene har ført til økt produksjon og biomasse av planteplankton, endringer i sammensetningen av planktonarter, økte forekomster av skadelige alger, endringer i bunnlevende plante- og dyresamfunn, samt økt forbruk av oksygen i vann og sedimenter (med tilfeller av døde bunnorganismer og fisk som resultat).

En av de alvorligste skadevirkningene av overgjødsling i ferskvann er masseforekomster av *giftproduserende blågrønnalger*. Algeoppblomstringene kan gi store lukt- og smaksproblemer ved bruk av vannet fra innsjøer og vassdrag, og har ført til forgiftning av beitende husdyr. Alvorlige algeoppblomstringer er observert også i fjordområdene de siste tiårene. Sommeren 1988 førte masseoppblomstringen av den giftproduserende algen *Chrysochromulina polylepis* til omfattende skade på organismer i havet bl.a. langs kysten av Sør-Norge. Senere har det vært flere mindre algeoppblomstringer.

Enkelte svenske og norske fjorder i Skagerrak-området har permanent lave oksygenkonsentrasjoner i dypere vannlag. Dette skyldes hovedsaklig naturlige forhold knyttet til begrenset vannsirkulasjon. Slike fjorder er dermed svært sensitive for økt tilførsel av bl.a. organisk stoff som en følge av eutrofiering, da dette kan føre til at livsgrunnlaget for levende organismer faller bort i de dypere vannlag. Nyere undersøkelser viser klart at det har foregått en nedgang i oksygeninnholdet i vannet i fjorder og i skjærgården fra svenskegrensen til ned mot Mandal, og at tilførslene av organisk materiale til terskelfjorder på Sørlandskysten var ca 50 % større enn på Vestlandet. Det er også ut fra et unikt datamateriale over bestanden fiskeyngel på Skagerrakkysten fra 1919 til 1993 klart at rekrutteringen av torskefisk i løpet av denne perioden har gått sterkt og plutselig tilbake i dette området. Nedgangen kom først i selve Oslofjorden, og bredte seg gradvis sørover i løpet av et par tiår. Forurensning peker seg ut som en mulig årsak til denne utviklingen.

23.1.2 Årsaker til miljøproblemet

Tilførsler av næringssalter til Nordsjøen

Tilførslene av næringssalter til vann består av både naturlige tilførsler og menneskeskapte utslipp. De menneskeskapte utslippene har økt dramatisk i vårt århundre, slik at de to typene av tilførsler nå grovt sett kan sies å være i samme størrelsesorden. Målene om utslippsreduksjoner er knyttet til de menneskeskapte utslippene.

Spesielt kystområdene av Nordsjøen er sterkt påvirket av menneskeskapte utslipp via elver og direkte utslipp. Hele 75 % av de menneskeskapte nitrogentilførslene tilføres kystsonen i de sørlige delene av Nordsjøen, med elvene Rhinen og Elben som de to største kildene. Nedfall fra atmosfæren er den nest største nitrogenkilden. I den sentrale delen av Nordsjøen er tilførsler fra atmosfæren større enn fra elver. Dette nedfallet skyldes i stor grad utslipp av luftforurensinger. Storbritannia, Tyskland og Nederland er de viktige bidragsyterne.

Som det går frem av "" i figur 23.1 går havstrømmene i Nordsjøen på en slik måte at de forurensende stoffene fra kontinentet blir ført inn i Skagerrak og videre

langs Norskekysten ut i Norskehavet. Det er derfor viktig for miljøkvaliteten også i vår del av Nordsjøen at de andre landene lenger sør reduserer utslippene sine. Det er likevel de norske utslippene som er avgjørende for miljøtilstanden i våre egne fjorder og nære kystområder.

Figur 23.1 Tilførsler av næringssaltene nitrogen og fosfor til Nordsjøen, angitt i henholdsvis 1000 tonn NO_3 -N/år og 100 tonn PO_4 -P/år.

Grunnlagsdata er hentet fra «Draft report on land-based inputs of contaminants to the waters of Paris Convention in 1990» 1992. Tilførslene er oppgitt som samlede tilførsler til Nordsjøen, inklusive Den engelske kanal, Kattegat, Skagerrak og Norges vestkyst.

Kilde: NIVA 1992. St.meld. nr. 64 (1991-92).

Norske utslipp av næringssalter

De viktigste kildene til menneskeskapte tilførsler av næringssalter i Norge er kommunale avløp, avrenning fra landbruket, utslipp fra fiskeoppdrettsnæringen og fra industrien. Som tabell 23.1 viser er «andre tilførsler» eller *bakgrunnstilførsler* rela-

tivt store, spesielt for nitrogen. Store deler av disse tilførslene skyldes arealavrenning fra skog og fjellområder. En vesentlig del av bakgrunnstilførslene er nitrogenavrenning på grunn av nedfall fra *langtransporterte luftforurensninger*, først og fremst fra biltrafikk, industri og landbruk i Storbritannia og Mellom-Europa. Deler av bakgrunnstilførslene er dermed indirekte menneskeskapte.

Tabell 23.1: Beregnede totale tilførsler av fosfor og nitrogen til primærresipient i hele landet fordelt på hovedsektor i 1991. Kilde: SFT (1993): «Forurensninger i Norge 1992».

Hovedsektor	Fosfor, tonn/år		Nitrogen, tonn/år	
Landbruk	640	12 %	21.900	19 %
Kommunalt avløp	1.700	31 %	20.440	18 %
Fiskeoppdrett	1.600	30 %	12.100	11 %
Industri	195	4 %	3.700	3 %
Andre tilførsler	1.260	23 %	54.900	49 %
Totalt	5.395	100 %	113.040	100 %

Tilførslene av næringssalter lå i 1991 på over 5.000 tonn fosfor og 113.000 tonn nitrogen til *hele norskekysten*. Det er kyststrekningen fra svenskegrensen til og med Telemark som tilføres størst mengder næringssalter fra fastlandet; 30 % av fosfortilførslene og 40 % av nitrogentilførslene.

De viktigste *fosforkildene* på landsbasis er kommunalt avløp (31 %) og fiskeoppdrett (30 %). Det meste av fosforet fra kommunalt avløp tilføres Skagerrak-kysten og lokale kystområder rundt de store byene. Oppdrettsnæringens fosforutslipp er spredt langs hele kysten fra Sørvestlandet til og med Finnmark i nord. Utslippene fra oppdrettsanlegg bidrar på grunn av denne geografiske plasseringen i mindre grad til eutrofieringsproblemene i de utsatte delene av Nordsjøen, og er i større grad et lokalt problem som punktutslipp i områder som ellers er av god kvalitet. Også erosjon fra jordbruksarealer er en viktig kilde for fosfor-utslipp.

Landbruk og kommunalt avløp står for de største sektorvise utslipp av *nitrogen*; henholdsvis 19 og 18 % på landsbasis. Tilførslene fra landbruket er her de mest usikre anslagene. Oppdrettsnæringen bidrar med 11 %, mens industriens nitrogenbidrag ligger på et lavt nivå (3-4 %). Industrien bidrar således med en relativt liten andel av totalen, men utgjør likevel de største punktkildene/enkeltutslippene.

Dagens landbruksdrift skaper miljøbelastninger i vassdrag og sjøområder som en følge av tap av næringsstoffer fra punktkilder og fra arealer. Markerte trekk ved landbruksproduksjonen i etterkrigsårene har vært spesialisering på regionnivå og på bruksnivå, økt åpenåkerareal i sentrale deler av landet og generelt mer intensiv utnytting av jordbruksarealene. I de siste 10-15 årene har denne utviklingen stoppet opp, og er på enkelte områder reversert. Tap av næringsstoffer er spesielt store ved dyrkingsmetoder som jordarbeiding om høsten, spredning av husdyrgjødsel utenom vekstsesongen og gjødsling utover plantenes behov. Dessuten har landskapsendringer medført at forurensningsbegrensende faktorer har gått tapt (åpne bekker, vegetasjonsbelter, våtmarker).

Når det gjelder *kommunalt avløp*, førte den økende konsentrasjonen av befolkningen fra 1900 og fremover også til en konsentrasjon av kloakk. Innføringen av vannklosettets medførte en gradvis økning i mengden av kloakk som ble sluppet

urenset ut i elver, vann og fjorder. Årlige utslipp av fosfor til indre Oslofjord økte således fra ca. 100 tonn pr. år i 1930 til nesten 500 tonn pr. år i 1970 (SFT 1991).

Ved årsskiftet 1990/91 var 77 % av Norges befolkning tilknyttet offentlig ledningsnett. 57 % av befolkningen fikk sitt avløp behandlet på et offentlig renseanlegg, mens 20 % var tilknyttet avløpsnett som ledet avløpsvannet urenset til resipientene (SFT-rapport 91/08).

23 % bodde i spredtbygde strøk med separate avløpsordninger eller i tettbygde strøk uten å være tilknyttet offentlig nett. Av disse 23 % av befolkningen hadde 90 % en form for separat behandling av avløpsvannet (septiktank, infiltrasjonsanlegg, sandfilter, annet).

Det antas at ca 18 % av de totalt 620 millioner m^3 avløpsvann til offentlig nett kommer fra industribedrifter o.l. Dette regnes i Norge som del av den kommunale rensesektor, og ikke som industriutslipp. Denne klassifiseringen er også benyttet i resten av denne rapporten.

De kommunale renseanleggene produserer i dag samlet ca 80.000 – 90.000 tonn kloakkslam målt som tørrstoff, og mengdene er økende. Omlag 55 – 60 % av kloakkslammet blir i dag benyttet på landbruksarealer som gjødsel og jordforbedringsmiddel. Tilført kloakkslam på åpenåkerarealer kan bidra til å redusere erosjon ved å øke innholdet av organisk materiale i jordsmonnet. Det er imidlertid flere forhold som det må tas hensyn til ved bruk av slam i jordbruket, risiko for tilførsel av miljøgifter som tungmetaller m.v., spredning av sykdommer, estetiske forhold, dyrkingstekniske forhold m.v.

De resterende 40 – 45 % av kloakkslammet blir idag deponert på fyllplasser. I flere tilfeller er dagens deponier ikke sikre i forhold til utslipp av nitrogen. Dessuten medfører deponering i mange tilfeller høyere kostnader enn tilbakeføring til dyrket jord.

Karakteren av miljøproblemet overgjødsling

Miljøproblemet overgjødsling har i utgangspunktet både lokal og regional karakter. Utslipp av næringssalter og organisk materiale i landene rundt Nordsjøen vil først forurense den nærmeste lokale resipienten, men vil deretter transporteres nedover i vassdragene og bidra til overgjødslingsproblemene i nedstrøms resipienter og til slutt i de nærmeste kystområdene. Deretter fører havstrømmene til at regionale og grenseoverskridende skadevirkninger oppstår fordi utslippene sprer seg til andre deler av Nordsjøen og bidrar til at resipientkapasiteten overbelastes også der.

De *norske* utslippene av *fosfor* og øvrige komponenter som organisk materiale, partikler, bakterier og virus fra avløps-, landbruks- og industrisektorene bør i virkemiddelsammenheng behandles som et lokalt problem. Den omfattende tiltaksanalysen som er gjennomført (se *"Tiltaksanalysen for utslipp av næringssalter til Nordsjøen"* i avsnitt 23.1.4.5) viser nemlig at for disse stoffene vil de regionale problemene bli løst før alle lokalt ønskelige tiltak er gjennomført. For de norske utslippene av *nitrogen* er bildet noe annerledes. Nitrogenreduksjoner synes ut fra dagens kunnskaper først og fremst å ha positiv effekt i brakk- og saltvannsresipienter langs kysten fra svenskegrensen til Jomfruland[13] . Spesielt er en reduksjon av de samlede nitrogren-tilførsler til Ytre Oslofjord nødvendig for å reversere den negative utviklingen av vannkvaliteten langs Skagerrakkysten. Derfor bør virkemiddelbruken overfor nitrogenutslippene i utgangspunktet utformes med sikte på å oppnå disse reduksjonene på den mest kostnadseffektive måten totalt sett.

Begrepet regionalt miljøproblem brukes oftest i betydningen grenseoverskridende mellom et eller flere land, slik som i forbindelse med sur nedbør hvor begrepet dekker hele Europa. Det er etter utvalgets mening også hensiktsmessig å

anvende begrepet «regionalt miljøproblem» i forbindelse med norske nitrogenutslipp til vann, selv om det geografiske området da er vesentlig mindre.

23.1.3 Målsettinger og internasjonale forpliktelser

De viktigste målene for arbeidet med overgjødsling er knyttet til St.meld. nr. 46 (1988-89) «Miljø og utvikling», St.meld. nr. 64 (1992-93) «Om Norges oppfølging av nordsjødeklarasjonene» og EØS-avtalen, som forplikter Norge til å følge EUs avløpsdirektiv (Dir 91/271 EØF).

I St.meld. nr. 46 (1988-89) er målet for arbeidet med avløpssektoren at opprydningen i hovedsak skal være gjennomført innen år 2000. I samme melding er det et overordnet mål å utvikle et jordbruk i balanse med det stedlige naturgrunnlag bl.a. med sikte på minst mulig tap av næringsstoffer. Dette går for øvrig også frem av Regjeringens opplegg for ny landbrukspolitikk i St.prp. nr. 8 (1992-93) «Landbruk i utvikling».

Målene i St.meld. nr. 64 (1992-93) bygger på den fjerde nordsjødeklarasjonen (Haagdeklarasjonen) som nordsjølandene undertegnet i 1990. I følge denne skal landene bl.a.:

- Gjennomføre sekundær rensing, dvs. fosforrensing, av alle kloakkutslipp med over 5000 personekvivalenter (p.e.) og tilsvarende industriutslipp i hele Nordsjøens nedbørsfelt (sør for Stadlandet) med mindre det kan dokumenteres at utslippene ikke medfører fare for forurensning (artikkel 11).
- Redusere tilførslene av næringssaltene fosfor og nitrogen til «utsatt område» (i Norge området fra svenskegrensen til Lindesnes) av Nordsjøen med i størrelsesorden 50 % i forhold til 1985 innen 1995 (artikkel 12).

Stortinget ga våren 1993 sin tilslutning til de hovedlinjer som er trukket opp i stortingsmeldingen om oppfølging av nordsjødeklarasjonene (Innst. S. nr. 162 (1992-93)). Hovedprinsippet ved gjennomføringen er at tiltakene kun skal gjennomføres hvis den totale nytten vurderes høyere enn kostnadene, og at de mest kostnadseffektive tiltakene på tvers av sektorene skal iverksettes. *Det legges i oppfølgingen betydelig vekt på å løse lokale forurensningsproblemer*.

Gjennom EØS-avtalen er EUs lovverk om rensning av kloakkavløp gjort gjeldende også for Norge. Avløpsdirektivet (Dir 91/271 EØF) innebærer krav om både fosforfjerning[14] og nitrogenfjerning for avløpet fra tettsteder over 10.000 p.e. til sårbare områder innen utgangen av 1998. Videre stilles det differensierte krav til rensegrad (fosforfjerning eller mekanisk rensing) avhengig av tettstedenes størrelse og områdets følsomhet. Dette skal gjennomføres innen utgangen av 2005. EU-kravene er således i stor grad i tråd med de nasjonale målsettinger som allerede er satt i Norge.

13. I de fleste andre landene rundt Nordsjøen er nitrogren-utslipp hovedproblemet også i forhold til ferskvannsresipienter, og spesielt i forbindelse med drikkevannsforsyning fra grunnvannet. Det er en viss uenighet om hvorvidt nitrogreninnholdet i en del tilfeller vil påvirke miljøkvaliteten i norske vannforekomster også, spesielt gjennom å stimulere veksten av høyere planter. Med mulig unntak for deler av Glomma og enkelte andre resipienter bl.a. i Østfold, hvor nitrogenkonsentrasjonene overskrider de veiledende grenseverdiene i SFT og NIVA's inndeling i vannkvalitetsklasser, synes det imidlertid foreløpig berettiget å se bort fra nitrogren-effekter i norske ferskvannsresipienter. Sannsynligvis vil den mest kostnadseffektive virkemiddelbruken overfor nitrogen ut fra en regional tilnærming, også bidra vesentlig til å løse eventuelle lokale nitrogenproblemer.
14. Direktivet benytter begrepene primær, sekundær og tertiær rensing. Under norske forhold tilsvarer dette hhv. mekanisk rensing (sil o.a.), kjemisk fosforfjerning eller biologisk rensing, og fosforfjerning pluss nitrogenfjerning.

23.1.4 Gjennomgang av tiltak og virkemidler

Det er valgt å presentere hver av sektorene landbruk, kommunalt avløp, fiskeoppdrett og industri for seg for at beskrivelsen skal bli mer oversiktlig og fullstendig i hver sektor. Til slutt gis det en beskrivelse av tiltaksanalysen som er gjennomført med sikte på å finne den billigste måten å oppnå Haagdeklarasjonens krav på, på tvers av alle sektorene.

23.1.4.1 Landbruk

Innledning

Landbruksnæringen har *visse kjennetegn* som er viktige for forståelsen og overførbarheten av ulike miljøtiltak og virkemidler rettet mot næringen.

Næringen består av til sammen snaut *90.000 enheter* (gårdsbruk). Landbruket mottar årlig relativt store overføringer, i gjennomsnitt ca 100.000 kroner pr. årsverk. Overføringene har særlig vært motivert ut fra mål om å heve inntektsnivået i næringen og sysselsettingen i distriktene. Kanaliseringen av produksjonen har medført miljøproblemer i form av for sterk konsentrasjon av husdyrholdet i enkelte områder, ubalanse mellom husdyrhold og spredeareal på en rekke bruk og overgang til dyrkingsmetoder i kornproduksjonen som ikke var tilpasset de naturgitte forhold.

Næringen preges videre av *biologiske prosesser* som i stor grad styres av naturgitte faktorer. Dette gjenspeiles i store variasjoner når det gjelder avrenning og tap av næringsstoffer fra næringen avhengig av jordarbeiding, jordart, nedbørsforhold etc. Videre representerer næringen et bredt spekter av *ulike driftsformer, ulik geografisk beliggenhet* og *ulik størrelse på driftsenhetene*.

Offentlige virkemidler som påvirker tap av næringsstoffer fra landbruket kan i grove trekk deles i to; virkemidler (i hovedsak generelle/økonomiske) som *ikke er rettet mot forbedringer av miljøtilstanden*, men mot inntektsutvikling, sysselsetting, matvaresikkerhet og beredskap, og virkemidler (i større grad målrettede/juridiske) som *direkte er motivert ut fra ønsket om å redusere tapet av næringsstoffer*. Den første gruppen (generelle prisvirkemidler, investeringsvirkemidler etc.) har hatt stor betydning for bøndenes adferd og dermed for utviklingen i miljøtilstanden. Den andre gruppen omfatter en samordnet bruk av juridiske, administrative og økonomiske virkemidler, med sikte på å utvikle og innføre miljøvennlige driftsformer ved f.eks. redusert jordarbeiding, riktig bruk av husdyrgjødsel, økonomisk støtte til miljøinvesteringer og informasjon for å øke kunnskapsnivået i næringen og i forvaltningen.

Flere faktorer av betydning for avrenning fra landbruket henger sammen med den teknologiske utviklingen som i svært beskjeden grad styres gjennom utformingen av landbrukspolitikken. Dette understøttes av det faktum at tilpasningen har svært mange likhetstrekk i ulike land i Europa selv om landbrukspolitikken har hatt ulik utforming.

De enkelte reguleringer i landbrukssektoren

Fra begynnelsen av 1970-årene ble det registrert tilfeller av fiskedød som en følge av silopresssaftutslipp. Videre ble det registrert store gjødselutslipp fra gjødselkjellere. Dette var åpenbare problemer som nødvendiggjorde lokale tiltak i mindre vassdrag. Det ble utarbeidet forskrifter som tok sikte på å rette opp disse forholdene, *forskrift om silopressaft (1972)* og *forskrift om husdyrgjødsel (1977)*. Det juridiske grunnlaget for forskriftene var vannvernloven av 1970 (senere forurensningsloven). Senere ble det utarbeidet en forskrift om utslipp av svartlut og skyllevann fra halm-

lutingsanlegg (1985). Til forskriftene fastsatt av Miljøverndepartementet hører tekniske retningslinjer gitt av Landbruksdepartementet.

Siloforskriften stiller krav til siloanlegg for å hindre at silopressaft forurenser vassdrag. Husdyrgjødsel-forskriften, som senere er revidert stiller i dag krav til lagerets tetthet og lagerkapasitet, og setter forbud mot spredning av gjødsel på frossen og snødekket mark. Det er videre fastsatt et minimums spredeareal på 4 daa pr. melkeku og et tilsvarende krav for andre husdyr. Sammen med husdyrgjødselforskriften ble det allerede fra 1976 stilt midler til disposisjon for utbedring av gjødsellagre i Mjøsområdet (Mjøsaksjonen). I 1988 ble ordningen gjort landsomfattende med finansiering over Jordbruksavtalen (tilskudd og lån). Tilskudd til «tekniske miljøtiltak i jordbruket» gis nå med et tilskudd og et lån på henholdsvis 30 og 35 % av godkjent kostnadsoverslag. Fra 1988 ble hydrotekniske anlegg, og anlegging av vegetasjons- og randsonebelter inkludert i ordningen. Fra 1994 omfatter den også støtte til leplantinger og bygging av (rense)dammer i jordbrukets kulturlandskap. Den økonomiske rammen for tilskudd og lån over Jordbruksavtalen til tekniske miljøtiltak i landbruket utgjorde totalt ca. 150 millioner kroner pr. år i 1992.

I kjølvannet av Mjøsaksjonen for å bedre vannkvaliteten i Mjøsa oppnevnte Landbruksdepartementet *«Stubsjøen-utvalget»* med deltakelse fra bl.a. Miljøverndepartementet og SFT midt på 1980-tallet. Utvalget representerte starten på et langsiktig samarbeid som har bidratt til en større forståelse og aksept for næringens miljøproblemer, og for arbeidet med å integrere miljøhensyn som et viktig landbrukspolitisk spørsmål.

Med St.meld. nr. 46 (1988-89) «Miljø og utvikling» ble prinsippet om sektoransvaret for miljø konkretisert og i sterkere grad lagt til grunn for integrering av miljøhensyn i næringen. Landbruksdepartementet og bøndenes næringsorganisasjoner ble viktige aktører i arbeidet med å løse næringens miljøproblemer. Samtidig fikk også Miljøverndepartementet økt ansvar som fast medlem av statens forhandlingsutvalg i jordbruksforhandlingene.

Det er gjennom de seneste årene lagt opp til et *nært samarbeid mellom landbruksforvaltningen og miljøvernforvaltningen* når det gjelder utforming og gjennomføring av miljøprofilen i landbrukspolitikken. Dette samarbeidet er formalisert gjennom opprettelsen av *Kontaktutvalg* som møtes 4-6 ganger i året, og gjennom et *Departementsrådsutvalg* som møtes 2 ganger pr. år.

Viktige deler av samarbeidet er bl.a. en rekke *felles faglige utredninger* og samarbeidsprosjekter, herunder utvikling av felles resultatkontrollsystemer.

Mot slutten av 1980-tallet ble det satt i verk omfattende tiltak for å redusere erosjonen og avrenningen av næringsstoffer fra jordbruksarealene. Det ble utarbeidet forskrift om bakkeplanering (1989) hjemlet i forurensningsloven for å hindre ukontrollert og ukyndig planering av ravinelandskap med påfølgende erosjon av store jordmasser (og næringsstoffer). I 1991 ble det innført en ordning med krav om, og tilskudd til redusert jordarbeiding for å redusere omfanget av høstpløying i erosjonsutsatte områder. Landbruksmyndighetene har også gjennom forskriften om produksjonstillegg åpnet for avkorting av produksjonstillegget dersom krav om redusert jordarbeiding på erosjonsutsatt jord ikke følges. Tilskuddet til redusert jordarbeiding var i 1994 på ca. 115 millioner kroner (fordelt med 100 kr pr. daa). Ordningen omfatter dermed omlag 30 % av alt kornareal. Tiltaket er rettet mot reduksjon av erosjon og fosfortap, men viser seg også å føre til redusert nitrogenavrenning. Fra slutten av 1980-tallet ble det også lagt sterkere vekt på *avrenning av nitrogen*. Ved siden av en presisering av husdyrgjødselforskriften når det gjelder spredning i vekstsesongen ble det lagt økt vekt på informasjon om bruk av gjødselplaner og gitt økonomisk støtte til gjødselplanlegging på det enkelte bruk. I 1988 ble det innført avgift på nitrogen, fosfor og plantevernmidler. I forhold til omsetningsverdien

utgjorde avgiften i 1992 19 % (1,17 kr/kg) for nitrogen og 11 % for fosfor. For plantevernmidler var avgiften i 1992 på 19 % (fordelt på en miljøavgift og en kontrollavgift).

Utover dette har en de siste årene avskaffet og begrenset en del økonomiske virkemidler som i større eller mindre grad har skadet miljøet. Dette gjelder *tilskudd til planering*, som eksisterte fra 1971 til 1987, *tilskudd til kanalisering, lukking og senkingsanlegg*, som eksisterte fra 1957 til 1990, og *tilskudd til grøfting/profilering* som ble opphevet i 1987 for Østlandet og i 1990 for resten av landet.

Parallelt med utvikling av virkemidler for mer miljøvennlig drift, er det gjennomført holdningsskapende og kompetansehevende tiltak. Handlingsplanen mot landbruksforurensning (1984-88) og kampanjen «Miljø i fokus» (1990) var to landsomfattende tiltak. Videre er det brukt betydelige midler på FoU-virksomhet, bl.a. til storskalaforsøk og annen utprøving for å fremme innføringen av miljøvennlige driftsformer.

Som en følge av et sterkere miljøengasjement i landbrukspolitikken og sterkere internasjonale krav til utformingen av virkemidlene gjennom GATT-prosessen, har det i løpet av de seneste årene gradvis funnet sted en *vridning fra prisstøtte pr. produsert enhet mot arealstøtte* gjennom utformingen av den generelle landbrukspolitikken. En vridning av støtten i landbruket til arealbaserte tilskudd bidrar i første rekke til å bevare og styrke kulturlandskapet, men gir også grunnlaget for en mer miljøvennlig produksjon ved å fremme arealbruk fremfor andre produksjonsfaktorer. En slik vridning vil øke forholdstallet mellom gjødselpris og produktpris (se *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3), og dermed teoretisk senke forbruket av handelsgjødsel. Dette vil igjen under gitte forutsetninger føre til lavere avrenning særlig av nitrogen.

Til *areal- og kulturlandskapstillegget for korn og grôvfor* (ca 2,6 milliarder kroner i 1993, eller over 30.000 kroner årlig til et gjennomsnittsbruk) er det innført visse grovmaskede krav for å ivareta miljøhensyn. For å være tilskuddsberettiget må det på den enkelte gård tas hensyn til at:

- eksisterende bekker ikke kanaliseres eller lukkes
- eksisterende åpne grøfter ikke lukkes
- eksisterende arealer med skogbryn, kantsoner og andre restarealer ikke fjernes
- eksisterende åkerholmer, steingjerder og rydningsrøyser ikke fjernes
- jordbruksarealer ikke planeres
- eksisterende ferdselsårer ikke stenges
- kantvegetasjon og åkerholmer ikke sprøytes

Utformingen av virkemidlet henger sammen med det forhold at de aller fleste utøvere i næringen (over et visst omfang) mottar en relativt høy støtte for arealet. Det er dermed betydelige økonomiske insitamenter hos den enkelte utøver i retning av å oppfylle de miljøkrav som er satt.

Økologiske driftsformer innebærer ofte et lavere gjødslingsnivå og større allsidighet delvis som en konsekvens av at bruk av handelsgjødsel og sprøytemidler unngås. Økologisk jordbruk vil kunne gi en lavere avrenning av næringssalter både regnet pr. arealenhet og pr. produktenhet.

Omlegging til økologiske driftsformer er siden 1989 støttet over jordbruksavtalen i tillegg til annen støtte. For det første er det gitt omstillingsstøtte i størrelsesorden 600 kroner pr. daa fordelt på omleggingsårene. Det blir også gitt et årlig tilskudd pr. daa etter omlegging (100 kroner pr. omlagt daa fra 1994). Det gis støtte til omsetningsfremmende tiltak, økologiske forsøksringer og særlig til FoU-tiltak. Den totale støtten til økologisk landbruk er i 1994 på 18,5 millioner kroner.

De siste årene er det også lagt arbeid i utviklingen av et *felles resultatkontroll-system* som årlig skal gi innspill til Landbruks- og Miljøverndepartmentetet om tiltaksgjennomføringer og endringer i miljøtilstanden. Et viktig formål med resultatkontroll-systemet er å måle om de ulike miljøvirkemidler har de tilsiktede virkninger. Systemet bygger på registreringer på den enkelte gård, på opplysninger innsamlet på fylkesnivå, på satelittbilder etc. Registreringene er i de fleste tilfeller en del av det generelle virkemiddelsystemet som gir grunnlag for årlige tilskudd etc. på landbrukssektoren (antall dyr, spredeareal, endret jordarbeiding, miljøkrav til arealtilskuddet etc.).

23.1.4.2 Kommunalt avløp

Avløpssektoren er regulert gjennom et *konsesjonssystem* med hjemmel i *forurensningsloven av 1981*, som innebærer at alle kloakkutslipp må ha utslippstillatelse. Myndigheten til å gi utslippstillatelser på avløpssektoren er delegert til fylkesmannen. Myndigheten er videre delegert til de enkelte kommuner når det gjelder separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse (maksimalt 7 bolig- eller hytteenheter med innbyrdes avstand mindre enn 100 meter). Når det gjelder separate avløpsanlegg, foreligger en egen forskrift (forskrift om utslipp fra separate avløpsanlegg av 1992) som også inneholder detaljerte tekniske retningslinjer. Videre hjemler forurensningsloven to forskrifter om krav til personell i tilknytning til bygging og drift av renseanlegg (forskrift om krav til faglige kvalifikasjoner for driftspersonell ved renseanlegg for avløpsvann av 1987 og forskrift om krav til faglige kvalifikasjoner for utførende personell av ledningsanlegg for avløpsvann av 1990).

Lov om kommunale vass- og kloakkavgifter av 1974 gir videre kommunene anledning til å fullfinansiere alle tiltak på vann- og avløpsektoren gjennom innkreving av henholdsvis tilknytningsavgift og årlige avgifter fra alle sine abonnenter. Miljøverndepartementet har i forskrift om beregning m.v. av kommunale vann- og kloakkavgifter av 1972 med tilhørende rundskriv og retningslinjer gitt nærmere regler om hvordan kommunene bør beregne avgiftene. Forskriften er under revisjon.

I tillegg er det med hjemmel i produktkontroll-loven av 1976 fastsatt en *forskrift om fosfater i vaskemidler* og merking av vaskemiddelemballasje av 1989. Formålet med denne er å redusere fosforinnholdet i avløpsvannet fra husholdninger. Forskriften omfatter tøyvaskemidler, flytende rengjøringsmidler og oppvaskmidler, og setter krav om maksimalinnhold av fosfor (på mellom 2,5 og 10 % avhengig av vaskemiddeltype).

Det er siden 1975 gitt *statlige tilskudd* til overordnet planlegging av og investeringer i kommunale avløpsanlegg i forbindelse med sanering av ledningsnett og bygging av renseanlegg for opprydding i bebyggelse etablert før 1975. Tilskuddsordningen har vært et supplement til konsesjonssystemet i avløpssektoren. Formålet med tilskuddsordningen har vært dels å stimulere til rask bygging av renseanleggene, og dels å redusere kommunens utgifter. Ordningen ble trappet kraftig opp fra 1988, og tilsagnsrammen var i 1992 på nesten 600 millioner kroner. For 1994 er tilsagnsrammen redusert til 142 millioner kroner. I perioden 1988 til og med 1993 er det gitt 20 % av kalkulerte investeringskostnader i tilskudd til kommunale renseanlegg i hele landet. Til kommuner med avrenning til Nordsjøens «utsatte område» er det gitt 25 % i tilskudd. For anlegg med pålegg om nitrogenfjerning er det gitt 35 % i tilskudd til nitrogenfjerningsdelen av renseanlegget. Det er også gitt tilskudd til planlegging av ledningsløp etc med 50 % av kalkulerte kostnader, og til etablering av driftsassistanseordning med 50 % av kostnadene over 2 år. Begge disse tilskuddsordningene er gitt uavhengig av landsdel.

Reglene for tilskuddsordningen er endret de to siste årene. Hensikten med omleggingene har vært å tilpasse ordningen til lavere totale rammer, samtidig som midlene målrettes klarere mot å dempe fordelingsvirkninger og sikre fremdriften i bygging av nitrogentrinn på de største renseanleggene. For 1995 gis det tilskudd etter følgende kriterier:

- Inntil 50 % tilskudd til bygging av nitrogenfjerningstrinn for alle anlegg som har fått pålegg.
- 10-20 % tilskudd til bygging av fosforfjerningsanlegg og visse tiltak på ledningsnettsiden. Vilkåret for å få tilskudd til disse formålene er at kommunens totale rensekostnader beregnet pr. abonnent etter en fastsatt metode er høyere enn landsgjennomsnittet.
- Inntil 40 % tilskudd til planlegging.
- Inntil 50 % tilskudd til etablering av driftsassistanse de første to år.

Det blir ikke lenger gitt tilskudd til rehabiltering av eldre ledningsnett. Begrunnelsen for dette er bl.a. at kommunene selv vil ha tilstrekkelige insentiver i en slik retning fordi et tettere ledningsnett vil lekke mindre vann inn i avløpssystemet. Dette vil igjen bety at et nytt renseanlegg kan dimensjoneres mindre og et eldre renseanlegg får øket kapasitet. Begge deler vil i sterk grad påvirke kommunens kostnader.

Det gis i dag også en viss økonomisk støtte til utvikling av ny teknologi og alternative løsninger både for kommunale anlegg og for spredt bebyggelse. En viktig del av tiltakene er rettet mot utvikling av naturbaserte lokaltilpassede avløpsløsninger som infiltrasjonssystemer m.m., spesielt med tanke på å finne frem til billigere løsninger i tynt befolkede områder.

For å få en bedre løpende oversikt over innsatsen overfor kommunalt avløp er det fra 1991 i samarbeid med Statistisk sentralbyrå (SSB) etablert et system for *resultatrapportering* fra kommunene via fylkesmannens miljøvernavdeling til SFT. Resultatrapporteringssystemet vil både kunne gi en løpende oversikt over oppnådde resultater og status, samtidig som systemet kan bevisstgjøre aktører i alle ledd. Systemet bygges i dag ut slik at også kostnadstall samles inn. På denne måten vil både resultater og kostnader bli registrert i rapporteringssystemet.

Bl.a. for å få til en tilfredsstillende sluttbehandling av slammet fra kommunale renseanlegg og øke anvendelsesmulighetene for slam arbeides det med forslag til *forskrift om avløpsslam* med hjemmel i forurensningsloven og kommunehelsetjenesteloven. Forskriften er også påkrevet i forhold til EØS-avtalen (Rdir 86/278 EØF).

Forslaget til forskrift om avløpsslam innebærer:

- Bindende maksimalverdier for tillatt mengde av tungmetaller i slammet. Dette vil medføre at eiere av renseanlegg (kommunene) som har problemer med forurenset slam, må foreta en grundig oppfølging av innslippene på avløpsnettet for å fjerne denne forurensningskilden. Samtidig får brukere av slam i jordbruket bedre sikkerhet for at tungmetallinnholdet er forsvarlig.
- Det stilles krav om stabilisering og hygienisering av avløpsslam som skal brukes på jordbruksarealer, grøntarealer etc. Denne behandlingen sikrer at problemer med lukt og smittefare reduseres til et minimum. Det enkelte renseanlegg kan alternativt velge å deponere alt sitt slam, og kan da la være å gjennomføre stabilisering og hygienisering.
- Det stilles også krav om grundig oppfølging av slammets innhold gjennom en innholdsdeklarasjon som omfatter både tungmetaller, næringsstoffer, pH-verdi og kalkinnhold.

Dessuten inneholder forskriftsutkastet krav om at helsemessige og hygieniske forhold er tilfredstillende ivaretatt før tillatelse til bruk av avløpsslam gis. For bruk i jordbruket stilles det i tillegg krav om maksimalt innhold av tungmetaller i jorda på de aktuelle spredearealene, og krav om spredemengder, spredetidspunkt og rask nedmolding.

I Norge er det på tiltakssiden i stor grad satset på *kjemiske renseprosesser for fosforfjerning* ved utbygging av kloakkrenseanlegg i kommunal regi. Disse utgjorde i 1990 52 % av samlet rensekapasitet, mens 16 % ble renset i kjemisk/biologiske anlegg. 2 % ble renset i biologiske anlegg, og 30 % var kun mekaniske anlegg (siler og rister). De første nitrogenfjerningsanleggene (Lillehammer, VEAS) ventes å være i full drift i begynnelsen av 1995.

23.1.4.3 Industri

Deler av næringssalttilførslene fra industrien slippes ut via kommunalt avløpsnett. Særlig gjelder dette utslipp fra en rekke små industribedrifter. Dette regnes normalt som en del av de kommunale utslipp, og utgjør som tidligere omtalt ca 18 % av de totale mengder avløpsvann til kommunale renseanlegg.

Pålegg om tiltak i forhold til industribedrifter inngår i den ordinære konsesjonsbehandlingen av alle bedriftene uansett om de har utslipp til kommunalt avløp eller ikke. Tilkopling til kommunalt kloakknett er en aktuell måte å oppfylle konsesjonskrav på for mange industribedrifter.

To forskrifter på industrisektoren regulerer utslipp av næringssalter. Dette gjelder forskrift for utslipp av *avløpsvann fra pelsdyrfôrkjøkken* fra 1977 og forskrift for utslipp av *avløpsvann fra bedrifter som foredler og konserverer vegetabilier* (1977).

Industrien er i dag gjennom konsesjonsordningen pålagt egenkontroll og plikt til selv å måle utslipp av de komponenter som inngår i konsesjonsvilkårene. Dette rapporteres årlig til SFT, der resultatene sammenstilles og publiseres.

Det er i perioden 1985-91 gitt nye og skjerpede konsesjoner til de fleste treforedlingsbedriftene, som ved sine betydelige utslipp av organisk stoff tidligere var en hovedårsak til eutrofiering av mange resipienter. De fleste av disse problemene er nå i ferd med å bli løst. Det er dessuten foretatt store utslippsreduksjoner på Hydro Porsgrunn og innen sprengstoffindustrien. For en nærmere gjennomgang vises til drøftingen av konsesjonssystemet i *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21, og til analysen av problemområdet miljøgifter i *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22.

23.1.4.4 Fiskeoppdrett

Fiskeoppdrettsnæringen har i løpet av de siste 10-15 årene hatt en kraftig ekspansjon. I 1980 var produksjonen ca. 7.500 tonn, mens den i 1993 var oppe i vel 160.000 tonn fordelt på ca. 800 anlegg. Næringen skaper miljøproblemer på ulike områder; miljøgifter fra impregneringsstoffer og fra medisiner, genetisk innblanding med villaks, overføring av sykdommer til villfisk, og overgjødsling. Utslipp av organisk stoff og næringssalter fra oppdrettsnæringen skyldes først og fremst fôrspill og feces. Fordi oppdrettsnæringen i hovedsak drives i kystområder uten generelle overgjødslingsproblemer er denne typen miljøbelastning hovedsakelig av lokal karakter.

Økt vektlegging av miljø- og helseforhold de senere årene både fra myndigheter og fra næringen selv har ført til utstrakt flytting av oppdrettsanlegg til lokaliteter med bedre resipientforhold. Samtidig har det imidlertid vært en økende tendens til

samlokalisering, en utvikling som vil øke forurensningspotensialet på den enkelte lokalitet. Det ble i 1989 innført konsesjonsstopp for fiskeoppdrettsanlegg i det sårbare området øst for Lindesnes.

Oppdrettsnæringen reguleres særlig av tre lover. For å etablere og drive et anlegg er det nødvendig med konsesjon både etter *oppdrettsloven*, etter *forurensningsloven* og etter *fiskesjukdomsloven*. I utslippstillatelsene etter forurensningsloven gis det i dag ingen direkte uttrykt begrensning i utslippsmengde. Rammen for konsesjonen er i likhet med konsesjon etter oppdrettsloven knyttet til oppdrettsvolum kombinert med maksimal fisketetthet.

For å oppnå en bedre kontroll med utslipp av nitrogen og fosfor arbeider miljøvernmyndighetene for å få innført nye utslippstillatelser som setter begrensninger i årlige utslipp på en lokalitet. Disse årlige utslippene vil bli beregnet på bakgrunn av produserte mengder og fôrforbruk. Videre vil fiskerimyndighetene i samarbeid med miljøvern- og veterinærmyndighetene utrede muligheten for å utvikle miljøkvalitetsstandarder og resipientovervåkingssystemer for oppdrettslokaliteter. En slik modell vil kunne gi en reell mulighet til å tilpasse produksjonen til hva den enkelte resipient tåler. Det arbeides også med utvikling av en fôrspilloppsamler med sikte på å innføre krav om oppsamling ved medisinering. En effektiv fôrspilloppsamler vil også kunne bidra til å redusere fôrspill generelt.

23.1.4.5 Tiltaksanalysen for utslipp av næringssalter til Nordsjøen

Arbeidet med overgjødslingsproblemene var frem til slutten av 1980-tallet knyttet til lokale og akutte problemer (silosaft fra landbruk, direkte kloakk-utslipp etc). Hovedvekten ble lagt på punktkilder, og på fosfor. Det har likevel i lengre tid pågått arbeid med å velge ut kostnadseffektive tiltak og virkemidler på tvers av sektorer for avgrensede resipientområder f.eks. i forbindelse med Aksjon Mjøsa, Aksjon ren Oslofjord etc. Det var imidlertid først med Haagdeklarasjonen i 1990 at det ble vedtatt tallfestede reduksjonsmål for hele problemområdet. Dette førte til at man startet arbeidet med en *overordnet tiltaksanalyse* med sikte på å finne frem til den mest kostnadseffektive måten å oppfylle målene på tvers av alle kilder og sektorer. Dette arbeidet står etter utvalgets vurdering sentralt i forhold til analyser av fremtidig virkemiddelbruk på området. Vi har derfor valgt å beskrive denne analysen relativt grundig.

Arbeidet startet sommeren 1990 og var ferdig høsten 1991. En rekke berørte departementer og forskningsmiljøer ble trukket inn i arbeidet, med SFT som hovedansvarlig for gjennomføringen. Det ble nedsatt en gruppe med representanter for Finans-, Landbruks- og Miljøverndepartementet og SFT som utarbeidet forslag til metode for analysen. Selve modellverktøyet ble utviklet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning (SNF). Videre var Senter for jordfaglig miljøforskning (JORDFORSK) og Norges landbruksøkonomiske institutt (NILF) engasjert for å utrede landbrukstiltakenes effekter og kostnader. Det ble opprettet en egen arbeidsgruppe mellom Landbruks- og Miljøverndepartementet og SFT for å følge dette arbeidet. Datagrunnlaget for industritiltakene ble sammenstilt av SFT ut fra opplysninger fra bedriftene, mens tiltakene overfor kommunalt avløp ble utredet av konsulentfirmaet Ing. Grøner. Fordi tiltaksanalysen bare omfatter det utsatte området øst for Lindesnes, får fiskeoppdrettsnæringen svært liten betydning i analysen.

Tiltaksanalysen omfatter den delen av landet som drenerer til det utsatte området av Nordsjøen, som tilnærmet tilsvarer våre 10 sørøstligste fylker, og alle aktuelle kilder uansett sektor. I alle sektorene er miljøeffekt og kostnad tallfestet for alle de aktuelle tiltakene. Analysemodellen består av en vannfaglig del og en økonomisk

optimaliseringsdel basert på lineærprogrammering. Modellen velger ut den kombinasjonen av tiltak som oppfyller utslippsmålene for både nitrogen og fosfor samtidig på den billigst mulige måten. Dette innebærer at de marginale rensekostnadene i alle sektorer blir tilnærmet like, og løsningen kostnadseffektiv. Modellen er inndelt i en rekke lokale områder, og er derfor godt egnet til å vurdere samspillet mellom oppfyllelse av lokale og regionale mål. Den tar også hensyn til at selvrensingsevnen i vassdragene reduserer effekten av tiltak i innlandet målt som bidrag til utslipp til Nordsjøen i forhold til effekten på utslippet til primærresipienten (retensjon).

Som grunnlag for vurderinger av lokal nytte ble det i analysen lagt vekt på dagens vannkvalitet og brukerinteresser, samt hvilke utslippsreduksjoner som samsvarer med ulike realistiske nivåer for forbedringer av vannkvaliteten i hvert lokale område.

Hovedresultatene fra tiltaksanalysen er:

- Det er mulig å oppfylle Haagdeklarasjonens krav ved en investering på omlag 4 mrd. kroner, eller en årlig kostnad på 980 mill. kroner (inkl. både investering og drift).
- For å oppnå en tilfredstillende lokal vannkvalitet i alle resipienter må det foretas betydelig større reduksjoner enn det som kreves for å oppfylle kravet om 50 % reduksjon til Nordsjøen.
- Ekstrakostnaden ved også å legge vekt på lokal nytte ved valg av tiltak i tillegg til at 50 %-kravet for Nordsjøen skal oppfylles, er relativt liten (ca 100 mill. kroner ekstra i investeringer eller ca. 50 millioner kroner ekstra i årskostnad). Regjeringen har derfor valgt å legge dette alternativet til grunn for arbeidet. Tabell 23.2 viser tiltakene som inngår i den optimale løsningen.
- Kostnadene for å oppnå reduksjoner ut over 50 % stiger svært raskt.

Tabell 23.2: Oversikt over kostnad og miljøeffekt for de tiltak som prioriteres i tiltaksanalysen. Årskostnad og investering i millioner kr. Reduksjonen i N og P er prosent av total menneskeskapt avrenning til «Nordsjøområdet». Kostnadseffektivitetsbrøkene er angitt som millioner kroner pr. tonn redusert utslipp av N eller P. Sumtallene for hver sektor angir sektorenes andel av den totale reduksjonen på 50 % av tilførslene til kysten for perioden 1991-95 i følge tiltaksanalysen. Tabellen viser de opprinnelige tallene fra tiltaksanlysen. Se teksten i det følgende for delvise oppdateringer. Kilde: SFT-rapport 92/14.

Sektor og tiltakstype	Års-kostnad	Investeringskostnader	Reduksjon N %	Reduksjon P %	Kostnadseffektivitetsbrøk for N	Kostnadseffektivitetsbrøk for P
Kommunalt avløp:						
Nye fosforrenseanlegg	118	662	0,8	12,0	0,54	0,71
Utbedring av eksisterende P-anlegg	15	160	0,1	3,3	0,67	0,34
N-red. VEAS og Bekkelaget	87	435	8,7		0,03	
N-red.anlegg > 30.000 p.e.	122	600	4,2		0,10	
N-red.anlegg > 10.000 p.e.	64	280	1,7		0,12	
Ledningsnett klasse 1	37	539	0,2	1,6	0,66	1,69
Nordsjøplan sum kommunalt 1991-95:	**443**	**2676**	**15,7**	**16,9**		
Landbruk:						
Utbedring av gjødsellager	30	380	0,3	0,2	0,34	13,12
Utbedring av silo	28	215	0,1	0,2	0,71	9,41
Utbedring av planeringsfelter	11	109		0,5	1,05	2,75
Foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde	-18	0	3,5	0,2	-0,02	-6,95
Delt gjødsling	9	71	2,9		0,01	
Spredning av gjødsel i vekstsesong	33	184	1,7	1,1	0,07	2,41
Redusert jordarbeiding klasse 1	13	11	0,1	1,1	0,38	1,00
Redusert jordarbeiding klasse 2	22	18	0,1	1,1	0,65	1,57
Redusert jordarbeiding klasse 3	39	32	0,1	1,1	1,15	2,79
Fangvekst	110	0	1,2	0,4	0,32	30,90
Red. gjødselintensitet → 5 % avlingsred.	104	0	3,1		0,11	
Red. gjødselintensitet → 10 % avlingsred.	115	0	1,8		0,21	
Nordsjøplan sum landbruk 1991-95:	**496**	**1020**	**15,0**	**5,9**		
Industri:						
Hydro Porsgrunn	5	50	2,1	0,4	0,01	1,05
Follum fabrikker	7	76	0,0	0,2		2,83
Saugbrugsforeningen	25	260	0,1	1,1	1,12	1,85
Nedleggelse av Dyno Engene og H.Rjukan	0	0	1,3	0,0		
Nordsjøplan sum industri 1991-95:	**37**	**386**	**3,5**	**1,7**		
= Nordsjøplan sum alle sektorer 91-95:	**976**	**4082**	**34,2**	**24,5**		
+ Oppnådde reduksjoner 1985-90:			**15,8**	**50,0**		
= Totalt 1985-95:			**50,0**	**50,0**		

Tiltaksanlysen for næringssaltutslipp til Nordsjøen synes å være en metodisk relativt avansert og vel gjennomarbeidet studie. Svakhetene ved analysen er først og fremst knyttet til datagrunnlaget. Den største usikkerhetsfaktoren er knyttet til valget av forutsetninger om priser og kostnader i landbrukssektoren, og til anslagene for effekten av landbrukstiltakene. Tiltaksanalysen analyserer imidlertid valg av *tiltak*, ikke virkemidler. Den utgjør derfor bare et grunnlag for utformingen av en effektiv virkemiddelbruk, jf. *"Tiltaksanalyser"* i avsnitt 16.5 i del V. For at nordsjømålene skal kunne nås mest mulig kostnadseffektivt, må det også tas hensyn til effekten av og eventuelle kostnader ved iverksetting av de *virkemidler* som er nødvendige for at tiltakene skal bli gjennomført. Videre vil tiltaksanalysemetoden egne seg dårlig for analyse av generelle økonomiske virkemidler. Disse må da antas å gi visse effekter og kostnader i form av utløste tiltak før de kan modelleres og rangeres i forhold til andre tiltak. Dette er nærmere drøftet og utredet i forbindelse med St.meld. nr. 64 (1991-92). Også lokaltilpasning av tiltak og virkemidler er vurdert i forbindelse med tiltaksanalysen og rangeringen av tiltak.

Tiltaksanalysen analyserer spesifikke tekniske tiltak ut fra antatt nytte og kostnad, og er et statisk anslag som bør oppdateres når ny kunnskap blir tilgjengelig eller rammebetingelser er endret. Den fordeling mellom sektorene som analysen viser er derfor å oppfatte som foreløpige arbeidsmål, som må vurderes løpende i lys av nye kunnskaper og endrede rammebetingelser.

Tiltaksanalysen blir nærmere diskutert i *"Kostnadseffektivitet"* i avsnitt 23.2.2 nedenfor.

23.2 VURDERING AV VIRKEMIDDELBRUKEN PÅ OMRÅDET OG BEHOVET FOR ENDRINGER

23.2.1 Oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken

Overgjødsling er et *sammensatt problemområde* der mange aktører, sektorer og enkeltfaktorer virker sammen. Det er i de fleste tilfeller pga. naturgitte forhold også store *tidsforsinkelser* fra et tiltak settes i verk og til endringer i miljøtilstanden kan registreres. For flere av de aktuelle sektorene ble virkemidlene *opptrappet først fra midten av 1980-tallet*. Disse ulike forholdene fører til at det er vanskelig å spore konkrete resultater tilbake til et eller få virkemidler i en sektor ved at det ofte er summen av flere tiltak og virkemidler som gir synlige effekter i miljøet. På kostnadssiden er det en komplisert oppgave å gi gode samlede historiske anslag. Vi vil derfor her i stor grad støtte oss på de kostnadsberegninger som er utført i tiltaksanalysen, jf. *"Tiltaksanalysen for utslipp av næringssalter til Nordsjøen"* i avsnitt 23.1.4.5.

Formuleringen av utslippsforpliktelsene i nordsjødeklarasjonene presiserer ikke uttrykkelig hvorvidt hvert av stoffene N og P skal reduseres med i størrelsesorden 50 %, eller om det er de samlede utslippene av N og P som skal reduseres. De andre Nordsjølandene har tatt utgangspunkt i at den første tolkningen er mest relevant. Norske vurderinger som er foretatt (St.meld. nr. 64 (1991-92), s. 46) viser at det synes å være små kostnadsgevinster knyttet til en eventuell omfordeling mellom stoffene, samt at en ytterligere vridning av N:P-forholdet i marine områder ikke er ønskelig. Fordelingen av utslippsreduksjoner mellom stoffene inngår imidlertid som et av momentene som må vurderes løpende i arbeidet på feltet.

Samlede utslippsreduksjoner i forhold til målene

Gjennom iverksatte tiltak og virkemidler i de ulike sektorene er det *oppnådd betydelige utslippsreduksjoner* av næringssalter. Det er beregnet at tiltak som er gjennomført i perioden 1985-92 har medført at menneskeskapte utslipp fra norske kilder til «utsatt område» (fra svenskegrensa til Lindesnes) totalt er redusert med omlag 20 % for nitrogen og 35 % for fosfor (St.prp. nr. 1 (1994-95) Miljøverndepartementet). Det ser videre ut til at målet om å redusere utslippene til utsatt område med i størrelsesorden 50 % vil kunne nås når det gjelder *fosfor* dersom planlagte tiltak iverksettes frem til 1995. Prognosene (St.prp. nr. 1 (1994-95) Miljøverndepartementet) viser ca 45 % reduksjon fra 1985 til 1995. Når det gjelder *nitrogen* er det klart at målet vil nås noe forsinket, i det prognosen for 1995 er bare omlag 32 % reduksjon i forhold til 1985. Dette skyldes dels at rensetiltakene i kommunal sektor er noe utsatt (bl.a. i påvente av utvikling og testing av ny teknologi), og dels problemer med å få iverksatt tiltak og virkemidler i landbrukssektoren. Dette gjelder imidlertid også i stor grad for de andre Nordsjø-landene, og oppfølgingen i landbrukssektoren har derfor fått en sentral plass i det internasjonale Nordsjøsamarbeidet de siste årene.

I landbrukssektoren er det beregnet at nitrogenutslippene til primærresipient i «Nordsjøområdet» er redusert med mellom 15 og 20 % i perioden 1985-92 (Arbeidsgruppe for modellberegninger, 1994). Her gjenstår mye dersom arbeidsmålet fra tiltaksanalysen skal nåes innen 1995. Dette arbeidsmålet tilsvarer en reduksjon på 44 % av utslippene fra landbruket til primærresipient. For fosfor er mengdene fra landbruket i perioden 1985-1992 redusert med 21-23 %, mens målet er en reduksjon på 37 % (Arbeidsgruppe for modellberegninger, 1994).

I kommunal sektor er nitrogenutslippene i perioden 1985-1992 bare ubetydelig redusert (7 %), mens fosforutslippene er redusert med 36 % fra 1985 til 1992. Arbeidsmålet i tiltaksanalysen er en reduksjon på henholdsvis 44 % og 52 % innen 1995. Resultatene for N ventes å bli vesentlig høyere etter hvert som nitrogenrenseanleggene kommer i drift i perioden 1995-98. *Fosfatinnholdet i vaskemidler* er redusert fra totalt 1300 tonn i 1983 til ca. 250 tonn i 1989 (som er siste anslag).

Industrien er den sektoren som har kommet lengst i forhold til sine arbeidsmål i følge tiltaksanalysen når det gjelder reduksjon i utslippene av næringssalter. Nitrogen-utslippene er redusert med 70 %, i tråd med arbeidsmålet for 1995. Fosforutslippene fra industrien er redusert med 50 %, også dette i tråd med arbeidsmålet for 1995. De etablerte konsesjonsordningene forventes ikke å gi noen vesentlig reduksjon av de faktiske utslipp fra *fiskeoppdrettsnæringen*, men hindrer økning av utslippene i det utsatte området.

Tiltaksgjennomføring og kostnader

Totalt viser tiltaksanalysen at de anbefalte reduksjonene av næringssaltutslippene i *landbrukssektoren* i «utsatt område» vil medføre årlig kostnader i størrelsesorden 500 millioner kroner i perioden 1991-95 (inkludert et investeringsbehov på ca 1 milliard kroner i perioden). På investeringssiden er de største postene utbedring av gjødsellager og siloanlegg, mens de viktigste postene i de beregnede årskostnadene er knyttet til redusert bruk av handelsgjødsel pr. arealenhet, innføring av fangvekster, redusert jordarbeiding og utbedring av gjødsellager.

Landbruks- og miljøvernmyndighetene har de siste årene lagt betydelig vekt på forskning, overvåking og resultatkontroll. Det innebærer en kontroll med at miljøarbeidet drives effektivt, og kan danne modell for arbeidet med å utvikle resultatkontrollsystemer også på andre områder. Under følger noen resultater fra dette arbeidet så langt.

Resultatkontrollsystemet for jordbruket viser en *reduksjon i høstpløyd areal* på vel 26 % fra 1989 til 1993 i de «utsatte» områder i forhold til Nordsjøen. Nedgangen kommer hovedsakelig som en følge av tilskudd til redusert jordarbeiding innført i 1991. I 1993 ble over 1 mill. daa eller nesten 30 % av det totale korn- og oljevekstarealet jordarbeidet om våren. 933.000 daa mottok tilskudd gjennom ordningen. Til sammen ble det i årene 1991-93 gjennom jordbruksavtalen utbetalt 214 millioner kroner til redusert jordarbeiding.

Bruken av handelsgjødsel-nitrogen viser for perioden 1985-1993 et tilnærmet stabilt forbruk pr. daa til korn, og en liten nedgang til eng. Fosforforbruket er i samme periode redusert pr. daa både til korn og til eng (total reduksjon på 40 %). Det er antatt at de registrerte reduksjoner pr. daa når det gjelder fosfor særlig henger sammen med økt fokusering på og veiledning knyttet til gjødsling. En nedgang i gjødselforbruk som en følge av nedgang i produktprisene kan eventuelt ha inntruffet etter 1991. Videre har eventuelle virkninger av gjødselavgiften i perioden blitt nøytralisert av generelle prisreduksjoner på handelsgjødsel, slik at nettovirkningen for den enkelte produsent i denne perioden er billigere handelsgjødsel.

I perioden 1989 til 1992 økte de årlige *tilskuddene til tekniske miljøtiltak* fra ca 45 millioner kroner til 87 millioner kroner for hele landet. I 1993 fordelte tilskuddene seg med 62 % til gjødsellagre og 22 % til siloanlegg. Resten var utbedring av kloakkrenseanlegg, hydrotekniske anlegg og mjølkeromsavløp.

Når det gjelder *tilpasning til krav om 4 daa spredeareal* pr. kuenhet viser tallmaterialet en nedgang i bruk med for lite spredeareal fra 1985 til 1993. Vel 10.000 bruk i hele landet hadde i 1985 ikke tilstrekkelig fulldyrka areal i forhold til dyretallet. Lokal tilpasning til kravene (leid areal, spredning på beite) er ikke med i statistikken. Bestemmelsene om tilstrekkelig spredeareal ble gjort operative fra 1.1.1994 for besetninger over 20 kuenheter. For mindre besetninger er fristen for tilpasning satt til 1.1.1996. Bruk som ikke tilpasser husdyrholdet i samsvar med bestemmelsene får i 1994 en avkorting i produksjonstilleggene på 4000 kroner pr. kuenhet.

Andelen av *husdyrgjødsla som blir spredd i vekstsesongen* har økt fra 50 % i 1987 til 83 % i 1991. Videre har det vært en betydelig økning i andelen av jordbruksareal i drift som tilhører driftsenheter med *gjødselplan*. Omlag 50 % av jordbruksarealet i landet ble i 1992 gjødslet etter slik plan.

Antallet bruk med behov for å *utbedre gjødsellager* er redusert fra 22.690 i 1988 til 11.700 i 1993. Det er i perioden 1989-92 godkjent over 8.000 planer til tekniske miljøtiltak, og vel 1.600 gjødsellagre er utbedret ved bruksutbygging finansiert gjennom Landbruksbanken. Det må regnes med at behovet er ytterligere redusert da det er sluttet med husdyr på noen bruk.

Tilsvarende er behovet for *tetting av silo/pressaftanlegg* på grunn av siloforskriften redusert fra 15.919 anlegg i 1988 til 9.300 anlegg i 1993 (SSB 1994).

Det er en viss usikkerhet knyttet til anslag over både de historiske og de kommende totale kostnader og investeringer i *avløpssektoren*. Grove anslag tilsier at det i perioden fra 1985 til 1990 til sammen ble investert ca 3 milliarder kroner på avløpssektoren i Norge. Av dette ble 50 % brukt til nye tilkoblinger og overføringssystemer, 27 % gikk til å bygge nye renseanlegg, 18 % ble brukt til sanering av ledningsnett, og 5 % gikk til utbedring av eksisterende renseanlegg. Samlede drifts- og vedlikeholdskostnader var i 1990 på tilsammen ca 1,1 milliard kroner (St.meld. nr. 64 (1991-92) og SFT-rapport 91/08).

I tiltaksanalysen er de årlige kostnadene ved å gjennomføre de foreslåtte tiltakene i kommunal sektor beregnet til i størrelsesorden 590 millioner kroner for perioden 1991-95. Investeringsbehovet er anslått til i størrelsesorden 2,6 milliarder kro-

ner, hovedsakelig rettet mot renseanlegg, slambehandling, og utbedring av eksisterende ledningsnett.

Det gjennomsnittlige nivået på den årlige kommunale vann- og kloakkavgiften for en bolig på 140 kvm var i 1993 på ca 1.300 kroner. Årsavgift og tilknytningsavgift dekket i 1993 tilsammen i underkant av 60 % av kommunenes totale kostnader knyttet til avløpssektoren inkludert renseanlegg. Dette innebærer at kommunene foretar en viss «subsidiering» av avløpssektoren fra skatteinntektene. Det er ut fra grove beregninger antatt at planlagte investeringer i kommunalt avløp og rensing frem til år 2000 vil føre til at kostnadene i gjennomsnitt øker med vel 1.000 kroner pr. husstand (eller ca 350 kropner pr. p.e. tilknyttet kommunalt avløpsnett).

Når det gjelder den foreslåtte forskriften om avløpsslam er det beregnet at forskriftsreguleringen gir en samfunnsmessig nettogevinst i størrelsesorden 20 millioner kroner pr. år (nåverdi 212 millioner kroner). Gevinsten er knyttet til at 75 % av slammet på sikt blir brukt til jordbruksarealer, grøntanlegg, vegskjæringer og annet, mens dagens andel er på mellom 55 og 60 %.

De anbefalte industritiltakene rettet mot næringssaltutslipp fra *industri* innenfor «Nordsjøområdet» ble i tiltaksanalysen beregnet til å koste 40 millioner kroner pr. år i perioden 1991-95. Tallet inkluderer investeringer på tilsammen 400 millioner kroner i perioden. Det meste av disse investeringene er knyttet til Norsk Hydros anlegg på Herøya. Det er ellers også tidligere oppnådd vesentlige forbedringer i en rekke industriutslipp som har redusert eutrofieringsproblemene vesentlig.

De totale utslippene fra *fiskeoppdrettsnæringen* er i stor grad knyttet til produsert mengde. Mulighetene for å redusere utslippene uten å redusere produksjonen er begrenset på grunn av at utslippene går direkte ut i vann. Dette gjelder særlig for dagens driftsform med åpne merdanlegg i sjøen. Ved produksjon i lukkede anlegg vil det være teknisk mulig å rense deler av avløpsvannet ved å skille partikulært avfall ut gjennom delavløp. Det er imidlertid usikkerhetsmomenter knyttet til driftsøkonomien i lukkede oppdrettsanlegg.

Det er verdt å merke seg at utslippene fra denne sektoren i liten grad bidrar til eutrofiering på grunn av lokaliseringen, og at overgjødslingsproblemet fra denne næringen i hovedsak er av lokal karakter. Dessuten ser det ut til at næringen har en sterk egeninteresse i en teknologisk utvikling (bedre fôringssystemer etc) som gir muligheter for lavere utslipp de nærmeste årene uten stor innsats fra det offentliges side. Det skjer en positiv utvikling når det gjelder fôrforbruk. En gradvis overgang til mer lavforurensende fôrtyper kombinert med bedre fôringsteknikker vil ut fra grove anslag på sikt kunne halvere utslippene av næringssalter pr. tonn produsert fisk. Kombinert med en noe mer samlet og helhetlig lokaliseringsstrategi knyttet til konsesjonstildeling representerer næringen foreløpig ikke noen alvorlig trussel i forhold til problemet overgjødsling.

Utvikling i miljøtilstand

Reduksjonene i utslipp som er oppnådd har ført til en vesentlig bedring av vannkvaliteten i en rekke innsjøer, fjorder og vassdrag (bl.a. Mjøsa, indre Oslofjord, Iddefjorden og Otra i Vest-Agder). Det er imidlertid klare indikasjoner på en fortsatt negativ utvikling i ytre Oslofjord og Skagerrak. Utviklingen i vassdrag som er dominert av landbruksforurensninger varierer. Generelt kan det påvises en nedgang i konsentrasjonene av fosfor, mens nitrogeninnholdet er nokså konstant. Dette samsvarer godt med tiltaksgjennomføringen og det man vet om tidssforsinkelsene i N- og P-kretsløpene. Det må forventes flere positive resultater i resipientene i tiden som kommer som en følge av tidsforsinkelser i forhold til gjennomførte tiltak. Planlagte nye tiltak de nærmeste årene forventes også å gi betydelig effekt.

23.2.2 Kostnadseffektivitet

Innledning

Den eksisterende og planlagte virkemiddelbruken overfor overgjødsling er i hovedsak utformet på grunnlag av tiltaksanalysen som er beskrevet i *"Tiltaksanalysen for utslipp av næringssalter til Nordsjøen"* i avsnitt 23.1.4.5 foran. Politikken på dette området er bl.a. trukket opp i St.meld. nr. 64 (1991-92). Måleproblemer og stor vektlegging av lokale problemer gir ikke muligheter for å sette inn generelle sektorovergripende virkemidler som automatisk vil sikre kostnadseffektivitet på dette området. Tiltaksanalyser kan i praksis være et godt utgangspunkt for å sikre at de mest kostnadseffektive tiltakene iverksettes. Som tidligere nevnt er imidlertid tiltaksanalysen statisk, og prioriteringene av tiltak og virkemidler må løpende vurderes i lys av nye kunnskaper og evt. endringer i rammebetingelsene. *Hovedhensikten med gjennomgangen i dette avsnittet er derfor å vurdere hvilke konklusjoner som kan trekkes om evt. endringer i den relative kostnadseffektiviteten av ulike deler av tiltakspakken ut fra de tilgjengelige data og utviklingstrekkene ellers.* Hovedkildene til opplysninger som er relevante i denne sammenhengen er resultatkontrollsystemene for jordbruket og for kommunal sektor, som både bygger på registrereringer og søker å ta opp i seg ny kunnskap fra forsknings- og utviklingsarbeid m.m. Siden den største usikkerheten er knyttet til nitrogenavrenningen fra landbruket, legges hovedvekten på analyse av dette temaet. Utviklingen siden tiltaksanalysen ble laget synes å bekrefte at de forutsetningene som ble valgt for fosfor var riktige, og iverksettingen av de viktigste fosfortiltakene går i hovedsak etter planen.

Usikkerhet om nitrogeneffekten av landbrukstiltakene

Det knytter seg stor usikkerhet både på kort og lang sikt til tallfestingen av effekten av ulik gjødsling på nitrogenavrenning for ulike jordarter og ulike vekster. Avlingskurvene som legges til grunn for beregningen av kostnader (nedgang i avling) ved flere tiltak er et gjennomsnitt av ettårige forsøk på forskjellige steder gjennom flere år. Avrenningstallene for nitrogen er basert på sammenhenger som i stor grad er bygd på relativt kortvarige forsøk utført ved NLH. Forsøkene har i stor grad rettet søkelyset mot sammenhengen mellom gjødslingsnivå, avling og avrenning, mens også værforhold og jordart vil spille en vesentlig rolle for utvaskingen. Nyere bearbeidinger av disse forsøksresultatene peker i retning av at en generell reduksjon i gjødslingsnivåene vil ha relativt liten effekt på nitrogenavrenningen, spesielt på kort sikt. På lang sikt vil effekten kunne være større.

Nitrogenavrenningen er resultatet av et komplisert samspill mellom naturgitte og driftstekniske faktorer, der de naturgitte faktorene er av stor betydning. Av det nitrogenet som renner av er det bare en mindre del som stammer fra nitrogen tilført i gjødsel det samme året. Det alt vesentlige, ofte ca. 90 %, stammer fra omdanningsprosesser i jordas lager av organisk materiale. Disse omdanningsprosessene vil i særlig grad være påvirket av klimatiske forhold. Spesielt vil værforholdene i den perioden da det ikke skjer noe aktivt opptak i planter ha betydning for nitrogentapet. Åpen jord uten vegetasjon øker således risikoen for nitrogentap.

Det er derfor viktig å forsøke å ta vare på både det nitrogenet som mineraliseres fra det organiske materialet og på rester av tilført gjødsel etter at planteveksten er over. Fangvekster vil i denne sammenhengen som regel være et effektivt tiltak.

Kulturjordas nitrogeninnhold , som er i størrelssorden 400-800 kg/daa i matjordlaget, er stor i forhold til årlig tilførsel og bortførsel (5-40 kg/daa). Endringer i dette lageret er derfor avgjørende for nitrogenutvaskingen, og endringer i denne reserven vil ta tid. Det kan derfor forventes at tiltak som medfører endringer i gjød-

selmengde og som bryter med en langvarig praksis først og fremst kan ha en langtidseffekt.

Det faglige grunnlaget for utvalgets diskusjon av tiltaksanalysens stabilitet er status for gjennomføringen av landbrukstiltakene i følge resultatkontrollprosessen for jordbruksforurensninger (Arbeidsgruppe for modellberegninger (1994) og SSB (1994)). Hovedbildet er oppsummert i følgende punkter, jf. også tabell 23.2:

– Gjennomføringen av tiltakene «Utbedring av gjødsellager», «Utbedring av silo» og «Utbedring av planeringsfelter» går noe raskere enn forutsatt.
– Blant gjødslingstiltakene gjennomføres tiltaket «Foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde» og «Spredning av all husdyrgjødsel i vekstsesongen» i hovedsak etter planen. Tiltaket «Delt gjødsling til alt korn» er bare gjennomført på omlag 1/5 av det forutsatte arealet. Tiltaket «Redusert gjødslingsintensitet» har hittil ikke blitt gjennomført i vesentlig grad.
– Dyrkingstiltaket «Redusert (endret) jordarbeiding» viser større nitrogeneffekt enn det man antok i 1991, mens tiltaket «Fangvekst» i liten grad er satt i verk.

Det er bl.a. dyrkingstekniske og kostnadsmessige forhold som er årsaken til at tiltakene «delt gjødsling til alt korn» og «Fangvekster» er satt i verk bare i begrenset grad. Tiltaket «Redusert gjødslingsintensitet» er ikke satt i verk på grunn av at det er stor usikkerhet om effektene, og fordi de aktuelle virkemidlene for å gjennomføre tiltaket er omstridt.

Det er fortsatt betydelig usikkerhet om størrelsen av effekten på nitrogenavrenningen av å gjennomføre tiltakene «Redusert jordarbeiding» og «Foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde». Dette skyldes at forsøksresultater ikke er direkte representative for alle naturgitte og praktiske forhold, og at det er vanskelig å finne gode indikatorer som grunnlag for å beregne oppnådde effekter.

Usikkerhet om valg av priser for landbrukstiltakene

Det er også usikkerhet ved valg av priser i de økonomiske kalkylene som danner grunnlaget for utvelgelsen av kostnadseffektive tiltak. I kostnadseffektivitetsberegningene er det f.eks. benyttet et arbeidsvederlag på 69 kr/time, og en kornpris (veid gjennomsnitt) på kr 2,60. Dette er 1989-årets innenlandske kornpris og den beregnede gjennomsnittlige «lønnsevne» i jordbruket. Ved å sette arbeidsvederlaget til 0 kr/time (som er et ytterpunkt ved diskusjon om samfunnsøkonomisk alternativverdi ved høy arbeidsløshet) vil nettokostnadene ved «redusert jordarbeiding» øke, mens nettokostnadene ved «delt gjødsling» og «alternative vekster på bratte åkerarealer» vil reduseres. Kostnadene ved «redusert bruk av handelsgjødsel pr. arealenhet» vil øke svakt. For tiltakspakken totalt sett er innsparingene ved å gjennomføre tiltaket «redusert jordarbeiding» dominerende med hensyn på arbeidsforbruk, slik at totalkostnadene ved pakken øker svakt når prisen på arbeid reduseres.

En svært viktig kostnadspost i analysen er redusert avling som følge av miljøtilpasninger i driften. Med de 1989-priser som er valgt, bidrar lavere kornavling direkte til det samfunnsøkonomiske tapet. Den innenlandske kornprisen kan imidlertid oppfattes som et uttrykk for den vekten politikerne tillegger alle de landbrukspolitiske målsettingene samlet, og ikke som marginalverdien av økt kornavling i seg selv. Anslått *samfunnsøkonomisk verdi* av de siste kg med norskprodusert korn kan derfor alternativt settes til hva det vil koste å importere korn. Dette varierer betydelig over tid. Dersom vi som et ytterpunkt setter denne verdien til kr 0,60 pr. kg, vil kostnadene ved «delt gjødsling» og «alternative vekster» ut fra beregningsmåten øke, mens kostnadene ved å «spre all husdyrgjødsel i vekstsesongen», «forskriftsmessige planeringsfelter», «redusert jordarbeiding», «fangvekster» og «redusert

bruk av handelsgjødsel» reduseres til dels betydelig (Sandberg 1991). Den totale årskostnaden for alle de anbefalte landbrukstiltakene reduseres ved en pris på 0,60 kr pr. kg fra ca 500 millioner kroner til ca 50 millioner kroner. Hvis vi setter inn innenlandsk kornpris for 1994 (2,01 kr pr. kg), synker årskostnaden anslagsvis fra ca 500 mill. kr til ca 365 mill. kr. Nedgangen i innenlandsk kornpris fra 1989 til 1994 fører til at kostnadene ved tiltaket «redusert bruk av handelsgjødsel pr. arealenhet» reduseres med nesten 40 %.

Miljøavgift på kunstgjødsel – kopling til tiltaksanalysen

Som nevnt i beskrivelsen av tiltaksanalysen (*"Tiltaksanalysen for utslipp av næringssalter til Nordsjøen"* i avsnitt 23.1.4.5) er denne metodikken dårlig egnet til å modellere effekten av generelle økonomiske virkemidler. Tiltaket «redusert bruk av handelsgjødsel pr. arealenhet» går i tiltaksanalysen ut på å redusere gjødslingen på en slik måte at avlingsnedgangen blir prosentvis lik i alle produksjoner og regioner. Tiltaksanalysen anbefaler en avlingsreduksjon på 10 %. Dette er i sluttrapportens (SFT-rapport 92/14) kommentarer omkring iverksetting av tiltakspakken under henvisning til «Landbrukspolititisk utvalg» (NOU 1991:2) uten nærmere drøfting koblet sammen med en miljøavgift i størrelsesorden 150 % kombinert med en produktprisreduksjon på 30 %. En miljøavgift (evt. salgbar kvote eller pant) på nitrogen i kunstgjødsel vil motivere bonden til å gjøre tilpasningsendringer. Disse endringene vil imidlertid ikke uten videre være identiske med tiltakene i Nordsjøplanen. Tiltakene er imidlertid identifisert og fastsatt på en slik måte at de ligger nær opptil effektene av en avgift.

En type tilpasningsendring som en miljøavgift (eller f.eks. et kvotesystem) vil fremme er *redusert gjødsling pr. arealenhet*. Denne *intensitetsvirkningen* av en miljøavgift kan til en viss grad sammenlignes med tiltaket «redusert bruk av handelsgjødsel pr. arealenhet». I tillegg vil en miljøavgift (eller f.eks. et kvotesystem) i større eller mindre grad ut fra økonomisk teori fremme alle andre tiltak som fører til en bedre utnyttelse av nitrogenet. Dette er virkemidlets *substitusjonsvirkninger*. Disse er det vanskelig å sammenligne med tiltaksanalysen direkte, men virkemidlet vil i større eller mindre grad stimulere alle tiltak i tiltaksanalysen som går ut på en bedre husholdering med næringsstoffene. Hvor sterk denne effekten er vil avhenge av virkemidlets dosering og en rekke andre forhold. I *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3 er det foretatt en vurdering av substitusjonseffekten i forhold til bruk av husdyrgjødsel, som er en av de viktigste faktorene.

Substitusjonsvirkningene vil ikke være utelukkende positive med hensyn til å redusere avrenningen. Nitrogen som stammer fra nitrogen-fikserende belgvekster vil for eksempel kunne medføre like stor grad av nitrogen-avrenning som nitrogen som stammer fra handelsgjødsel. Dette må tas hensyn til ved den samlede virkemiddelutformingen.

Ved institutt for økonomi og samfunnsfag, NLH, er tiltaket «redusert bruk av handelsgjødsel» i tiltaksanalysen sammenlignet med virkningene av en miljøavgift ut fra en lineærprogrameringsmodell for et gårdsbruk, som er laget bl.a. for å studere nettopp substitusjonsvirkningene av avgiften (Simonsen, Rysstad og Christoffersen 1992). De finner at kostnadene ved å oppnå samme utslippsreduksjon halveres i forhold til tallene i tiltaksanalysen. Dette skyldes i hovedsak nedgang i kornprisene, og substitusjonseffekten av avgiften.

Den hittil mest avanserte og grundige modellstudien av nitrogenavrenningen fra landbruket gjennomføres som et delprogram under forskningsprogrammet «Økonomi og økologi» i regi av NFR. Her har et tverrfaglig team arbeidet frem

omforente modeller som knytter sammen økonomiske tilpasninger og gjennomføring av tiltak med de jordfaglige effektene på en bedre måte enn tidligere. Programmet skal sluttføres innen utgangen av 1995, og rapporteringen herfra vil kunne inngå som en del av beslutningsgrunnlaget fremover.

Dersom det tas utgangspunkt i det omdiskuterte tallmaterialet som tiltaksanalysen bygger på når det gjelder avrenningseffekter (Uhlen og Lundekvam, 1988), viser beregningene at slike generelle økonomiske virkemidler er kostnadseffektive opp til et nivå langt over dagens avgiftsnivå. Avgifter i denne størrelsesorden vil føre til fordelingsvirkninger som må sees i sammenheng med de samlede overføringer og økonomien i de enkelte landbruksproduksjonene.

Diskusjonen knyttet til tiltaket «redusert bruk av handelsgjødsel-N» har i særlig grad dreiet seg om *intensitetsvirkninger* (redusert gjødsling, som forutsetningsvis gir redusert avrenning). Utvalget konstaterer at det er liten diskusjon knyttet til *substitusjonsvirkningene* av virkemidler som reduserer bruken av handelsgjødsel-N (miljøavgift, lavere produktpriser, kvoter etc). Med dette utgangspunkt mener utvalget at det er grunn til å drøfte slike virkemidler videre også i denne sektoren. Utvalget finner det videre riktig å legge vekt på fordelingsvirkningene av ulike virkemidler, fordi disse står så sentralt i debatten. Det vises til *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3 og vedlegg 1 for en nærmere drøfting.

Endrede rammebetingelser for landbruket

Jordbruksarealets størrelse og omfanget av landbruksproduksjonen påvirker nitrogenavrenningen fra sektoren. Disse forholdene bestemmes av næringens rammebetingelser, som i stor grad påvirkes også av andre hensyn enn miljøproblemene. Tiltaksanalysen er gjennomført under forutsetning av at dagens jordbruksarealer og produksjonsomfang i grove trekk opprettholdes. Størrelsen på jordbruksarealet har vært noenlunde uendret i svært lang tid i landet vårt, mens produksjonen har vært økende. Usikkerheten om rammebetingelsene for norsk landbruk fremover er imidlertid stor, både pga. internasjonale forhold og endringer i nasjonal politikk. St.prp. nr. 8 (1992-93) «Landbruk i utvikling» signaliserer en endring av landbrukspolitikken i retning av lavere priser og økt konkurranse, men legger samtidig stor vekt på at matproduserende arealer ikke går tapt.

Den gjeldende EØS-avtalen vil på kort sikt bety lite for norsk landbruksproduksjon. Den nylig vedtatte GATT-avtalen innebærer bl.a. en omforming av dagens kvantitative importvern til et tollbasert importvern. Begge disse avtalene inneholder dynamiske elementer som på sikt vil kunne medføre en noe lavere norsk landbruksproduksjon dersom dette ikke oppveies av en økning i eksporten.

De forhold som er av størst betydning for å avgjøre om disse endrede rammebetingelsene, vil påvirke utslippene til de mest nitrogenbelastede områdene i ytre Oslofjord, er først og fremst hva som skjer med kornproduksjonen på det sentrale Østlandet. Dette avhenger igjen bl.a. av virkemiddelbruken overfor husdyrbruket i andre deler av landet, utviklingen i arbeidsmarkedet m.m. Det synes også å være et gjennomgående trekk at virkemidler som direkte eller indirekte innebærer arealstøtte, vil øke i relativ betydning. Totalt sett synes det derfor lite sannsynlig at det vil bli noen omfattende nedlegging av jordbruksarealer på det sentrale Østlandet. En gradvis overgang fra korn til ekstensivt husdyrhold basert på grasdyrking kan være mer sannsynlig. Dette vil sannsynligvis gi en viss reduksjon i nitrogen-avrenningen. Hvor stor nedgangen blir avhenger av teknologivalg, priser m.m. En eventuell etablering av storskala husdyrdrift basert på importert fôr vil gi økte problemer knyttet til disponering av husdyrgjødsel. Dagens virkemidler, inkl. spredearealkravet, kan

i noen grad forebygge dette også under mer liberale rammebetingelser. Et annet forhold er at husdyrdrift basert på omfattende beiting kan medføre økt nitrogen- og fosfor-avrenning i områder med mye overflateavrenning.

For arealer som går helt ut av drift vil det normalt bli en øket avrenning av nitrogen i de første årene, mens det på lang sikt vil føre til en overgang mot bakgrunnsavrenningen fra skogsmark. Siden det sannsynligvis er de mest marginale arealene i utkantområder som vil gå ut av drift, vil effektene på N-tilførselen til kysten bli liten. Nyere målinger tyder på at slike arealer har svært lav avrenning i dag, bl.a. fordi de ligger i områder med lite nedbør og liten produksjon. I tillegg vil selvrensningen i vassdragene (retensjon) redusere effekten betydelig.

Usikkerhet om miljøeffekter og kostnader i kommunal sektor

Generelt var kunnskapen om tiltakene på avløpssektoren bedre enn for mange av landbrukstiltakene da tiltaksanalysen ble startet. Man kan her bruke erfaringstall for effekter av ulike tiltak, og markedsprisene kan legges direkte til grunn for beregning av samfunnsøkonomiske kostnader. Kostnadsberegningene bygger dels på opplysninger fra den enkelte kommune eller det enkelte fylke, dels på generelle erfaringer og på enhetskostnader. Tilsvarende er effektene fastsatt ut fra konkrete opplysninger og generell kunnskap om renseeffekter og tilføringsgrader. De best dokumenterte opplysningene finnes for fosforrenseanlegg og utbedring av eksisterende renseanlegg. Den største usikkerheten ligger i tallene for kostnader og effekter ved sanering av ledningsnett. Spesielt for nitrogenfjerning er kunnskapene vesentlig forbedret siden tiltaksanalysen ble laget, ved at det er gjennomført både forsøkprosjekter og at ferdigstillelsen av anleggene i Lillehammer og på VEAS er nær forestående.

I 1993 rapporterte alle fylker oppdaterte tall for totale utslippsreduksjoner og kostnader innen kommunalt avløp (Miljøverndepartementet 1993). Tallmaterialet skal oppdateres og inngå i det løpende resultatkontrollarbeidet. Når det gjelder investeringer i renseanlegg, er det god overensstemmelse mellom det som ble anslått i tiltaksanalysen, og de kostnadene kommunene innrapporterte i 1993. Derimot er det store avvik når det gjelder investeringer på ledningsnettet. Årsaken til dette er antakelig at tallene fra fylkene inkluderer alle ledningsnett-tiltak som de planlegger å gjennomføre, uansett hvor kostnadseffektive de ulike tiltakene er i forhold til 50 %-målsettingen for Nordsjøen. I tiltaksanalysen er kun de tiltak som har lavere kostnader enn ca. 2.500 kr pr. kg fosfor pr. år tatt med. Videre var kostnader til slambehandlingsanlegg ved renseanleggene utelatt fra investeringsanslagene i tiltaksanalysen. Ut fra de forhold som er beskrevet ovenfor, anslår SFT at de samlede investeringer for å oppfylle arbeidsmålet i følge tiltaksanalysen innen kommunal sektor grovt sett vil bli på følgende beløp (november 1993):

Nitrogenrenseanlegg	1,5 milliarder
Øvrige renseanlegg	1,1 milliarder
Ledningsnett	0,6 milliarder
Ytterligere tiltak	0,4 milliarder
Totale investeringer	**3,6 milliarder**

Avviket i forhold til tabell 23.2 er på ca 1 mrd. kroner, og skyldes i hovedsak at kostnader til slambehandlingsanlegg er inkludert, samt at anslagene ellers er oppdatert og forbedret noe for de enekelte tiltakene. «Ytterligere tiltak» er et anslag på hvilke kostnader som er nødvendige dersom man skal nå arbeidsmålet for sektoren eksakt med tiltak innenfor sektoren, siden det viser seg at anslaget for fjernet N-mengde for VEAS synes noe overestimert i tiltaksanalysen. Dette må imidlertid vurderes fritt opp mot mulige tiltak på andre sektorer. Det er også en mulighet for at man på litt sikt kan oppnå høyere rensegrad ved VEAS og andre store renseanlegg enn det man i dag legger til grunn, og slik igjen nærme seg til det opprinnelige anslaget fra tiltaksanalysen.

SFT har også vurdert status for tiltaksgjennomføringen på kommunal sektor (pr. oktober 1994), og konkluderer med at det bare er mindre endringer i forhold til forutsetningene i tiltaksanalysen (jf. tabell 23.2). Den viktigste forskjellen er at kostnadseffektiviteten er noe svakere ved VEAS/Bekkelaget, og noe bedre ved nitrogenfjerning mellom 10.000 og 30.000 p.e. enn forutsatt. De nye kostnadseffektivitetsbrøkene er (mill. kr. pr. tonn N):

– N-rensing VEAS/Bekkelaget	**0,05** mot 0,03 i tiltaksanalysen
– N-rensing øvrige anlegg > 30.000 p.e.	**0,07** mot 0,10 i tiltaksanalysen
– N-rensing 20.000 – 30.000 p.e.	**0,08** (ikke egen gruppe i tiltaksanalysen)
– N-rensing 10.000 – 20.000 p.e.	**0,10** mot 0,12 i tiltaksanalysen
– Ledningsnett klasse 1	**0,82** mot 0,66 i tiltaksanalysen

Konklusjon – endringer i tiltaksanalysens prioritering av tiltak

Diskusjonen av enkelttiltak og forutsetninger ovenfor kan synes uoversiktelig. Flere forhold bidrar imidlertid til at det likevel kan trekkes relativt klare konklusjoner med hensyn til stabiliteten av tiltaksanalysens anbefalinger (jf. tabell 23.2). Situasjonen er følgende:

– Det er forsatt betydelig usikkerhet om størrelsen av *nitrogen-effekten* av flere av landbrukstiltakene. Resultatene fra forskning, overvåking og resultatkontroll bidrar til at denne usikkerheten etter hvert avtar. Det er påvist større nitrogeneffekt av tiltaket «Redusert jordarbeiding» enn forutsatt i tiltaksanalysen, og mindre effekt eller gjennomføringsgrad enn forutsatt av tiltakene «Redusert gjødslingsintensitet» og «Delt gjødsling». Det er nødvendig med en ny faglig utredning for å gi et oppdatert anslag på potensialet for nitrogen-reduksjoner i landbruket.
  Drøftingen av usikkerhet i *prisforutsetningene* på landbrukssiden drar i retning av at kostnadene ved landbrukstiltakene samlet er *overvurdert* i forhold til dagens prisnivå. Interne endringer i rangeringen av landbrukstiltakene ut fra kostnadseffektivitetsfaktorene på grunn av disse forholdene får imidlertid ingen praktisk betydning, da alle disse tiltakene allerede er prioriterte i tiltakspakken. Den relative kostnadseffektiviteten i forhold til de tiltakene som ikke ble inkludert i den anbefalte pakken ut fra tiltaksanalysen endres ikke vesentlig. Samlet nitrogen-effekt av de anbefalte tiltakene i følge tiltaksanalysen reduseres i forhold til arbeidmålet for sektoren.
– Usikkerheten er mye mindre i kommunal sektor. De oppdateringer som er angitt ovenfor innebærer ikke interne omprioriteringer mellom de ulike avløpstilta-

kene, og styrker disse i forhold til landbrukstiltakene. Samlet nitrogen-effekt av de anbefalte tiltakene i følge tiltaksanalysen reduseres noe i forhold til arbeidmålet for sektoren.

– Den viktigste mulige endringen i rammebetingelser og ytre forhold som kan tenkes å medføre endringer i tiltakspakken, er spørsmålet om endringene i landbrukspolitikken vil medføre at vesentlige arealer går ut av drift. En viss reduksjon i nitrogen-avrenningen over tid pga. gradvis overgang fra korn til ekstensiv husdyrproduksjon basert på grasdyrking, men liten nedlegging av arealer på det sentrale Østlandet, bedømmes som den mest sannsynlige utviklingen.

Muligheten for at de skisserte endringer kan gi *omprioriteringer mellom sektorene* avhenger av at det er marginale tiltak i en sektor som kan erstattes av nye mer kostnadseffektive tiltak i en annen sektor. Følgende grove oppstilling kan belyse dette spørsmålet (tallene utrykker tonn nitrogen pr. år til kystlinjen):

1.	Total reduksjon i følge målet om 50 % reduksjon i forhold til 1985:		15.000 t
2.	Reduksjoner som vil komme uten nye beslutninger om virkemidler		- 8.800 t
	herav: Industritiltak, i hovedsak ferdige	3.500 t	
	Øvrige avløpstiltak	2.100 t	
	Forventede effekter av landbrukstiltakene i 1995*	3.200 t	
3.	Reduksjonsbehov relevant ved nye beslutninger		= 6.200 t
	herav: N-rensing over 20.000 p.e.		- 1.950 t
	N-rensing 10.000 – 20.000 p.e.		- 260 t
4.	Rest-behov		= 4.000 t

*. Landbruksdepartementet foretok på basis av resultatkontrollmaterialet sommeren 1994 en gjennomgang av tiltaksplanen, og anslo da med tilsvarende forutsetninger som det som er lagt til grunn i utvalgets gjennomgang foran i dette avsnittet at reduksjonen i sektorens utslipp av nitrogen til primærresipient for perioden 1985-95 til 2530 %. Tallet 3.200 tonn representerer midtpunktet i dette intervallet etter en omtrentlig korreksjon for retensjon. Avviket mellom dette tallet og de opprinnelige verdiene fra tiltaksanalysen som er gjengitt i tabell 23.2 skyldes som nevnt a) økt effekt av redusert jordarbeiding, b) ingen gjennomføring av tiltaket redusert gjødslingsintensitet, c) 20 % tiltaksgjennomføring for delt gjødsling, og d) redusert gjennomføring av tiltaket fangvekst.

Oppstillingen viser at de reduksjoner som allerede er oppnådd, eller som vil følge av virkemidler og tiltak som allerede er innført eller vil bli innført ut fra lokale hensyn (ledningsnett m.m.), utgjør 8.800 tonn nitrogen. Reduksjonsbehovet som er relevant ved kommende beslutninger om iverksetting av nye nitrogen-tiltak er derfor om lag 6.200 tonn. De beslutningene som er planlagt fattet i nær fremtid gjelder utvidelse av de største kloakkrenseanleggene øst for Jomfruland med nitrogen-fjerningstrinn, og de løpende beslutninger om utformingen av de virkemidlene i landbruket. Oppstillingen viser at selv om alle aktuelle avløpstiltak forutsettes gjennomført, vil det fortsatt gjenstå over 1/4 av det totale behovet for nitrogenfjerning. Hvis målet skal nås uten ytterligere tiltak på avløpssektoren, vil dette måtte dekkes opp gjennom en meget betydelig økning av reduksjonene i landbrukets utslipp, noe som ut fra gjennomgangen ovenfor synes svært vanskelig å oppnå. Også industriens utslipp synes vanskelig å bringe ytterligere ned, tatt i betrakting de svært store

reduksjoner som allerede er oppnådd i denne sektoren, og den moderate andelen av totalutslippene som nå kommer fra slike kilder.

En rest på 4.000 tonn tilsvarer som en illustrasjon både full effekt av tiltaket «redusert gjødslingsintensitet» i følge tiltaksanalysen (1450 tonn nitrogen til kysten), samt anslagsvis 15-20 % areal ut av drift på det sentrale Østlandet (2500 tonn nitrogen til kysten), eller i størrelsesorden knapt 1/3 av det totale jordbruksarealet ut av drift hvis intensitetsreduksjon ikke gjennomføres eller viser seg å ikke få effekt på nitrogenavrenningen. Betydelige arealer ut av drift vil også redusere effekten av de andre landbrukstiltakene tilsvarende, noe som ikke er tatt hensyn til her. Reduksjoner i i arealbruken denne størrelsesorden synes ikke sansynlig. Ut fra disse vurderingene synes det svært rimelig å anta at bygging av nitrogenfjerningstrinn på anleggene over 20.000 p.e. vil inngå i en kostnadseffektiv tiltakspakke for reduksjon av nitrogen til det utsatte området av Nordsjøen.

Revisjon av tiltaksanalysen

Resultatene av tiltaksanalysen for næringssaltutslipp til Nordsjøen må sammenliknet med mange andre økonomiske modeller antas å være relativt stabile over tid. Siden en fullstendig revisjon av analysen innebærer betydelige kostnader, bør dette først gjøres når det foreligger nye kunnskaper eller endringer i rammebetingelser som tilsier at omprioriteringer kan tenkes å bli resultatet av en ny analyse. Justeringer av tiltaksgjennomføringen skjer også løpende på grunnlag av ny kunnskap og erfaringene som dokumenteres gjennom resultatkontrollprosessen. Vurderingene ovenfor viser at hovedprioriteringene i tiltakspakken sannsynligvis er svært stabile, men at det er knyttet større usikkerhet til enkelte landbrukstiltak generelt til rangeringen av de mest marginale tiltakene. Det kan også være et spørsmål om hvorvidt andre analysemetoder bør benyttes for å supplere tiltaksanalysen, spesielt på landbrukssiden. Modeller som eksplisitt studerer tilpasningene på et gårdsbruk under ulike virkemiddelsett er her aktuelle. Utvalget vil på denne bakgrunn anbefale at det foretas en oppdatering av tiltaksanalysen i 1995.

23.2.3 Styringseffektivitet, etterlevelse og kontroll

Inntil de nye reduksjonsmålene kom i 1989/90, var innsatsen overfor overgjødsling konsentrert om lokale, og ofte akutte og lett synbare problemer. Dette forklarer at styringseffektivitet – i betydningen sikkerhet for at tiltak med forutsatte effekter iverksettes – har vært tillagt betydelig vekt på dette feltet. Særlig gjelder dette de tidligste konkrete utbedringspålegg for gjødselkjellere, siloanlegg, kloakkrenseanlegg etc.

Når det gjelder *kommunal avløpsrensing* er hovedvirkemidlet konsesjonsbehandling etter forurensningsloven. Kravene til rensing har vært basert på individuell behandling, og har i perioden i stor grad vært knyttet opp mot valg av renseteknologi (krav om mekanisk renseanlegg, krav om mekanisk/kjemiske renseanlegg etc) med spesifiserte mål for rensing (fosfor-rensing). Sammen med tilskuddssystemet, krav om egenkontrollsystemer, stikkprøvekontroller og krav til driftspersonellet (gitt i forskrift) må konsesjonssystemet brukt på avløpssektoren kunne sies å være svært styringseffektivt i den forstand at myndighetene har hatt god kontroll med iverksettelsen av konkrete tiltak og effektene av iverksatte tiltak. Også etterlevelse og kontroll kan sies å være godt ivaretatt på dette området.

Også på *industrisektoren* er det konsesjonssystemet som har vært det dominerende virkemidlet, og også her kan det konkluderes med at virkemidlet har hatt en stor grad av styringseffektivitet.

På landbrukssektoren har vi å gjøre med en rekke virkemidler av ulik karakter og rettet mot ulike deler av landbruksproduksjonen (fra produksjonsfaktorene og jordarbeidingsrutinene til de ferdige produkter). Graden av styringseffektivitet, etterlevelse og kontroll vil i stor grad variere med de ulike virkemidlene som er benyttet. Generelt vil juridiske krav være mer styringseffektive og lettere å kontrollere enn økonomiske virkemidler, jf. del V. Således vil utbedringer av gjødsellagre, siloanlegg etc. med etterfølgende kontroll være blant de mest styringseffektive virkemidlene i landbrukssektoren. Tilskudd til redusert jordarbeiding ser også ut til å være et styringseffektivt virkemiddel ut fra at tiltaket (overgang fra høstarbeiding til vårarbeiding) lett kan kontrolleres (f.eks. med satelittbilder) og viser stor oppslutning. Det samme gjelder spredearealkrav gjennom husdyrgjødselforskriften. Også dette virkemidlet kan karakteriseres som styringseffektivt ved at kravet kan kontrolleres gjennom egenoppgaver og stikkprøver. Fra 1994 er dette kravet fulgt opp av en avkorting av tilskudd dersom spredearealkravet ikke følges. Virkninger av arealtilskudd, pristilskudd og gjødselavgift er ikke på samme måte styringseffektive i forhold til utløste miljøtiltak. Det er her langt vanskeligere å forutsi om virkemidlene fører til at ønskede tiltak iverksettes, særlig på kort sikt. I et lengre tidsperspektiv (der investeringsfasen også trekkes inn) vil styringseffektiviteten ut fra økonomisk teori øke.

Generelt er det tradisjon i landbruksnæringen for en gradvis innføring av ulike miljøkrav og virkemidler rettet mot reduserte tap av næringsstoffer. For tekniske miljøtiltak har det vært begrensninger i planleggingskapasitet og i kapasiteten til kvalifiserte entreprenører. For andre tiltak som bl.a. for redusert jordarbeiding har en gradvis gjennomføring vært viktig for å vinne erfaringer med nye dyrkingsmetoder.

23.2.4 Dynamisk effektivitet

Utslippstillatelsene i *avløpssektoren* har historisk i stor grad vært knyttet opp mot teknologikrav, for derigjennom å oppnå ønskede utslippsreduksjoner i renseprosessen. Generelt kan teknologikrav karakteriseres som lite dynamiske virkemidler, med liten fleksibilitet for kommunen til selv å velge den metoden som gir ønskede renseeffekter på billigst mulig måte. Dette har ført til at myndighetene i dag i større grad stiller krav til renseeffekter (målt som totale utslipp og utslipp pr. tidsenhet) ved tildeling av utslippstillatelser, og i mindre grad stiller direkte teknologikrav. I praksis vil det imidlertid være vanskelig med dagens system å frikoble utslippskravene fra utviklingen av ny og bedre renseteknologi. Dette fører til at myndighetene på dette området må være ajour når det gjelder teknologiutviklingen. I en situasjon med mange, tilnærmet ensartede renseanlegg trenger ikke dette å skape de største problemene i forhold til dynamisk effektivitet, og det vil være like sannsynlig at myndighetene kjenner den mest kostnadseffektive teknologien på investeringstidspunktet som at de enkelte kommuner gjør det.

Utvalget mener at pålegg om rensing i avløpssektoren i størst mulig grad bør gis som resipientbaserte krav om rensegrad eller utslippsgrenser, og ikke som teknologikrav.

I *landbrukssektoren* vil det være nødvendig å skille de ulike virkemidlene fra hverandre også når det gjelder spørsmålet om dynamisk effektivitet. Generelt vil økonomiske virkemidler (gjødselavgifter/arealtilskudd) gi den beste dynamiske effektiviteten (jf. del V), og vil over tid kunne bidra til en rekke omstillinger mot redusert bruk av handelsgjødsel og mer effektiv utnyttelse av husdyrgjødsel, og derigjennom reduserte utslipp av næringsstoffer.

Tilskudd til redusert jordarbeiding (p.t. kr. 100 pr. daa og år) vil i et dynamisk perspektiv kunne bidra til teknologiutvikling og omlegging av dyrkingsrutiner og investeringer mot vårarbeiding og redskap for redusert jordarbeiding som på sikt kan redusere behovet for tilskudd selv om miljøeffektene opprettholdes. Resultatene så langt tyder på at en slik dynamisk tilpasning skjer blant produsentene.

23.2.5 Fordelingsvirkninger og konkurransevridninger

Teoretisk utgangspunkt

Beregninger av fordelingsvirkninger tar ofte utgangspunkt i dagens situasjon, og alle endringer i fordelingen av fordeler og ulemper i forhold til denne referansesituasjonen (f.eks. på grunn av miljøvirkemidler) tolkes som fordelingsvirkninger. Vi har her valgt å ta et mer teoretisk utgangspunkt som basis for drøftingen av fordelingsvirkninger, ut fra at forurenser skal betale sin del av forurensningen, og ikke for mye eller for lite. Vi kan da velge et «teoretisk ideelt» virkemiddel (f.eks. en avgift på alle utslipp lik marginalskaden ved utslippet), og tolke alle avvik fra denne referansesituasjonen som fordelingsvirkninger. Et teoretisk ideelt virkemiddel vil pr. definisjon sikre at de mest kostnadseffektive tiltak utløses inntil miljømålene er nådd, samtidig som alle må betale for miljøskaden ved sine restutslipp. Dersom miljøproblemet er globalt, vil den ideelle avgiften i utgangspunktet være lik pr. kg utslipp for alle kilder. Ved lokale miljøproblemer vil avgiften måtte differensieres avhengig av resipient, og referansesituasjonen blir mer kompleks.

I forhold til miljøproblemer som overgjødsling, der vi ikke har mulighet for å bruke et slikt generelt sektorovergripende virkemiddel som en lik avgift, er det tatt utgangspunkt i en kostnadseffektivitetsvurdering som hovedkriterium ved valg av tiltak og virkemidler. Dersom tiltaksanalysen hadde vært bygd på fullkommen informasjon, ville denne tilnærmingen gitt eksakt samme *tilpasninger* som den teoretisk ideelle avgiften. Fordi det brukes andre virkemidler, vil imidlertid fordelingsvirkningene likevel kunne bli noe annerledes. Faste utslippstillatelser og gratis tildelte omsettelige kvoter vil gi forurenserne høyere inntekter og staten laverere inntekter enn i referansesituasjonen. Spesielt gjelder dette forurensere som er så små eller ligger i slike resipienter at de ikke får pålegg om rensing ut fra tiltaksanalysen, men som likevel forårsaker en viss miljøskade og derfor ville ha vært ilagt en avgift i referansesituasjonen.

Som en *hovedkonklusjon* kan vi si at fordelingsvirkningene på problemområdet overgjødsling, slik vi har definert slike virkninger her, i praksis vesentlig består i at en rekke kilder slipper billigere unna enn i referansesituasjonen, og at statskassen går glipp av en del avgiftsinntekter.

Industri, landbruk og fiskeoppdrett

Fordelingsvirkninger og konkurransevridninger vil variere mellom sektorene. Fordi dette i all hovedsak er lokale problemer[15] vil konkurransevridninger i prinsippet ikke være relevant for fastsettelsen av lokale miljøkrav (jf. del V, *"Utforming av virkemiddelbruken i praksis"* i avsnittene 16.4 og *"Ansvarsdeling mellom staten og kommunene"* i 19.3). Isolert sett vil likevel ethvert konsesjonskrav som øker produksjonskostnadene i forhold til andre land være negativt for konkurranseevnen på *industrisektoren* og for *fiskeoppdrett*. I *landbrukssektoren* blir fordelingsvirkninger hvert år gjenstand for forhandlinger gjennom jordbruksavtalesystemet. Her for-

15. Sett i forhold til et globalt varemarked (kunstgjødsel, papir, frossenfisk m.m.) vil også de «regionale» virkningene av nitrogen i ytre Oslofjord og Skagerrak fortone seg svært lokale.

handles det både om fordelingen mellom samfunnet og landbruket (rammen), og om fordelingen mellom ulike deler av landbruket internt (fordelingen av rammen). Fordelingsvirkningene av miljøvirkemidlene inngår i grunnlaget for fastsetting av rammen og i fordelingen av støtten. Generelt representerer landbrukspolitikken en inntektsoverføring fra stat til landbruksnæring ut fra fordelingspolitiske argumenter knyttet til oppfyllelse av felles samfunnsmål (matvaresikkerhet, beredskap, miljø, distriktsbosetting). Investeringsvirkemidler (tilskudd og lån til utbedring av gjødsellagre etc. basert på individuell søknad og vurdering) betyr en nedskrivning av kapitalkostnadene til de som godkjennes for tilskudd, og representerer således inntektsfordelingseffekter i forhold til de som ikke mottar tilskudd (innen landbruket og utenom landbruket).

Avgiftssystemet på handelsgjødsel er utformet slik at hver kg handelsgjødsel avgiftsbelegges med en gitt sats. Fordelingsvirkningene av dette systemet er nærmere beregnet i vedlegg I, og det vises til dette. Når det gjelder fordelingsvirkninger i forhold til andre lands landbruksprodukter (konkurransevridninger) vil ethvert virkemiddel som øker produksjonskostnadene i forhold til andre land (spredearealkrav, krav om utbedring av lagre, avgifter etc) føre til konkurransevridning. Innenfor landbrukssektoren stilles det i dag tilnærmet like miljøkrav i de nordiske landene, slik at konkurransevridninger som en følge av miljøvirkemidlene mellom disse landene er små. En eventuell økning av miljøavgiften på handelsgjødsel uten tilbakeføring av avgiften (se drøftingen i *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3 nedenfor) vil kunne gi betydelige konkurransevridende effekter dersom ikke andre land også innfører slike avgifter.

Kommunal sektor

I *avløpssektoren* er fordelingsvirkningene både knyttet til hvilke kommuner som får pålegg om opprensing på sine ulike renseanlegg, og til finansieringen av investeringer og løpende kostnader.

Arbeidet på avløpssektoren følger de samme prinsipper som ellers i norsk forurensningspolitikk, slik at de mest lønnsomme tiltakene gjennomføres først. Dette innebærer at det er de hardest belastede resipientene og de største kildene som får pålegg først. Det stilles videre ut fra kostnadseffektivitetshensyn strengere krav til store enn til små anlegg. Forskjellen er liten når det gjelder fosfor. For nitrogen er det ut fra kostnadseffektivitetshensyn bare planlagt å gi pålegg om nitrogenfjerning for de aller største renseanleggene. Denne differensieringen av konsesjonskravene ut fra kostnadseffektivitet innebærer en tilnærming til vårt teoretiske referansepunkt, og skaper ikke uheldige fordelingsvirkninger så lenge ingen pålegg innebærer høyere kostnader for forurenserne enn det de ville ha betalt i tiltakskostnader og avgiftsproveny ved en teoretisk ideell avgift. En riktig utført tiltaksanalyse vil i utgangspunktet sikre at dette ikke skjer. Uheldige fordelingsvirkninger vil da først og fremst oppstå ved at de forurenserne som ikke får pålegg, ikke betaler for sin del av forurensningen.

Dette blir spesielt tydelig for *nitrogen*, hvor dagens tilnærming basert på kostnadseffektivitet fører til at all nitrogenfjerning skjer på et relativt lite antall store anlegg, mens flertallet av kommuner og tettsteder slipper å gjøre noe med sine nitrogen-utslipp. Abonnentene tilknyttet de store anleggene kan slik sies å rense på vegne av andre husstander eller hele samfunnet. Videre er nytten av nitrogen-tiltakene knyttet til en større region, og vil i flere tilfeller ha liten direkte effekt for miljøkvaliteten ved utslippsstedet. Kostnadene til bygging av nitrogentrinn kan derfor tenkes utjevnet gjennom miljøpolitiske virkemidler. For fosfor er virkningene av

avløpstiltak så lokal og tiltakene dekker en så stor del av husstandene at vi kan se helt bort fra dette aspektet.

Stordriftsfordeler fører til at bykommuner med gjennomgående store renseanlegg og korte ledningsnett pr. innbygger har lavere kostnader pr. husstand enn landkommuner som har samme rensegrad. Dette er kostnadsforskjeller som ikke er i strid med prinsippet om at forurenser skal betale. Slike forskjeller bør derfor ut fra en miljøpolitisk vurdering ikke utjevnes. En ren fordelingspolitisk vurdering kan imidlertid tilsi at forskjeller som bl.a. skyldes slike faktorer i noen grad bør jevnes ut.

Det interne opplegget for *finansiering* av avløpssektoren i den enkelte kommune er i stor grad et kommunalpolitisk fordelingsspørsmål uten direkte miljøpolitisk betydning. Kommunene bør selv bestemme om fordelingen av rensekostnader på bedrifter og husstander skal knyttes til hvert enkelt anlegg eller til kommunens totale avløpstiltak, hvordan kostnadene skal fordeles over tid, og i hvilken grad finansieringen skal skje gjennom kommunale vann- og kloakkavgifter eller gjennom andre inntekter som eiendomsskatter, og fordelingen mellom tilknytningsavgift og årsavgift. En fordel med finansiering gjennom eiendomsskatt ut fra en lokal vurdering er at denne ikke er momsbelagt. Ut fra prinsippet om at forurenser skal betale bør kommunen som et utgangspunkt i størst mulig grad differensiere de kommunale avgifter (gebyrer) ut fra kostnadene. I praksis vil en slik differensiering både teknisk/administrativt og politisk kunne være problematisk innenfor samme kommune. De kommunale vann- og kloakkavgiftene må etter loven kreves inn gjennom henholdsvis *tilknytningsavgift og årsavgifter*. På årsbasis utgjør tilknytningsavgiften i hele landet i størrelsesorden 10 % av årsavgiften. Den gjennomsnittlige tilknytningsavgiften for vann og avløp i Norge var i 1991 på 16.800 kroner, mens årsavgiften var på 2.800 kroner (vann og avløp). Tilsvarende i Sverige var 70.000 kr/ 4.000 kr, og i Danmark 39.600 kr/3.000 kr (St.meld. nr. 64 (1991-92)). Ut fra en teoretisk drøfting med utgangspunkt i prinsippet om at forurenser skal betale burde tilknytningsavgiften differensieres slik at den dekker de faktiske tilknytningskostnadene til hver enkelt husstand, mens årsavgiften burde dekke de løpende drifts- og miljøkostnader. Alternativt kan det ut fra dagens praktisering av tilknytningsavgiften (lavt nivå og ingen insentivvirkninger) argumenteres for å innarbeide denne i årsavgiften for å forenkle innkrevingen.

Utvalget mener at disse spørsmålene er av kommunalpolitisk karakter, og ser det ikke som sin oppgave og trekke opp regler når det gjelder fordelingen mellom tilknytningsavgift og årsavgift.

Tilskuddsordningen til investeringer i avløpssektoren er opprettet for å stimulere til en tilstrekkelig fremdrift i opprydningen i avløpssektoren. Ordningen supplerer således konsesjonssystemets pålegg om rensing. Videre er det søkt å motvirke de uheldige fordelingsvirkningene i forhold til situasjonen før tiltak som kan oppstå i kloakksektoren grunnet pålegg om rensing. Etter omleggingene de to siste årene er tilskuddsordningen konsentrert om å utjevne kostnadene til nitrogenfjerning og om å tilgodese de kommunene som har de høyeste avløpskostnadene pr. p.e. tilknyttet kommunalt nett.

23.3 ANALYSE AV GENERELLE ØKONOMISKE VIRKEMIDLER FOR Å REDUSERE N-AVRENNINGEN FRA LANDBRUKET

Både NOU 1992:3 «Mot en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk i 1990-årene» og St.meld. nr. 64 (1991-92) «Om Norges oppfølging av nordsjødeklarasjonene» etterlyser en drøfting av mer generelle virkemidler for å redusere avrenningen av nitrogen fra landbruket.

I tiltaksanalysen (SFT-rapport 92/14) presentert i *"Kostnadseffektivitet"* i avsnitt 23.2.2, ble tiltak som reduserer gjødselnivået pr. arealenhet fremhevet som kostnadseffektive tiltak mot nitrogenavrenning både innen landbrukssektoren og på tvers av sektorene. Samtidig ble usikkerheter og effekter i form av redusert avrenning understreket. Beregningene tar utgangspunkt i tiltakets virkninger gjennom redusert gjødsling og den effekt dette ble antatt å ha på avrenning av nitrogen. Effekten av tiltaket har siden vært gjenstand for omfattende diskusjoner i ulike fagmiljøer. Uten å ta stilling til den pågående debatt mener utvalget at substitusjonsvirkningene av generelle økonomiske virkemidler på dette området er interessante. Nedenfor er viktige substitusjonsvirkninger av slike generelle virkemidler omtalt.

23.3.1 Substitusjonseffekter

Dersom tilgangen på handelsgjødselnitrogen gjennom generelle virkemidler begrenses (kvote), eller innsatsfaktoren gjøres vesentlig dyrere (avgift), vil dette føre til en bedre utnyttelse av – og husholdering med enhver form for nitrogen som bonden har tilgang på. I tillegg kan alternative nitrogenkilder bli tatt i bruk. Verdien av alle former for nitrogen vil øke i takt med prisen på handelsgjødsel, som representerer alternativkostnaden.

Substitusjonseffekten innebærer at miljøvennlige tiltak med sikte på å begrense nitrogenavrenningen kan bli mer lønnsomme for produsentene og dermed raskere iverksatt. Nedenfor trekkes frem eksempler som kan illustrere dette forholdet. For enkelte tiltak (her substitusjonseffekter) vil det kunne oppnås større effekter gjennom bruk av andre virkemidler. Hvilke virkemidler som er de mest kostnadseffektive kan ikke besvares uten en nærmere studie av dette.

Bedre utnyttelse av husdyrgjødsla vil være den dominerende substitusjonseffekten av generelle økonomiske virkemidler. Husdyrgjødsla vil gjennom generelle økonomiske virkemidler som avgift/kvote på handelsgjødsel bli mer verdt (få en høyere alternativverdi), og det blir viktigere å utnytte denne bedre gjennom bruk av gjødselplan, utbedring av gjødsellagre, riktige spredemengder, riktig spredetidspunkt etc. I forhold til dagens forskriftsregulering vil generelle virkemidler på dette området kunne bidra til at produsenten i større grad får en egenmotivasjon til å ta vare på næringsstoffene i husdyrgjødsla.

Delt gjødsling er et tiltak som er anbefalt i tiltaksanalysen. For å øke effektiviteten til nitrogenet kan gjødsla fordeles på flere gjødslinger og dermed tilpasses bedre til plantenes behov. Økt pris på gjødsla kan bidra til at gjødsla blir bedre utnyttet. Generelle økonomiske virkemidler som avgift, kvote, pant eller økt pris på produkter med høyere proteininnhold vil avhengig av doseringen stimulere til delt gjødsling. Dersom en høy nitrogenpris (avgift) kombineres med et proteinprissystem har vi en panteordning, jf. *"Alternative generelle økonomiske virkemidler for å redusere nitrogen-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3.4.

Delt gjødsling har gjennom lang tid vært brukt i grasproduksjon, og er i de siste årene gjennom virkemidlet «differensiert proteinprissystem» utviklet også når det gjelder hveteproduksjon (vår- og høsthvete), særlig med sikte på å øke kornets proteininnhold (som er direkte korrelert med nitrogeninnholdet i kornet). Videre utviklingspotensiale for tiltaket kan være et differensiert prissystem også for bygg og havre.

Fangvekst er også et tiltak som ble vurdert i tiltaksanalysen. Tiltaket innebærer at det etter en aktuell vekst (f.eks. korn) står igjen en vekst (oftest en grasvekst) som utover høsten tar opp lettløselig næring i jorda samtidig som røttene reduserer erosjon. Det er usikkert hvor stor effekt generelle økonomiske virkemidler vil ha i forhold til dette tiltaket. Dette henger særlig sammen med i hvilken grad det nitrogenet

fangveksten tar opp blir utnyttet (enten som fôr ved høstslått eller som gjødsel året etter gjennom nedmolding sent om høsten). Fangvekst sådd etter innhøsting har vist seg å ha begrenset effekt, mens fangvekst sådd om våren eller på forsommeren har vist seg å ha betydelig bedre effekt. Dyrkingssystemer for innsådde fangvekster er foreløpig ikke tilstrekkelig utviklet for bruk i praksis.

Redusert jordarbeiding er også et tiltak som er omtalt i tiltaksanalysen. Fordi gjødseleffekten av redusert jordarbeiding i forsøk til nå har vist seg å være liten, er det lite sannsynlig at dette tiltaket i særlig grad vil være en substitusjonseffekt av generelle økonomiske virkemidler.

Nitrogenfikserende belgvekster (f.eks. kløver) vil utgjøre et alternativ til handelsgjødselnitrogen, og er i økologiske dyrkingssystemer hovedkilden til nitrogen. Ved innføring av virkemidler som begrenser tilgangen på nitrogen (kvote) eller øker prisen på nitrogen (avgift) vil bruken av nitrogenfikserende belgvekster stimuleres. Avhengig av dyrkingsmetoder *kan* dette føre til like stor nitrogenavrenning som før. Dette er et eksempel på en substitusjonseffekt av generelle økonomiske virkemidler som ikke udelt er positiv.

23.3.2 Teoretisk optimal virkemiddelbruk

Det vises til *"Økonomisk teori om virkemiddelbruk"* i kapittel 16 «Økonomisk teori om virkemiddelbruk», hvor det ble tatt utgangspunkt i aktuell virkemiddelbruk dersom tilnærmet «ideelle» forutsetninger lå til grunn. I forhold til de teoretisk «ideelle» forutsetningene er landbrukssektoren bl.a. preget av administrerte produktpriser, sterk samvariasjon mellom stoffene N og P (som påvirker prioriteringen av tiltak og virkemidler), ikke konstant forhold mellom marginal skade og mengden av innsatsfaktorer, ulik virkning av utslipp i ulike resipienter (særlig lokalt), og akkumulerte langtidsvirkninger.

I beregningene under er det tatt utgangspunkt i at N-avrenningen fra landbruksarealer på lang sikt er korrelert med den årlige N-tilførselen til jorda. Videre tas det utgangspunkt i at avrenningen av N fra et dekar jord eller pr. kg produktmengde i en normal situasjon vil øke med stigende N-mengder i det aktuelle gjødslingsnivået, og øke raskere ved høye N-mengder (brattere og brattere marginal skadekostnadskurve ved N-mengder over «norm-gjødsling»). Dersom denne forutsetningen ikke gjelder, vil virkemidler som senker forbruket av nitrogen pr. arealenhet (se *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3 og vedlegg I) ikke ha noen virkning på avrenningen av N. Som tidligere nevnt er dette omdiskutert.

Det er videre ikke mulig å måle utslippet eller miljøtilstanden direkte. En indirekte regulering gjennom innsatsfaktoren N er derfor det som kan være aktuelt. En forutsetning er imidlertid at effekten på N-avrenningen må avklares nærmere.

Nitrogen tilføres jorda gjennom egenprodusert og innkjøpt *husdyrgjødsel*, indirekte gjennom *kjøp av fôr*, gjennom bruk av *kunstgjødsel*, via *nedbør* og fra luft via *nitrogen-fikserende vekster* (belgvekster). Prisendringer på handelsgjødsel eller fôr vil påvirke bruken av de andre faktorene i den grad de er styrbare.

I *"Økonomisk teori om virkemiddelbruk"* i kapittel 16 pekes det på at avgift og kvote er likeverdige som virkemidler under tilnærmet ideelle forutsetninger. Ut fra den marginale skadekostnadskurven for N-tilførsel er det under tilnærmet ideelle forutsetninger behov for en differensiering av avgiften eller kvoten på hvert jordstykke som gjødsles ut fra gjødslingsnivå (kg N pr. daa) og resipientforhold.

Også nedbørsmengder og N-innhold i nedbør vil ha betydning for skadekostnadskurven, siden N også tilføres gjennom nedbør. I praksis vil dette være umulig å gjennomføre, og forenklinger vil være påkrevet.

Ideelt sett er det *nitrogenoverskuddet* etter at avlingen er fjernet som sammen med N-reservene i jorda i et langsiktig perspektiv utgjør potensialet for N-avrenning. Ved å betrakte hvert gårdsbruk som et lukket system, er det mulig å tenke seg et *pantesystem* som bare avgiftsbelegger dette overskuddet av nitrogen. Pantesystemet måtte da ideelt sett avgiftsbelegge alle nitrogen-kilder inn i systemet, og gi dette tilbake gjennom en subsidiering av N-innholdet i produktene. Videre måtte satsene ideelt sett differensieres i forhold til den marginale skadekostnadskurven ut fra aktuell resipient og ut fra nedbørsforhold.

23.3.2.1 Utløste tiltak på kort og lang sikt

Under tilnærmet ideelle forutsetninger vil et pantesystem som avgiftsbelegger forbruket av nitrogen i produksjonen, og belønner nitrogen i produktene, stimulere til tilpasninger i jordbruket som øker effektiviteten av innsatsfaktoren nitrogen, og som dermed reduserer det potensielle overskuddet av nitrogen som i et kortere eller lengre perspektiv kan gi avrenning. Den økonomisk optimale tilpasningen når det gjelder gjødselnivå vil avhenge av satser på avgift og subsidiering.

Pantesystemet vil stimulere til *redusert nitrogenoverskudd* på den enkelte gård bl.a. gjennom *substitusjonsvirkninger* mot bedre utnyttelse av egenprodusert gjødsel (husdyrgjødsel) og medvirke til større interesse for nitrogenfikserende belgvekster.

Et redusert overskudd av nitrogen i produksjonen trenger ikke nødvendigvis å føre til lavere avlingsnivå. Redusert overskudd av nitrogen kan også oppnås gjennom høyere proteininnhold (N-innhold) i produktene som en følge av bedre dyrkingsteknikker. Det er likevel sannsynlig at en hovedvirkning av pantesystemet i forhold til dagens tilpasning er redusert gjødslingsnivå og lavere avlinger.

Pantesystemet vil stimulere til bedre utnytting av husdyrgjødsla på husdyrbrukene ved at det legges økt vekt på å sikre gjødslas næringsinnhold slik at plantene kan nyttiggjøre seg dette. Dette vil virke i retning av større foretaksøkonomisk interesse for tiltak som spredning i vekstsesongen, tette gjødsellagre, rask nedmolding av husdyrgjødsla etter spredning etc.

23.3.3 Begrensninger i forhold til teoretiske forutsetninger

I *"Oversikt over miljøproblemet og arbeidet på området"* i avsnitt 23.1 foran ble det pekt på at landbrukssektoren bl.a. preges av politisk styrte produktpriser, samvariasjon mellom stoffene N og P (som påvirker prioriteringen av tiltak og virkemidler), ikke konstant forhold mellom marginal skade og mengden av innsatsfaktorer, ulik virkning av utslipp i ulike resipienter (særlig lokalt), og akkumulerte langtidsvirkninger. Med dette utgangspunkt er det i vedlegg I drøftet hvordan et pantesystem ideelt sett kan fungere.

Dersom det i pantesystemet skal tas hensyn til *resipientforhold* ved beregning av satsene for avgifter og subsidier (høyere avgifter på N-innsatsfaktorer og høyere subsidier på N i produkter i sårbare resipienter) vil systemet bli svært komplisert, og det vil oppstå både beregningsproblemer og kontrollproblemer (f.eks. mellomhandel med innsatsvarer med andre avgiftssatser) som vil være uoverkommelige. Dermed vil en flat avgiftssats for hele landet være et nødvendig kompromiss dersom systemet skal gjennomføres.

Videre vil alternative nitrogen-kilder (innkjøpt husdyrgjødsel og belgvekster) være vanskeligere å avgiftsbelegge enn handelsgjødsel (og kraftfôr). *Belgvekster* som fikserer nitrogen kan vanskelig avgiftsbelegges ut fra antatt nitrogen-fiksering uten at dette blir svært tilfeldig (f.eks. ut fra antall daa med belgvekster i ulike kate-

gorier). Det er imidlertid her verdt å merke seg at det ut fra miljøkriterier kan trekkes et skille mellom nitrogen fra belgvekster som en fornybar nitrogen-kilde i motsetning til nitrogen fra handelsgjødsel som er basert på bruk av olje ved fremstillingen, dvs. en ikke-fornybar energikilde).

I beskrivelsen av det «ideelle» virkemidlet pant er det gått ut fra at de ulike produktene fra jordbruket (melk, kjøtt, korn, grønnsaker, etc.) subsidieres gjennom et *pristillegg med utgangspunkt i nitrogen-innholdet* (protein-innholdet) i produktene. I en del tilfeller vil det være aktuellt å foreta analyser av protein-innholdet (dette gjøres i dag for hvert parti av melk og mathvete før avregning). I andre tilfeller kan det være aktuellt bare å foreta standardberegninger med utgangspunkt i kg produkter (f.eks. for kjøtt) for at analysekostnader og administrative kostnader med systemet skal kunne holdes på et rimelig nivå. Når det gjelder *dyrking av fôr* som inngår som mellomprodukter på den enkelte gård må det i praksis godtas et større prosentvis nitrogen-overskudd fordi det blir flere naturlige tapsposter på veien.

En konklusjon når det gjelder praktiseringen av et pantesystem er at hovedproblemet vil oppstå i forhold til nitrogen-fikserende vekster som vanskelig kan avgiftsbelegges som nitrogen-kilde.

23.3.4 Alternative generelle økonomiske virkemidler for å redusere nitrogen-avrenningen fra landbruket

Følgende generelle økonomiske virkemidler kan teoretisk bidra til å redusere avrenningen av nitrogen fra landbruket:

- Ytterligere reduksjon av produktpriser
- Økning i avgiften på handelsgjødsel-nitrogen
- Innføring av topris på handelsgjødsel-nitrogen
- Innføring av kvoter på handelsgjødsel-nitrogen
- Innføring av pant på handelsgjødsel-nitrogen

Avgift, topris og kvoter på handelsgjødsel er i grove trekk nyanser av det samme prinsippet om å redusere tilgjengeligheten av handelsgjødsel-nitrogen. Fordelingsvirkninger og grad av gjennomførbarhet varierer imidlertid mellom de ulike virkemidlene.

Reduserte priser på produktene er et virkemiddel som i miljømessig sammenheng virker ved å endre forholdstallet mellom gjødselpris og produktpris (som en avgift på gjødsel). I motsetning til en miljøavgift på handelsgjødsel vil en senking av produktprisene ikke nødvendigvis bidra til en positiv substitusjonseffekt i forhold til husdyrgjødsel. Videre er fordelingsvirkningene av senkede priser vesentlig større enn ved en avgift dersom samme reduksjon i nitrogen-avrenning skal oppnås.

Avgift på handelsgjødsel-nitrogen er innført i Norge. Avgiften er idag på 19 %. I en praktisk tilpasning er det ikke den prosentvise avgiften, men *forholdet mellom produktpris og gjødselpris* som har betydning for gjødslingsnivået. Dagens avgift på handelsgjødsel-nitrogen (flat avgift uavhengig av resipient og gjødslingsnivå) griper direkte inn i kostnadsbildet til den enkelte produsent fra første kg handelsgjødsel-nitrogen som benyttes. En sterk økning av avgiftsnivået vil forverre bøndenes konkurransevilkår i forhold til andre land, og vil samtidig kreve en løsning på de betydelige problemer som knytter seg til inntektsfordelingseffekter (spørsmålet om tilbakeføring av avgiften av hensyn til lønnsomheten i produksjonen). Dette drøftes nærmere i avsnitt 23.3.4.3 nedenfor.

Topris på handelsgjødsel-nitrogen er en blanding av avgift og kvote, og vil kunne redusere inntektsfordelingseffektene av en avgift. Systemet vil imidlertid kreve et administrativt apparat som både tildeler kvote og innkrever avgift (ved kjøp

utover kvote). *Kvoter på handelsgjødsel-nitrogen* ligner på et toprissystem, men «avgiften» ved kjøp utover kvote finnes ikke (ikke-omsettbare kvoter) eller bestemmes direkte i markedet gjennom kjøp og salg (omsettbare kvoter). Myndighetene kan i et slikt system teoretisk ha tilnærmet full kontroll med totalforbruket av handelsgjødsel-nitrogen gjennom fastsettelsen av kvotene. I denne sammenhengen drøftes i vedlegg I et system med *omsettbare kvoter* på handelsgjødsel-nitrogen. Et slikt system kan i sin aller enkleste variant utformes som en lik kvote pr. daa dyrket mark. Hver produsent får tildelt en kvote (total nitrogen-mengde i handelsgjødsel for sin driftsenhet) som benyttes ved kjøp av handelsgjødsel. Kvoten er lik uansett plantevekst og husdyrantall, og kvoten kan omsettes (hele eller deler) som et hvilket som helst annet driftsmiddel (som halm, høy, maskiner, redskap etc.). Kvotesystemet kan også bygges opp slik at det tar hensyn til vekster, dyretall, antatte avlinger etc.

Pant på handelsgjødsel-nitrogen kan i prinsippet utformes som en kombinert avgift og refusjonsordning beregnet i ettertid ut fra nitrogenbalansen på hvert bruk (se *"Substitusjonseffekter"* i avsnitt 23.3.1). I en beregning av virkninger av pant inngår da innkjøpt nitrogen (fôrmidler, gjødsel) og utført nitrogen (produkter). En slik panteordning vil ligge nærmere opp til de faktiske miljøskadene fra landbruket, men vil på den annen side føre til økte administrasjons- og kontrollkostnader. Et lignende system diskuteres i Danmark og Nederland.

I vedlegg I er det gjennomført beregninger som viser samfunnsøkonomiske kostnader og fordelingsvirkninger av avgifter, salgbare kvoter og et pantesystem. Beregningene i vedlegget innebærer først og fremst en innbyrdes sammenligning av kostnader og fordelingsvirkninger mellom ulike generelle økonomiske virkemidler. De virkemidlene som er drøftet i vedlegget kan medføre ulike nytteeffekter i form av substitusjonseffekter. I forhold til direkte avrenningseffekter grunnet lavere gjødsling pr. arealenhet er virkemidlene likestilt. Ulik vurdering av disse nyttevirkningene påvirker derfor ikke rangeringen mellom dem. I forhold til en sammenligning av kostnadseffektiviteten mellom de generelle økonomiske virkemidlene og andre virkemidler (direkte reguleringer) vil de totale nyttevirkningene ha avgjørende betydning.

Det er i vedlegget lagt stor vekt på de fordelingsmessige sidene ved de ulike virkemidlene fordi dette kriteriet i praktisk politikk ser ut til å være av betydning. Fordelingsmessige sider vil både kunne oppstå mellom grupper av bønder, mellom bønder og samfunnet for øvrig, og som konkurransemessige vridninger i forhold til landbruksprodukter fra andre land.

23.3.5 Konklusjon vedrørende generelle virkemidler for å redusere nitrogen-avrenningen fra landbruket

Tiltaket «redusert bruk av handelsgjødsel pr. arealenhet» er gjennom tiltaksanalysen (SFT-rapport 92/14) beregnet å være et kostnadseffektivt tiltak for å redusere nitrogen-avrenningen fra jordbruket. Disse resultatene har senere vært gjenstand for omfattende diskusjoner mellom ulike fagmiljøer.

Beregningene i vedlegg I peker i retning av at generelle økonomiske virkemidler på dette området kan innebære vesentlig lavere samfunnsøkonomiske kostnader enn det tiltaksanalysen beregnet. De samfunnsøkonomiske kostnadene er særlig knyttet til avlingstap ved redusert gjødselbruk. Den marginale prisen på avling vil derfor ha stor betydning for hvilken nytte slike generelle økonomiske virkemidler må generere for at de skal være kostnadseffektive i forhold til andre virkemidler. I beregningene i vedlegg I er det tatt utgangspunkt i norsk prisnivå på landbruksprodukter. Lavere marginale priser (f.eks. med utgangspunkt i aktuell importpris) vil gi

lavere kostnader, og dermed mindre behov for nyttevirkninger for at virkemidlene skal være kostnadseffektive i fht. andre tiltak og virkemidler.

Utvalget vil ved vurderingen av generelle økonomiske virkemidler på dette området (avgifter etc.) ved siden av omdiskuterte virkninger av redusert gjødsling på avrenningen legge vekt på slike virkemidlers substitusjonseffekter i forhold til tiltak som bidrar til en bedre husholdering med nitrogen-ressursene (særlig gjennom bedre utnyttelse av husdyrgjødsla).

Når det gjelder sammenligningen mellom ulike generelle økonomiske virkemidler, viser beregningene i vedlegg I at det foreslåtte pantesystemet vil ligge nærmest opp til den teoretisk mest optimale virkemiddelbruken både når det gjelder insentivvirkninger og dynamiske virkninger både på kort og lang sikt. Deretter følger en miljøavgift (eventuelt med tilbakeføring av avgiften av hensyn til inntektsomfordelingsvirkningene). Omsettbare kvoter vil medføre noe mer administrasjon, og vil dermed i en sammenligning mellom de tre generelle økonomiske virkemidlene komme noe dårligere ut i forhold til kostnadseffektivitet. Omsettbare kvoter på handelsgjødsel vil imidlertid være mer styringseffektiv i forhold til totalt forbruk av handelsgjødsel.

Forskjellen i kostnadseffektivitet mellom de tre virkemidlene er svært liten, slik at det i praksis blir andre forhold enn kostnadseffektiviteten som blir avgjørende for eventuelle valg mellom disse. Sentralt her er inntektsfordelingsvirkninger, internasjonale rammebetingelser og det generelle kostnadsnivået i jordbruket. En avgift uten former for tilbakeføring vil medføre store inntektsfordelingsvirkninger, mens et kvotesystem kan gjennomføres uten særlige inntektsfordelingseffekter.

I en vurdering av kostnadseffektiviteten av generelle økonomiske virkemidler i forhold til dagens direkte reguleringer er det i tillegg til de samfunnsøkonomiske kostnadene også nødvendig å trekke inn avrenningseffektene av de ulike virkemidlene. Det blir da langt vanskeligere å finne anslag som det er faglig enighet om på grunn av mangelfullt datamateriale på dette området. Prinsipielt er det behov for et datamateriale som i et langsiktig perspektiv angir gjennomsnittlig avrenning (av nitrogen) som en funksjon av den årlige nitrogentilførselen.

Forutsatt at nytteeffekten i form av redusert avrenning er slik at generelle økonomiske virkemidler fortsatt viser seg å være kostnadseffektive i forhold til direkte reguleringer, vil det etter utvalgets vurdering være mulig å nærme seg en teoretisk optimal virkemiddelbruk (et pantesystem) gjennom en gradvis utbygging av dagens system med avgift på handelsgjødsel-nitrogen. Dette vil også bidra til å kaste mer lys over eventuelle effekter av dyrere handelsgjødsel-nitrogen i form av gjødseleffekter, avrenningseffekter og substitusjonseffekter. Både substitusjonsvirkninger og eventuelle virkninger av redusert gjødsling pr. arealenhet vil teoretisk inntre allerede med et lavt avgiftsnivå.

Utvalget vil videre peke på den usikkerheten som i dag råder når det gjelder fremtidige rammebetingelser for norsk landbruk. Særlig vil de pågående EU-forhandlinger være avgjørende for hvilken nasjonal kontroll myndighetene vil ha i forhold til landbrukspolitikken. De problemene som er reist i *"Analyse av generelle økonomiske virkemidler for å redusere N-avrenningen fra landbruket"* i avsnitt 23.3 er imidlertid i stor grad av generell karakter også i forhold til andre europeiske lands landbruk og landbruksforurensninger. Konklusjonene har derfor etter utvalgets vurdering overføringsverdi også dersom rammebetingelsene for norsk landbruk endres.

Utvalgsmedlem Eivind Berg viser til at man i nyere forsøksresultater i liten grad har oppnådd redusert avrenning ved å gjødsle med mindre mengder nitrogen enn det plantene kan nyttiggjøre seg. Miljøtiltakene i landbruket kan stimuleres mer effektivt ved bruk av andre virkemidler enn de generelle økonomiske, jf. merknad under avsnitt 23.5 nedenfor.

23.4 KOSTNADSEFFEKTIVE VIRKEMIDLER FOR RENSING AV KLOAKK PÅ KOMMUNALE RENSEANLEGG

Rensing av kloakk på kommunale renseanlegg omfatter ved siden av fjerning av fosfor og nitrogen også fjerning av en rekke andre forurensende komponenter (virus, bakterier, organisk stoff, miljøgifter etc). Som vurderingene omkring den tverrsektorielle tiltaksanalysen for utslipp av N og P til Nordsjøen i del 23.2.2 viser, peker videre nybygging og utbedring av eksisterende fosforrenseanlegg (som også fjerner det meste av de andre komponentene unntatt nitrogen) seg ut som kostnadseffektive tiltak med sikte på å nå målene i nordsjødeklarasjonen. Det samme gjelder bygging av rensetrinn for nitrogenfjerning ved de største renseanleggene. I det følgende skal vi vurdere valg av virkemidler for å utløse byggingen av disse anleggene.

23.4.1 Teoretisk optimal virkemiddelbruk

I *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2 er det pekt på at en avgift på utslippet og en omsettelig utslippskvote under ideelle forutsetninger vil ha de samme insentivvirkningene, og i større grad enn direkte regulering sikre kostnadseffektivitet mellom kilder og gi bedre insentiver til dynamisk effektivitet.

Et totalt rensesystem i avløpssektoren består ved siden av enkeltutslippene fra husstandene av avløpsnett og renseanlegg. I avløpsnettet kan det både skje innlekking av vann, og utlekking av næringsstoffer/kloakk. Videre kan det i renseanlegget eller i ledningsnettet slippes ut urenset kloakk i overløp dersom mengden avløpsvann er større enn anleggets kapasitet (f.eks. grunnet innlekking eller inntak av overflatevann, ofte ved flomsituasjoner). Kloakkutslippene starter ved den enkelte husstand eller bedrift som er tilkoblet kommunalt avløpsnett. Dersom en utslippsavgift ilegges ut fra det faktisk målte utslippet fra renseanlegget, vil dette gi insentiver i retning av lekkasjer i avløpsnettet frem til renseanlegget. Dersom en utslippsavgift ilegges ut fra differansen mellom målinger av de næringsstoffene som går inn i anlegget og de som går ut (anleggets faktiske renseeffekt), vil også dette kunne gi insentiver i retning av lekkasjer i avløpsnettet, siden det på den måten er mulig å underdimensjonere anlegget for å spare kostnader.

Et ideelt avgiftssystem på avløpssektoren bør ut fra dette for det første *avgiftsbelegge utslippene fra den enkelte husstand* ut fra målinger av mengde forurensende stoffer, og dernest *refundere avgiften til kommunen ut fra de mengder av nitrogen og fosfor som er dokumentert renset bort i renseanlegget.* Dette vil tilsvare mengden P som er samlet opp i slammet, og mengden N som er frigjort som N_2 til luft pluss N i slam. På denne måten kan avgiftssystemet fange opp den totale renseeffekten i hele avløpssystemet, fra utslippskilden (husstander og bedrifter), gjennom avløpsnettet og forbi renseanlegget, og avgiftslegge nettoutslippet presist. Et slikt system vil ved optimale nivåer på avgiften og refusjonen også gi riktige insentiver til å effektivisere både ledningsnettet og renseanlegget, og til å begrense innslippene til nettet ved tiltak hos primærkildene. Et slikt avgifts- og refusjonssystem vil måtte være statlig, og avgifts- og refusjonssatsene settes lik den marginal skaden av hver utslippskomponent i hver resipient. En omsettelig kvote for nettoutslippet beregnet ut fra samme differanse som avgiften, vil under ideelle forutsetninger kunne fungere på samme måte. Ideelle forutsetninger innebærer bl.a. at marginale skade er lik for alle utslipp, jf. *"Valg mellom ulike typer virkemidler under ideelle forutsetninger"* i avsnitt 16.2 hvor dette er nærmere beskrevet.

23.4.2 Begrensninger i forhold til «ideelle» forutsetninger og konklusjoner

Skillet mellom lokale og regionale problemer

Utslipp av kloakk fra kommunale avløpsanlegg vil både ha en lokal komponent (fosfor, organisk stoff, smittestoffer, dvs. fosforfjerning) og en regional komponent (nitrogen i ytre Oslofjord, dvs. nitrogen-fjerning), jf. *"Årsaker til miljøproblemet"* i avsnitt 23.1.2.

Ser vi først på valg av virkemidler mot de lokale problemene, synes det klart at bruk av generelle økonomiske virkemidler som utslippsavgifter eller omsettelige kvoter ikke er godt egnet for å utløse bygging av fosforfjerningsanlegg. Utslippsavgiften (og refusjonen) for fosfor (inkl. de andre stoffene med overveiende lokal virkning) vil nemlig i dette tilfellet *generelt måtte differensieres fra resipient til resipient* ut fra lokale forhold, dersom det skal oppnås en kostnadseffektivitet på linje med dagens system. En slik differensiering vil sannsynligvis kreve minst de samme administrasjonskostnader som dagens konsesjonssystem, og vil innebære redusert styringseffektivitet. Omsettelige kvoter vil heller ikke være egnet for dette formålet.

For det regionale nitrogenproblemet er imidlertid spørsmålet mer åpent, og utvalget har i det følgende valgt å foreta en foreløpig drøfting av mulige praktiske opplegg for bruk av økonomiske virkemidler for dette tilfellet.

Foreløpig vurdering av mulige praktiske systemer for utslippsavgift og omsettelige kvoter for nitrogen fra kommunalt avløp

En avgift (eller omsettelige kvote) bare for de regionale virkningene av nitrogen vil kunne utformes på en enklere måte enn for de lokale problemene. Antakelig vil man kunne oppnå en tilstrekkelig grad av styringseffektivitet gjennom å dele kommunene i «Nordsjøområdet» inn i 2-3 soner ut fra variasjonen i skader pr. kg utslipp, og la resten av landet være unntatt fra avgiften.

De måletekniske problemene utgjør et hovedproblem i forhold til praktiseringen av et slikt avgifts- og refusjonsystem for nitrogen i avløpssektoren. Systemet krever ideelt sett at utslippene fra hver husstand registreres gjennom målinger. Dette synes å være praktisk og økonomisk umulig. Innstallering av vannmålere i hver husstand/bedrift kan indirekte gi et estimat på utslippsmengdene, jf. *"Insentivvirkningene av de kommunale vann- og kloakkavgiftene"* i avsnitt 23.4.3. Hvorvidt et slikt estimat vil være godt nok for utformingen av en differensiert statlig nitrogenavgift kan diskuteres, og kostnadene vil være store, kanskje prohibitive i mange tilfeller.

Et mer forenklet system kan tenkes å bygge på antall personekvivalenter (p.e.) tilkyttet renseanlegget. Antall p.e. vil da måtte brukes som indikator på nitrogenmengdene som slippes inn på avløpsnettet. Dette er imidlertid også en krevende løsning, fordi sammenhengen mellom anslått eller registrert antall p.e. tilknyttet og faktiske tilførsler av vann og næringssalter til renseanleggene varierer mye fra anlegg til anlegg, og beregninger av dette er komplisert. Faktorer som andel og type av industritilknytning, evt. sykehus eller andre spesielle kilder, antall av pendlere og tidsrom for pendling etc. spiller sammen med ledningsnettets kvalitet sterkt inn på behovet for rensekapasitet. Utforming av et beregningsgrunnlag for avgiften som vil likebehandle alle anlegg vil derfor være krevende, og bl.a. innebære målinger for å kalibrere og forbedre tilførselsmodellene.

I et slikt avgiftssystem vil det kun være kommunen (eieren av renseanlegget) som betaler avgifter og får refusjon. Det betales inn avgift pr. personekvivalent, og utbetales refusjon ut fra dokumentert rensing i renseanlegget. Dette krever tilstrekkelig sikre målinger både av rensegrad og totale vannmengder i renseanlegget, da

dette blir eneste registreringspunkt. Slike målinger foretas også i dag, men omfanget av dette, og kontrollinnsatsen, bør spesielt på de mindre anleggene økes betydelig ved innføring av en slik avgift. Omsettelige utslippskvoter for restutslippet av nitrogen etter samme nettoberegning er også tenkelig i prinsippet.

En slik virkemiddelutforming for nitrogen vil innebære en virkemiddelkombinasjon, der dagens konsesjonssystem videreføres for fosforrensing, mens behovet for regionale reduksjoner i nitrogen-avrenningen ivaretas av en utslippsavgift eller en omsettelig kvote. Fordelene ved et slikt system, sammenlignet med dagens konsesjonspraksis, vil ut fra en teoretisk vurdering være knyttet til:

i. evt. muligheter for å utløse bygging av nitrogen-rensetrinn ved andre kloakkrenseanlegg
ii. evt. muligheter for gjennomføring av andre tiltak som utløses av avgiften, f.eks. å redusere nitrogen-innslippene til nettet fra bedrifter med tilpasningsmuligheter
iii. bedre dynamisk effektivitet i forhold til driften av renseanlegg og oppgradering av ledningsnettet

Det er antakelig i praksis størst potensiale for å oppnå gevinster under moment (ii) og spesielt (iii). På lenger sikt, og i forhold til utløsing av mer marginale nitrogentiltak fra mindre og mer spredte kilder, synes det mer sannsynlig at avgiften også vil gi fordeler av type (i).

Fordelingsvirkningene av en avgift vil innebære en betydelig endring i forhold til dagens virkemidler. Satsene og dermed provenyet må nødvendigvis være ganske stort for at det skal kunne utløse de relativt store investeringene det er snakk om. Det vil sett med kommunenes øyne være en svært stor forskjell mellom en situasjon hvor de får en subsidie på inntil 50 % av investeringskostnadene, og en situasjon med en betydelig netto avgiftsinnbetaling og ingen tilskudd.

Avgrensning av avgiftssystemet og fastsettelse av beregningsgrunnlaget må også avklares. Det er to prinsippielle innganger, betaling pr. innbygger, eller betaling pr. rør med utslipp:

a) En fast avgift pr. innbygger eller pr. husstand i alle eller visse fylker og kommuner med en refusjon til de aktuelle renseanleggene vil tendere mot en øremerket avgift med finansieringsformål, og må derfor avvises. Dagens system med en tilskuddsordning finansiert av vanlige skatteinntekter er da å foretrekke. Tilskuddene kunne evt. som en tilpasning tildeles ut fra oppnådd renseeffekt istedet for utfra investeringskostnader.
b) Avgiftsgrunnlaget er målte/beregnede kloakkutslipp over en viss størrelse, og kreves av den som eier vedkommende rør, dvs. kommunen. Et hovedproblem i dette tilfellet er fastsetting av nedre grense for ordningen. Hvis grensen settes lavt (f.eks. 500 p.e.) vil administrasjonen bli mer omfattende, og et stort antall små og mellomstore tettsteder og kommuner i Nordsjøområdet vil over tid betale en avgift til staten uten at det er i nærheten av å være lønnsomt å gjennomføre tradisjonell nitrogenfjerning for disse. For de største kommunene vil innbetalt netto avgiftsproveny derimot gå ned etter at rensing er iverksatt, ved at de mottar betydelige refusjonsbeløp. Kommuner utenfor Nordsjøområdet vil være unntatt fra avgiften. Hvis grensen settes høyt (10.000 eller 20.000 p.e.) vil ordningen kunne oppfattes som en særskatt for de store byene, som kommer i tillegg til at de må bygge renseanlegg. Begge disse alternativene synes fordelingspolitisk problematiske.

Omsettelige kvoter for nitrogen kan ha fordeler fremfor en avgift, ved at styringseffektiviteten i forhold til mål er høy og omfordelingseffekten i forhold til dagens situ-

asjon kan bli mindre enn ved en avgift, samtidig som omsetteligheten sikrer kostnadseffektiv fordeling mellom kildene. Det vil også her være to prinsipielle systemer for praktisk tillemping av systemet, jf. punktene a og b ovenfor. Et system basert på tildeling av utslippskvoter til alle innbyggere eller husstander/bedrifter i Nordsjøområdet, med sikte på at disse skulle være aktører i kvotemarkedet synes ikke gjennomførbart i praksis.

En ordning basert på tildeling av omsettelige utslippskvoter til alle *renseanlegg/ utslippsrør* over en viss størrelse er det andre alternativet. Et alternativ basert på at alle utslipp over f.eks. 500 p.e. får utslippskvoter for nitrogen som er lavere enn dagens utslipp, synes ikke så mye mer realistisk enn tildeling pr. person. Siden kostnaden ved de små kommunenes egen tiltaksgjennomføring er det eneste som setter taket på prisen som de store kommunene vil kunne kreve av de små for å rense på deres vegne, vil dette systemet kunne innebære en ulik forhandlingssituasjon.

En enklere måte å implementere en ordning med omsettelige kvoter at (i) alle gjenstående nitrogen-fjerningsanlegg i hht. tiltaksanalysen (dvs. alle over 10.000 p.e. øst for Jomfruland) ble gitt utslippsgrenser på vanlig måte, men samtidig og omregnet som antall tonn nitrogen i reduksjonsforpliktelse. Det kunne så (ii) åpnes for handel med renseforpliktelsene i en begrenset tidsperiode (f.eks. 6-12 mnd.), og (iii) fordelingen av renseforpliktelser ved utløpet av denne perioden (dvs. etter eventuell handel) kunne bli rettskraftig som utslippskrav, og på vanlig måte danne grunnlag for søknader om investeringstilskudd og senere kontroll med overholdelse av kravene m.m.

Det er imidlertid usikkert om det vil bli noen omfattende handel, siden det i dette tilfellet dreier seg om et begrenset antall enkelttiltak i offentlig sektor, som er grundig utredet og diskutert forut for den initiale fordelingen. Siden investeringene er så tunge i forhold til driftskostnadene, vil den eventuelle kvotehandelen i stor grad bli et engangsfenomen, som i praksis i liten grad vil kunne bidra til dynamisk effektivitet på sektoren. Det er derfor vanskelig å se hvilke gevinster en slik omlegging vil kunne gi.

Kommunene vil i praksis ikke nødvendigvis opptre som vanlige nyttemaksimerende aktører, siden de er politisk styrte enheter der mange hensyn vil spille inn når beslutninger fattes. Dette kan bidra ytterligere til å forhindre kvotehandel. I den grad det blir noen handel, er det fare for at VEAS[16] som den helt dominerende aktør vil kunne få betydelig «markedsmakt» i evt. forhandlinger med de mindre kommunene.

Miljømyndighetene legger nå opp til en todelt gjennomføring av nitrogentiltakene i avløpssektoren, der bare de største anleggene som etter disse myndighetenes vurderinger helt sikkert vil inngå i en kostnadseffektiv politikk på tvers av sektorer, får pålegg i 1994 med ferdigstillelse innen 1998. De mer marginale anleggene er forutsatt bygget i en andre fase, der erfaringene med nitrogen-fjerning i perioden 1995-98 og utviklingen i landbrukssektoren kan tas hensyn til. Innføring av omsettelighet kan synes problematisk i forhold til en slik gradvis gjennomføring, da forventninger om snarlige pålegg til nye aktører og mulig skjerping av vilkårene effektivt vil forhindre handel. Omsettelighet vil derfor sementere det arbeidsmålet for fordeling av rensing mellom sektorene som ligger i tiltaksanalysen mer enn dagens virkemidler.

16. VEAS og Bekkelaget renseanlegg utgjør alene halvparten av samlet antall p.e. hvor nitrogenrensing er aktuelt. Markedsmakten som en slik aktør kan få vil innebære at disse eierkommunene sikrer seg en uforholdsmessig stor del av gevinsten ved en kvoteoverdragelse gjennom å presse prisen opp, slik at de små kommunene kommer relativt dårligere ut. Jf. også avsnitt 16.3.6.2 i del V.

Videre arbeid

Utvalget legger til grunn at tiltaksanalysen for utslipp av næringssalter til Nordsjøen til tross for at en fullstendig oppdatering mangler, utgjør et brukbart grunnlag for foreløpige vurderinger av kostnadseffektivitet av tiltak og virkemidler innen og på tvers av sektorer, jf. *"Kostnadseffektivitet"* i avsnitt 23.2.2 foran. Videre taler vår situasjon som nedstrøms mottakerland for utslipp fra kontinentet til vår del av Nordsjøen for at vi må legge stor vekt på å oppnå en akseptabel grad av etterlevelse av de internasjonale forpliktelser vi har påtatt oss gjennom Nordsjøsamarbeidet og i EØS-avtalen. Dette er spesielt viktig i forbindelse med den videre oppfølgingen av arbeidet på den femte ministerkonferansen om Nordsjøen i 1995.

Arbeidet som går inn under det nasjonale målet om «opprydding på avløpssektoren innen år 2000» har pågått i omlag 25 år, og det er de siste årene gitt sterke politiske signaler om at tilskuddsordningen for kommunale avløpstiltak er en tidsavgrenset stimulans til denne oppryddingen, som ikke vil kunne opprettholdes ut over oppryddingsperioden.

Utvalget mener at dagens virkemiddelbruk på avløpssektoren er rimelig godt tilpasset de lokale problemene knyttet til fosforfjerning og tiltak på ledningsnettsiden. Det synes også inntil videre å være riktig å fortsette dagens virkemiddelbruk når det gjelder bygging av nitrogenfjerningstrinn på de største kloakkrenseanleggene. Utvalget mener imidlertid det videre arbeidet rettet mot nitrogen må vurderes på nytt i lys av resultatene fra den revisjonen av tiltaksanalysen som skal foretas i 1995. I dette arbeidet bør også momentene i den foregående analysen av mulige økonomiske virkemidler overfor nitrogenutslipp fra kommunale avløp vurderes videre.

Etter hvert som arbeidet med opprydding på avløpssektoren er kommet langt, vil spørsmålet om ytterligere fosforfjerning oftere bli et rent lokalt anliggende. I tilfeller hvor slike utslipp ikke har vesentlige virkninger utenfor kommunen, vil det være naturlig å overlate beslutningen om rensegrad til kommunen selv. En utvikling i denne retningen er foregrepet gjennom pågående forsøksordninger med delegering av bl.a. denne type myndighet til kommuene. Kommunene har i lang tid hatt myndigheten i forhold til kloakkutslipp fra spredt bebyggelse, noe som også er et uttrykk for denne tenkningen.

I praksis vil imidlertid kloakkutslipp som oftest ha virkninger i flere kommuner, i mange tilfeller med de største effektene i nabokommunene og ikke i utslippskommunen. Erfaringsmessig er det begrensede muligheter til å løse slike problemer gjennom interkommunalt samarbeid på frivillig grunnlag, fordi det lett vil oppstå interessekonflikter. Inngripen fra fylkesmannen som lokal statlig myndighet vil derfor trolig være nødvendig i slike saker også i fremtiden. Det er sterkt ønskelig at man gjennom denne myndighetsutøvelsen søker å finne omforente løsninger mest mulig i tråd med de berørte kommuners prioriteringer.

23.4.3 Insentivvirkningene av de kommunale vann- og kloakkavgiftene

Det må understrekes at de avgiftssystemene som ble diskutert i de to foregående avsnittene er statlige utslippsavgifter, som ikke må forveksles med dagens kommunale vann- og kloakkavgifter. De kommunale avgiftene er gebyrer som kommunen som eier av renseanlegget benytter for å kreve betaling av sine abonnenter for den tjenesten som ytes dem. De to virkemidlene er uavhengig av hverandre, og hvert av dem kan tenkes brukt både alene og samtidig med det andre. Dersom kommunen som eier av et renseanlegg blir avkrevd en statlig utslippsavgift for nitrogen, vil den kunne benytte den kommunale vann- og kloakkavgiften for å dekke inn dette beløpet fra sine abonnenter.

De kommunale vann- og kloakkavgiftene er altså ikke utformet med tanke på insentivvirkninger, men med tanke på finansiering av renseanlegg og ledningsnett. Det kan imidlertid være interessant å vurdere mulighetene for å oppnå insentivvirkninger her, jf. omleggingen av avfallspolitikken hvor dette er et viktig moment (jf. *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 om avfallspolitikken).

I forhold til den enkelte *husstand* blir vann- og kloakkavgiftene i dag fastsatt med utgangspunkt i målt eller som oftest stipulert vannforbruk. Det stipulerte forbruket beregnes ut fra en husstands boligareal, ut fra at boligarealet er korrelert med antall beboere, vannforbruk og avløpsmengder. Andre kriterier for vannforbruk og avløpsmengder kunne f.eks. være antall medlemmer i husstanden, alder på husstandsmedlemmene, antall hjemmeværende på dagtid, dimensjonering av ledningsnett etc. Alle slike faktorer er ressurskrevende å måle. Der hvor vannmåler er innstallert, betales en fast pris pr. enhet etter faktisk nitrogen. Det tas utgangspunkt i at vannmengden også gir en god indikasjon på avløpsmengdene (vannmengdene i avløpet er i seg selv også relevante for kloakkrensingen). Kommunens variable vannkostnader utgjør imidlertid kun noen få prosent av de totale vannkostnadene. De variable avløpskostnadene kan imidlertid utgjøre 20 % av totale årskostnader. På kort sikt vil det være små miljømessige gevinster av å redusere de variable kostnadene noe grunnet redusert vannforbruk. På lengre sikt (der også investeringsfasen og behovet for nye vannkilder m.m. trekkes inn) kan gevinsten bli noe større.

Vannmålere benyttes i en del områder i Norge med varierende resultater. Vannmålerne stiller til dels svært høye krav til vannkvaliteten (lite humus etc.) dersom vannmålingene skal være pålitelige. Dette er problematisk i Norge med så stor andel overflatevann. Videre er installering av vannmålere i alle husstander såpass kostbart at det i dagens situasjon ikke vurderes som aktuelt og kreve dette. Vannforbruksavhengig avløpsavgift er derimot i stor grad i bruk hos storforbrukere (bedrifter etc.) der vannmengdene er vesentlig større, og tilpasningsmulighetene vesentlig større enn i private husstander. Bedriftene kan selv kreve å få betale vannavgift etter målt forbruk. En slik gebyrpolitikk vil kunne utløse de samme tilpasninger i bedriftene som en avgift på nitrogen-utslipp, jf. *"Teoretisk optimal virkemiddelbruk"* i avsnitt 23.3.2 ovenfor.

23.5 OPPSUMMERING OG KONKLUSJON

Virkemiddelbruken til nå

Arbeidet rettet mot overgjødslingsproblematikken var inntil slutten av 1980-årene konsentrert om akutte lokale problemer. Etter at det ble vedtatt tallfestede reduksjonsmål for utslippene til den sårbare delen av Nordsjøen i 1989/90, ble det foretatt en omfattende tverrsektoriell tiltaksanalyse for å finne den mest kostnadseffektive måten å nå disse målene på (SFT-rapport 92/14). Virkemiddelbruken i Norge de senere årene har i hovedsak vært basert på tiltaksanalysens anbefalinger. De vedtatte virkemidler og tiltak vil i følge prognosen redusere tilførslene av fosfor med 45 %, og nitrogentilførselen med 30 % i forhold til 1985-nivå innen 1995. Dette innebærer at målet i rimelig grad oppfylles for fosfor, mens det vil ta lenger tid for nitrogen. Avviket for nitrogen i forhold til tiltaksanalysen skyldes i hovedsak noe utsatt byggestart for nitrogen-fjerningsanleggene i avløpssektoren, og vansker med å få iverksatt tilstrekkelige virkemidler og tiltak i landbruket.

Virkemidlene som er benyttet for å gjennomføre tiltak i landbrukssektoren er i vesentlig grad direkte reguleringer basert på forskrifter. Det er i tillegg i flere sammenhenger knyttet økonomiske støtteordninger til tiltakene bl.a. for å sikre en raskest mulig tiltaksgjennomføring. Hovedvirkemidlet i kommunal sektor er konsesjonsregulering etter forurensningsloven, som er supplert med en ordning med

investeringstilskudd. Disse virkemiddelvalgene har etter utvalgets mening vært naturlige, tatt i betrakting den overveiende lokale karakteren av problemene og behovet for lokaltilpasning og styringseffektivitet.

Videre arbeid

Utvalget har vurdert utviklingen på området siden tiltaksanalysen var ferdig i 1991, og herunder spesielt sett på effekten av nye kunnskaper om tiltakene og endrede rammebetingelser i landbruket. Det synes rimelig å anta at bygging av nitrogenfjerningstrinn på de største kloakkrenseanleggene vil inngå i en kostnadeffektiv strategi for reduksjon av nitrogen. Utvalget anbefaler likevel at tiltaksanalysen oppdateres i 1995, med sikte på å forbedre grunnlaget for prioritering av de videre tiltakene i perioden fremover.

Det er videre klart at det er behov for å oppnå større nitrogenreduksjoner i landbruket fremover. Utvalget har bl.a. derfor lagt stor vekt på å beskrive ulike alternativer for bruk av generelle økonomiske virkemidler overfor nitrogen i landbruket. Utgangspunktet for arbeidet er at tiltaket «redusert bruk av handelsgjødsel pr. arealenhet» i tiltaksanalysen fremstår som et kostnadseffektivt tiltak for å redusere nitrogen-avrenningen fra jordbruket, og at senere økonomiske analyser og endringer i innenlandske kornpriser siden 1989 har forsterket denne konklusjonen. De jordfaglige forutsetningene om sammenhengen mellom slik intensitetsreduksjon og nitrogen-avrenningen er imidlertid svært omstridt, og miljøeffekten og dermed kostnadseffektiviteten må i dag anses som usikker.

Utvalget vil ved vurderingen av generelle økonomiske virkemidler på dette området ved siden av omdiskuterte virkninger av redusert gjødsling på avrenningen legge vekt på slike virkemidlers substitusjonseffekter i forhold til tiltak som bidrar til en bedre husholdering med nitrogen-ressursene (særlig gjennom bedre utnyttelse av husdyrgjødsla). Beregningene i vedlegg I peker i retning av at generelle økonomiske virkemidler på dette området kan innebære vesentlig lavere samfunnsøkonomiske kostnader enn det tiltaksanalysen beregnet. Videre viser beregningene at det foreslåtte pantesystemet vil ligge nærmest opp til den teoretisk mest optimale virkemiddelbruken både når det gjelder insentivvirkninger og dynamiske virkninger både på kort og lang sikt. Deretter følger en miljøavgift (eventuelt med tilbakeføring av avgiften av hensyn til inntektsfordelingsvirkningene). Omsettbare kvoter vil medføre noe mer administrasjon, og vil dermed i en sammenligning mellom de tre generelle økonomiske virkemidlene komme noe dårligere ut i forhold til kostnadseffektivitet. Omsettbare kvoter på handelsgjødsel vil imidlertid være mer styringseffektiv i forhold til totalt forbruk av handelsgjødsel.

Dersom forutsetningene bak disse beregningene gjelder, synes det naturlig å legge økt vekt på slike virkemidler. De jordfaglige forutsetningene om sammenhengen mellom redusert gjødslingsintensitet og nitrogen-avrenningen er imidlertid svært omstridt. Det bør derfor legges betydelig vekt på å fremskaffe et datagrunnlag som belyser disse sammenhengene bedre.

Utvalget mener at dagens virkemiddelbruk på avløpssektoren er rimelig godt tilpasset de lokale problemene knyttet til fosforfjerning og tiltak på ledningsnettsiden. Det synes også inntil videre å være riktig å fortsette dagens virkemiddelbruk når det gjelder bygging av nitrogenfjerningstrinn på de største kloakkrenseanleggene. Utvalget mener imidlertid det videre arbeidet rettet mot nitrogen må vurderes på nytt i lys av resultatene fra den revisjonen av tiltaksanalysen som skal foretas i 1995. I dette arbeidet bør også mulige økonomiske virkemidler overfor nitrogenutslipp fra kommunalt avløp vurderes videre.

Så lenge det er aktuelt å gi statlig investeringstilskudd til kommunale avløpstiltak, mener utvalget det er riktig å priortere nitrogenfjerning ved tildeling av midler.

Etter hvert som arbeidet med opprydding på avløpssektoren er kommet langt, vil spørsmålet om ytterligere fosforfjerning oftere bli et rent lokalt anliggende. Utvalget anbefaler derfor at utviklingen i retning av å delegere en større del av myndigheten på denne sektoren til kommunene fortsetter.

Utvalgsmedlem Eivind Berg viser til at man i nyere forsøksresultater i liten grad har oppnådd redusert avrenning ved å gjødsle med mindre mengder nitrogen enn plantene kan nyttiggjøre seg. Dette medlem mener at miljøtiltakene i landbruket kan stimuleres mer effektivt ved bruk av andre virkemidler enn de generelle økonomiske, både når det gjelder å redusere direkte avrenning fra handelsgjødsel og overgang til mer miljøvennlig bruk av husdyrgjødsel. Dette gjelder både tiltak/virkemidler som allerede er satt i verk og viser god effekt (dokumentert gjennom resultatkontrollen), og det gjelder tiltak som kan gjennomføres ved videreutvikling av dagens virkemiddelbruk.

Utvalgsmedlem Eivind Berg mener at det fortsatt må legges avgjørende vekt på de effekter i form av redusert næringstap som de ulike virkemidlene utløser. Videre utvikling av virkemidler må derfor vurderes opp mot de effekter som påvises og dokumenteres i forskning og resultatkontroll.

KAPITTEL 24

Lokale luftforurensninger og støy

Innledning

Virkemiddelbruken på dette området må ses i sammenheng med områdene langtransporterte luftforurensninger (*"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25) og klimaendringer (*"Klimaendringer"* i kapittel 26). Det skyldes at forbruk av fossilt brensel er en viktig felles årsak til de tre problemkategoriene. Dessuten er det til dels de samme utslippskomponentene som bidrar til både lokale og langtransporterte luftforurensninger. Dette er bakgrunnen for at det er mange krysshenvisninger mellom *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapitlene 24, 25 og 26. Problemene med bakkenær ozon pga. utslippene av NO_X og flyktige organiske forbindelser (VOC) kan ses på som lokale luftforurensningsproblemer, men er i denne rapporten i sin helhet behandlet i *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 om langtransporterte luftforurensninger.

24.1 OVERSIKT OVER MILJØPROBLEMET OG ARBEIDET PÅ OMRÅDET

24.1.1 Beskrivelse av miljøproblemet

Lokale luftforurensninger og støy er et komplekst problemområde som kjennetegnes ved mange utslippskomponenter, sammensatte miljø- og helsevirkninger, mange kilder, en rekke myndigheter og mange virkemidler.

Bakgrunnen for at utvalget behandler lokale luftforurensninger og støy under ett, er bl.a. at hovedårsaken til problemene i begge tilfeller er transportsektoren. Karakteren av miljøvirkningene er imidlertid nokså forskjellige. Beskrivelsen av miljøproblemene blir derfor todelt.

Lokale luftforurensninger

Lokale luftforurensningsproblemer er *primært* knyttet til utslipp av svoveldioksid (SO_2), nitrogenoksider (NO_X), karbonmonoksid (CO), bly, luktstoffer og ulike typer svevestøv. PM_{10} representerer den inhalerbare fraksjonen av svevestøvet (partikler med diameter mindre enn 10µm).

Luftforurensninger gir lokale skadevirkninger i form av negativ innvirkning på menneskers helse og trivsel, dyr og planter samt bygninger og kulturminner. Skadevirkningene avhenger av luftens sammensetning og konsentrasjon av ulike forurensende stoffer, eksponeringstiden, samt ulike individers og plantetypers følsomhet.

I uteluft opptrer de ulike stoffene sjelden enkeltvis. De forskjellige luftforurensningskomponentene vil på ulike måter virke sammen. F.eks. kan et stoff som alene ikke har noen effekt, forsterke effekten av et annet stoff. Blandinger av stoffer kan i enkelte tilfeller ha større og mer mangfoldige skadevirkninger, enn stoffene har hver for seg. I tillegg til samvirkning mellom lokale luftforurensningskomponenter, vil langtransporterte luftforurensninger kunne virke sammen med lokale utslipp. F.eks. vil luftens innhold av sure aerosoler (sur nedbør) virke sammen med lokale forurensningskomponenter. Det samme gjelder langtransportert bakkenær ozon.

Særlig synes stoffene *NO_2*, *SO_2*, *sure aerosoler*, *svevestøv* og *ozon* å gi samspillseffekter (SFT-rapport 16/1992). Hver for seg og sammen kan disse stoffen bidra til negative helseeffekter som nedsatt lungefunksjon, økt mottakelighet for

luftveissykdommer og utvikling av kroniske lungesydommer. Barn og personer med astma og allergi er mest utsatt. Generell luftforurensning antas å ha en del av skylden for økt forekomst av lungekreft i byområdene i Norge. Det er dessuten påvist sammenheng mellom luftforurensninger og utvikling av hyperreaktivitet, allergi og astma. Særlig høye konsentrasjoner av luftforurensninger kan for øvrig bidra til forhøyet dødelighet og sykelighet i utsatte grupper av befolkningen slik som hjerte-kar pasienter, astmapasienter og eldre. SO_2 , NO_X og sure aerosoler reduserer dessuten holdbarheten til materialene tre, stein og metall i bygninger, monumenter og vannledninger.

CO kan hindre oksygenopptak og oksygentransport i organismen. Hjerte-kar-pasienter, spebarn og fostre er særlig utsatte grupper. *Bly* er en miljøgift som kan opphopes i organismene. Den kan ha alvorlige giftvirkninger og være kreftfremkallende. *Svevestøv* er en viktig bærer av de kreftfremkallende stoffene *PAH*.

I SFT-rapport 16/1992 fremmer Statens forurensningstilsyn (SFT) sammen med Folkehelsa, Norsk institutt for Skogforskning og Norsk institutt for luftforskning et sett luftkvalitetskriterier med hensyn til bl.a. helseeffekter for NO_2 , ozon, SO_2 , svevestøv, CO PAH og fluorider. Noen av kriteriene er gjengitt i tabell 24.1, som også gjengir EUs grenseverdier slik de er fastsatt i luftkvalitetsdirektivene.

Tabell 24.1: EUs grenseverdier og SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier

	EUs grenseverdier[1)]		EUs anbefalte grenseverdier[1)]		SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	
	Konsentrasjon	Ant. pers. over	Konsetrasjon	Ant. pers. over	Konsetrasjon	Ant. pers. over
NO_2 timesmiddel	400 µg/m^3	500	300 µg/m^3	3200	100 µg/m^3	660 000
SO_2 døgnmiddel	400 µg/m^3	0	150 µg/m^3	4300	90 µg/m^3	13 000
PM_{10} døgnmiddel	350 µg/m^3	1000	250 µg/m^3	3200	70 µg/m^3	700 000

1) Framskriving til situasjonen i 1998.

Utvalget bare gjengir disse luftkvalitetskriteriene, og har altså ikke foretatt noen selvstendig vurdering av dem. Ved fastsettelsen av luftkvalitetskriteriene med hensyn til helse er det benyttet usikkerhetsfaktorer mellom 2 og 5. Dette betyr at eksponeringsnivået må opp i 2 – 5 ganger høyere enn de angitte verdiene før det med sikkerhet er konstatert skadelige effekter. De anbefalte luftkvalitetskriteriene kan derfor ikke tolkes slik at nivåer over disse er definitivt helseskadelige, men det kan heller ikke utelukkes effekter hos spesielt sårbare individer selv ved nivåer under de angitte konsentrasjonene.

Utvalget understreker at de anbefalte luftkvalitetskriteriene er fastsatt ut fra rene medisinske og naturvitenskapelige vurderinger, og er således ikke basert på slike samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsvurderinger som må legges til grunn for politikkutformingen.

For øvrig har EU vedtatt luftkvalitetsdirektiver for bly (83/884/EØF), NO_2 (85/203/EØF) og for SO_2 og svevestøv (80/779/EØF). Direktivene inneholder både minimumskrav og anbefalte verdier. EUs anbefalte verdier ligger vesentlig over de norske luftkvalitetskriteriene gjengitt ovenfor, jf. tabell 24.1.

Sett i forhold til luftkvalitetskriteriene i SFT-rapport 16/1992 er det i Norge anslagsvis 660 000 mennesker som utsettes for overskridelser av grenseverdiene for

NO_2 i bomiljøet. Tilsvarende tall for PM_{10} er 700 000, for CO er antallet 30 000 og for SO_2 13 000 (SFT 1994), jf. tabell 24.1 hvor det også fremgår at overskridelsene av EUs anbefalte grenseverdier er betydelig mindre. Antall personer over EUs anbefalte grenseverdier er for NO_2 3 200, for SO_2 4 300 og for PM_{10} 3 200.

Ifølge SFT forekommer overskridelser av de anbefalte luftkvalitetskriteriene for NO_2, CO og svevestøv i første rekke i byer og tettsteder og hovedårsak er vegtrafikk. Når det gjelder NO_2, overskrides kriteriene ca. 25 % av tiden i sentrum av de største byene. Forurensningskonsentrasjonene er som regel høyest i vinterhalvåret. I små byer vil overskridelsene bare finne sted i sterkt trafikkerte gater, på enkeltdager med dårlige spredningsforhold i vinterhalvåret eller andre spesielle situasjoner. Størst overskridelser av grenseverdiene for SO_2 forekommer i Sør-Varanger pga. utslipp fra Kolahalvøya.

Støy

Støy gir negative virkninger på helse og trivsel. Det dreier seg om kommunikasjons- og aktivitetsforstyrrelser, psykiske belastninger gjennom irritasjon og stress, og fysiologiske virkninger på blodtrykk, puls og åndedrett og tretthet som følge av søvnforstyrrelser. Ved høye støybelastninger kan permanent hørselstap oppstå.

Hvordan folk reagerer på støy varierer. Generelt påvirkes kvinner noe mer av støy enn menn og eldre mer enn yngre. Hørselsvekkede er mer utsatt enn andre fordi det skal mindre bakgrunnsstøy til før de får vanskeliggjort sin verbale kommunikasjon. I tillegg kommer at enkeltindivider kan ha langt større følsomhet for støy enn gjennomsnittet.

Kartlegging og beregninger viser at 260 000 personer er sterkt plaget av vegtrafikkstøy i bomiljøer, og antallet antas å ha vært tilnærmet konstant siden slutten av 80-årene (SFT 1994). Grunnlaget for beregningene er intervjuundersøkelser som har kartlagt sammenhengene mellom folks subjektive opplevelse av plagethet og ulike støynivåer. De støyplagede fordeles med 40 % langs riksveger, 30 % langs fylkesveger og 30 % langs kommunale veger. Ca. en million mennesker er utsatt for vegtrafikkstøy over den veiledende grenseverdien i retningslinjene etter plan- og bygningsloven på 55 dB (A), som er i samsvar med Verdens helseorganisasjons (WHOs) veiledende grenseverdi. Tilsvarende tall for flystøy er 150 000 personer og for jernbanestøy 25 000. I forhold til vegtrafikkstøyen karakteriseres flystøy av at toppnivåene er svært høye. Mellom 50 000 og 100 000 personer er utsatt for industristøy over 55 dB (A). Også T-bane og trikk, bygg- og anleggsvirksomhet, skytebaner, motorsportsbaner, fritidsbåter, snøscootere og diverse produkter (som gressklippere, anleggsmaskiner husholdningsapparater, ol.) bidrar til støyulemper for et betydelig antall personer.

Levekårsundersøkelsen fra 1991 viser at om lag en fjerdedel av befolkningen føler seg plaget av støy i sine boliger. I motsetning til lokale luftforurensninger er støy også et problem utenom byområdene.

24.1.2 Årsakene til miljøproblemene

I Norge gir vegtrafikk det største bidraget til utslipp av NO_X og CO. Olje- og vedfyring samt vegtrafikk er de viktigste kildene til utslipp av svevestøv PM 10. Vedfyring og vegtrafikk er i tillegg viktige kilde til PAH-utslipp. De viktigste norske kildene til SO_2 -utslipp er oljefyring og industriprosesser. For en mer detaljert beskrivelse av norske og utenlandske bidrag til utslippene av SO_2 og NO_X henvises til *"Årsakene til miljøproblemene"* i avsnitt 25.1.2.

96 % av blyutslippene til luft stammer fra mobile kilder og skyldes nesten utelukkende blybensin. Pga. av økningen i salget av blyfri og blyerstattet bensin er imidlertid bly som lokalt luftforurensningsproblem sterkt redusert, og vil, forutsatt dagens utvikling, bli relativt ubetydelig i de nærmeste årene.

Hvilke kilder som bidrar til støyproblemer og hvor stor betydning de har, er nærmere beskrevet i *"Beskrivelse av miljøproblemet"* i avsnitt 24.1.1.

I tillegg til nivået på forurensende utslipp og støyemisjon, vil også andre faktorer være bestemmende for miljøkonsekvensene. Det gjelder i første rekke kildenes plassering i forhold til befolkningskonsentrasjoner og spredningsforholdene på stedet (geografiske og meteorologiske forhold). At variasjoner i resipientforholdene er av betydning for effekten av utslippene, er et gjennomgående trekk ved de fleste forurensningsproblemene, men er ekstra tydelig i forhold til lokale luftforurensninger og støy, fordi det på dette området fokuseres på miljøvirkningene i nærheten av utslippskildene.

24.1.3 Målsettinger

For lokal luftforurensning og støy er det ikke vedtatt konkrete nasjonale mål av Storting eller Regjering. Noe av bakgrunnen for dette er behovet for lokaltilpasning av målsettingene fordi kostnadene ved miljøforbedringer kan variere betydelig fra sted til sted. I flere stortingsmeldinger, bl.a. St.meld, nr. 50 (1976-77) «Om tiltak mot støy» og St.meld. nr. 51 (1984-85) «Om tiltak mot vann- og luftforurensninger og kommunalt avfall», er det imidlertid gitt mer generelle, langsiktige målsettinger av hensyn til menneskers helse og trivsel. Staten må for øvrig forholde seg til lokale miljøproblemer både ved bruk av egne virkemidler, bl.a. i form av investeringer i og drift av infrastruktur, og ved å etablere nødvendige rammebetingelser for effektiv lokal virkemiddelbruk. Se nærmere om dette i *"Betydningen av at vegtrafikkens miljøvirkninger er både lokale, regionale og globale"* i avsnitt 24.2.2.2.

Selv om det ikke foreligger tallfestede nasjonale mål på dette området, har Regjeringen og Stortinget flere ganger gitt politiske signaler om at innsatsen mot lokale luftforurensninger og støy bør gis økt prioritet.

Ved behandlingen av stortingsmeldinger har bl.a. Stortinget gått inn for å:

- begrense trafikkmengden i bysentra og boligstrøk
- prioritere miljøvennlige transportformer, herunder styrke kollektivttrafikken i byene
- legge til rette for at transportbehovet kan begrenses

Sentrale stortingsmeldinger er: St.meld. nr. 46 (88-89) «Miljø og utvikling», St.meld. nr. 34 (90-91) «Om miljøvern i kommunene», St.meld. nr. 4 (1992-93) «Langtidsprogrammet 1994-97», St.meld. nr. 29 (92-93) «Om nærmiljøpolitikk», St.meld. nr. 31 (1992-93) «Den regionale planleggingen og arealpolitikken» og St.meld. nr. 34 (1992-93) «Norsk veg- og vegtrafikkplan 1994-97».

Nasjonale mål for reduksjon av SO_2 - og NO_X -utslippene er det redegjort for i *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 om langtransporterte luftforurensninger.

Det er et nasjonalt mål at samlede norske utslipp av bly til luft, vann og jord skal reduseres med 70 % i perioden 1985 til 1995 (se nærmere om dette i *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22 om miljøgifter).

Det er i rundskriv fra Miljøverndepartementet fastsatt retningslinjer for vegtrafikkstøy, arealbruk i støysoner rundt flyplasser og støy fra skytebaner. Retningslinjene skal legges til grunn ved planlegging av nye tiltak etter plan- og bygningsloven. Det er igangsatt arbeid med revisjon av veg- og flystøyretningslinjene og utarbei-

ding av normer for jernbanestøy. Det finnes pr. i dag ikke tilsvarende retningslinjer for luftkvalitet. I mangel av nasjonale målsettinger i vanlig forstand, er denne typen bestemmelser det nærmeste man kommer operative mål på området lokale luftforurensninger og støy.

I Regjeringens langtidsprogram for 1994-97 fremgår at lokale og regionale myndigheter har et viktig ansvar for å begrense problemene med lokale luftforurensninger og støy. Det skal derfor nevnes at mange kommuner og fylkeskommuner har fastsatt målsettinger vedrørende lokale luftforurensninger og støy, som uttrykker lokale myndigheters ambisjonsnivå.

I forbindelse med prosjektet «Samordnet transportplanlegging i ti norske byområder» vedtok f.eks. bystyret i Drammen kommune en rekke mål og strategier for mer miljøvennlig trafikkavvikling. Bl.a. «skal det iverksettes tiltak som reduserer biltrafikken og behovet for bilbruk, i en slik grad at det totale trafikkarbeidet i år 2005 ikke overstiger 1990-nivået».

24.1.4 Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk

I gjennomgangen av virkemiddelbruk i forhold til miljøproblemene er det naturlig å sondre mellom rene miljøpolitiske virkemidler, som f.eks. miljøavgifter, avgasskrav og støyskjerming, og virkemidler og tiltak med mer sammensatt formål, eksempelvis veginvesteringer og parkeringsregulering. Investeringer i vegnett og annen transportinfrastruktur skal som regel ivareta flere mål. De fleste transportinvesteringene vil ha miljøkonsekvenser, men deres betydning varierer fra prosjekt til prosjekt. Både i beskrivelsen av virkemidlene og i vurderingen av dem er hovedvekten i denne utredningen lagt på de spesifikt miljøpolitiske virkemidlene. Imidlertid vil det bli understreket at investeringer i infrastruktur bør foretas ut fra helhetlige nytte-kostnadsvurderinger, hvor bl.a. miljøkostnadene må inkluderes.

I utgangspunktet vil lokalt tilpassede virkemidler være mer effektive overfor lokale luftforurensninger og støy enn generelle virkemidler. Dette fordi det er store variasjoner i slike miljøproblemer fra sted til sted. Mulighetene for lokal differensiering er et sentralt kriterium for vurderingen av virkemidlene i *"Partiell vurdering av virkemidler"* i avsnitt 24.2.3.

Som tidligere nevnt er det imidlertid betydelige sammenhenger mellom forekomst og utvikling av globale/regionale og lokale miljøproblemer. Forbrenning av fossilt brensel er den viktigste kilden til lokale luftforurensningsproblemer i tilknytning til vegtrafikk. Ulike sektorers forbrenning av fossilt brensel bidrar dessuten både til globale miljøproblemer (klimaendringer) og regionale miljøkonsekvenser (bl.a. forsuring). Landsomfattende, tverrsektorielle virkemidler knyttet til forbruk av fossilt brensel, som primært skal redusere globale og regionale miljøproblemer, vil også redusere problemer knyttet til lokale luftforurensninger og støy. Nasjonale, sektorovergripende virkemidler vil således påvirke den politikk som bør velges overfor lokale miljøproblemer. Slike virkemidler er nærmere beskrevet i tidligere kapitler. *CO_2 -avgiftene* er det redegjort for i *"Gjennomgang av virkemiddelbruken"* i avsnitt 26.1.4, mens *svovelavgiften på mineralolje* og *forskriften om svovelinnhold i fyringsolje* er behandlet i *"Gjennomgang av virkemiddelbruken"* i avsnitt 25.1.4. I det følgende omtales først andre sektorovergripende virkemidler. Deretter beskrives virkemiddelbruken spesielt rettet mot motorisert vegtrafikk (*"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1) og øvrige utslippskilder (*"Virkemidler ovenfor øvrige kilders bidrag til lokale luftforurensninger og støy"* i avsnitt 24.1.4.2).

Plan- og bygningsloven har en funksjon både i forhold til lokaliseringen av kildene til lokale luftforurensninger og støy, og i forhold til utnyttelsen av omkringlig-

gende arealer. Begge deler påvirker omfanget av de lokale miljøproblemene. I *"Plan- og bygningsloven"* i avsnitt 5.3 er det gitt en generell redegjørelse for plan- og bygningsloven, og i *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1 nedenfor vil det bl.a. bli fokusert på planleggingens betydning for å begrense miljøproblemene knyttet til vegtrafikk.

Kommunehelsetjenesteloven gir lokale helsemyndigheter myndighet til å gripe inn i enkeltsaker overfor lokale miljøproblemer som kan ha negativ innvirkning på helsen. I så fall kan kommunale helsemyndigheter pålegge retting eller stansing av de aktuelle virksomhetene. Myndigheten er ikke begrenset til bestemte utslippskilder eller sektorer. I *"Øvrig lovgivning som vedrører forurensningsspørsmål"* i avsnitt 5.4 er det gitt en nærmere redegjørelse for innholdet i kommunehelsetjenesteloven. Det er eksempler på at loven er anvendt i forhold til støy fra vegtrafikk, jernbaneterminaler, havner og flyplasser (Fornebu).

Også *forurensningsloven* og *produktkontrolloven* er sektorovergripende lover, som gir grunnlag for flere ulike typer virkemidler. Disse lovene er nærmere beskrevet i *"Forurensningsloven"* i avsnitt 5.1 og *"Produktkontrolloven"* i 5.2. Eksempelvis har reguleringen av industriutslipp og forskriften om svovelinnholdet i fyringsolje hjemmel i forurensningsloven, mens eksisterende virkemidler rettet mot støyende produkter har hjemmel i produktkontrolloven.

I *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 om privatrettslige regler er det redegjort for *de naborettslige reglene* og *reglene om erstatning for forurensningsskader*. Som det fremgår der, har slike regler relevans i forhold til lokale luftforurensninger og støy.

24.1.4.1 Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk

Fordi vegtrafikk er den dominerende kilden til lokale luftforurensninger og støy, vil det bli gitt en relativt omfattende og detaljert beskrivelse av virkemidlene på denne sektoren.

Miljøproblemene knyttet til luftforurensninger og støy fra vegtrafikken bestemmes i hovedsak av:

- Vegtrafikkens totale omfang (og dermed bl.a. transportmiddelfordelingen)
- Utslipp fra det enkelte kjøretøy
- Kanalisering av trafikkstrømmer
- Utforming og bruk av det enkelte veganlegg

Det kan derfor være hensiktsmessig å gruppere virkemidlene i forhold til disse fire faktorene. Endel virkemidler vil imidlertid påvirke flere av faktorene samtidig. F.eks. kan avgifter rettet inn mot reduksjon av et gitt utslipp både påvirke spesifikt utslipp fra det enkelte kjøretøy og omfanget av vegtrafikken. Også virkemidler som har betydning for kanalisering av trafikken, som f.eks. parkeringsreguleringer, kan ha effekt på vegtrafikkens omfang i et område.

Beskrivelsen av virkemidlene innrettet mot vegtrafikkforurensninger kompliseres ytterligere av at forurensningene fra ett og samme kjøretøy vil kunne bidra til både lokale, regionale og globale miljøproblemer. Selv om enkelte virkemidler først og fremst er innrettet mot å løse lokale problemer og andre typisk er utformet med tanke på miljøproblemer av regional og global karakter, er det så mange sammenhenger mellom de aktuelle virkemidlene at denne inndelingen ikke egner seg for en oversiktlig beskrivelse av dem. *Nedenfor vil det derfor bli gitt en generell redegjørelse for virkemiddelbruken rettet mot forurensninger og støy fra vegtrafikk* – slik vi har henvist til i forbindelse med behandlingen av miljøproblemene knyttet til langtransporterte luftforurensninger (*"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25) og klimaendringer (*"Klimaendringer"* i kapittel 26).

Vegtrafikkens omfang (herunder transportmiddelfordelingen)

Virkemidler som påvirker pris og kvalitet på ulike transportmidler kan endre både totalt transportomfang og transportmiddelfordeling. I tillegg kan planlegging etter plan- og bygningsloven i noen grad påvirke transportbehovet.

Drivstoffavgiftene øker kostnadene ved bruk av kjøretøy og skaper insentiver til mindre kjøring. *Bensinavgiften* er fra 1. juli 1994 på kr 4,03 pr. liter for blyholdig bensin og kr. 3,37 pr. liter for blyfri bensin, mens *dieselavgiften*, som ble innført fra 1. oktober 1993 i stedet for kilometeravgiften, i 1994 er på kr. 2,70 pr. liter. I tillegg kommer CO_2 *-avgiften* (se *"Gjennomgang av virkemiddelbruken"* i avsnitt 26.1.4), som i 1994 er på 82 øre pr. liter bensin og 41 øre pr. liter diesel. For diesel skal det dessuten betales en *svovelgradert tilleggsavgift*, som er nærmere omtalt i *"Gjennomgang av virkemiddelbruken"* i kap. 25.1.4.

Engangsavgiftene ved kjøp av kjøretøy og årsavgiftene (såkalt *«ikke bruksavhengige» avgifter*) virker i retning av å redusere bilparkens størrelse, som antas å ha stor betydning for biltrafikkens totale omfang. Disse avgiftene omtales nærmere i forbindelse med virkemidler rettet mot utslipp fra det enkelte kjøretøy.

Videre kan bompengeordninger gi insentiver til redusert bilbruk. *Bompengeringer* er etablert rundt de tre største byene (Oslo, Bergen og Trondheim) med hjemmel i veglovens § 27. I henhold til vegloven er begrunnelsen for slike ordninger behovet for vegutbygginger og det er forutsatt at bompenger øremerkes til konkrete vegprosjekter. Deler av bompengeinntektene kan imidlertid under visse forutsetninger benyttes til infrastruktur for kollektivtrafikk og sykkelveger. Bompengeringene kan etter dagens regler ikke opprettholdes etter at den aktuelle vegpakken er finansiert, fordi dette ville innebære en form for vegprising som mangler lovhjemmel.

Samferdselsdepartementet har ved flere anledninger oppfordret lokale myndigheter til å ta initiativ til innføring av *tidsdifferensierte* bompengesatser som kan redusere tidsavgrensede kø- og miljøproblemer. Forutsetningen er at bompengeinntektene ikke reduseres som følge av slik differensiering. Bompengeringene rundt Trondheim og Bergen praktiserer moderat tidsdifferensiering.

Myndighetenes *utbygging av infrastruktur* og *økonomiske støtteordninger til ulike transportformer* har også betydning for vegtrafikkens omfang og transportmiddelfordelingen. Fordelingen av offentlige investeringsmidler på konkrete utbyggingsprosjekter skjer på grunnlag av veiledende *fireårsplaner for transportgrenene*, dvs. Norsk veg- og vegtrafikkplan (NVVP), Norsk jernbaneplan (NJP) og Norsk luftfartsplan (NLP).

Vegutbygginger kan gjøre det mer attraktivt å benytte bil – f.eks. ved at køproblemer reduseres og reisetiden går ned – og vil således kunne bidra til økt bilbruk, bl.a. som alternativ til andre transportmidler. Vegomlegginger kan imidlertid også ha positiv innvirkning på lokale miljøproblemer. Dette kommer vi tilbake til i beskrivelsen av virkemidler for kanalisering av trafikkstrømmene. Om vegutbygginger i sum har negativ eller positiv effekt på lokale miljøproblemer må derfor vurderes konkret i hvert enkelt tilfelle.

I perioden 1990-93 bevilget staten ca. 12,5 milliarder kroner (1993-kroner) til vedlikehold og drift av riksveger, mens investeringene i statens veganlegg, herunder gang- og sykkelveger og særskilte tiltak for kollektivtrafikk var på totalt ca. 17,8 milliarder kroner. I tillegg kom tilskudd til fylkesveganlegg på ca. 1 milliard kroner (Rammetilskuddene til fylkeskommunene er ikke inkludert i dette beløpet). I NVVP 1994-97 foreslås de tilsvarende postene å skulle utgjøre henholdsvis ca. 15,5 milliarder kroner (nå inkludert ferjetilskudd), 17, 2 milliarder kroner og ca. 1 milliard kroner. For perioden 1990-93 bidro for øvrig bompengeordninger m.v. med ca. 7, 2 milliarder kroner til utbygging av riksvegnettet. I NVVP 1994-97 kalkuleres det med et bidrag på ca. 4, 2 milliarder kroner.

Fylkeskommunenes totale utgifter til fylkesvegene utgjorde i perioden 1990-93 ca. 7, 5 milliarder kroner.

Kollektivtrafikken støttes gjennom ulike statlige ordninger. I 1994 er det fra statens side bevilget 763 millioner kroner til kjøp av ulike typer persontransporttjenester. Videre er det bevilget 212 milllioner kroner i tilskudd til infrastruktur i de 4 største byområdene. For øvrige deler av landet er det bevilget drøyt 30 millioner kroner i forsøksmidler. I tillegg er regionale forskjeller i transporttilbud og -kostnader ett av kriteriene ved fordeling av statlige rammetilskudd til fylkeskommunene. Fylkeskommunenes tilskudd til kollektivtrafikken utgjorde i 1992 ca. 2, 8 milliarder kroner.

Det er for øvrig åpnet for såkalt *alternativ bruk av riksvegmidler og bompengeinntekter* på den måten at disse midlene kan brukes til infrastruktur for kollektivtrafikk, dersom det gir bedre totale transportløsninger enn alternative investeringer i riksvegnettet.

I NVVP 1994-97 foreslås statlige bevilgninger på ca. 1, 9 milliarder kroner til bygging av gang- og sykkelveger, særskilte miljøtiltak og kollektivtiltak langs eksisterende riksveger. Dette er en betydelig økning i forhold til forrige planperiode, og kommer i tillegg til denne type tiltak som del av nye veganlegg.

Som det fremgår ovenfor, er ikke *kommunenes ressursbruk til samferdselsformål* inkludert i fremstillingen.

Samferdselsloven av 4. juni 1976 nr. 63 regulerer yrkestransport av gods og personer og har bl.a. som formål å fremme en samfunnsøkonomisk og rasjonell transportavvikling med vekt på ressursøkonomi og vern om det bosettings- og produksjonsmønsteret en ønsker. Ifølge formålsbestemmelsen skal loven også være et redskap i arbeidet med å minske støy og forurensninger og skape større sikkerhet i trafikken. Tilbudsregulering av godstransporten er imidlertid avviklet, og i praksis har miljøhensyn liten betydning ved tilbudsreguleringen av ervervsmessig persontransport. Imidlertid følger det av forskrift om anbud i lokal rutetransport m.v. at det kan fastsettes vilkår om at oppdraget skal utføres med materiell som tilfredsstiller bestemte miljøkrav (se nedenfor i forbindelse med utslipp fra det enkelte kjøretøy).

Vedtak i henhold til *plan- og bygningsloven* (pbl.) påvirker fremtidig arealbruksmønster og innvirker således på transportbehovene og mulighetene for effektiv kollektivtransport. For å endre vegtrafikkens omfang og transportmiddelfordelingen i en mer miljøvennlig retning kreves det at det føres en bevisst og regionalt samordnet arealpolitikk over lang tid. Betydningen av pbl. for kanaliseringen av trafikkstrømmene og utformingen av veganleggene kommer vi tilbake til.

I *"Plan- og bygningsloven"* i avsnitt 5.3 er det gitt en generell beskrivelse av pbl. som miljøpolitisk virkemiddel. Myndighet til å gjøre rettslig bindende planvedtak er i utgangspunktet lagt til kommunene. Samtidig skal pbl. være et redskap for samordning av ulike forvaltningsnivåers og sektorers virksomhet. Samordningen skal skje gjennom kommuners, fylkeskommuners og statlige sektororganers medvirkning i fylkes- og kommuneplanprosessen. Planmyndighetene skal i følge loven på et tidlig tidspunkt under planarbeidet søke samarbeid med offentlig myndighet som har særlige interesser i planarbeidet. Fylkeskommunen og statlige sektororganer på fylkesnivå kan fremme innsigelse mot kommune- og reguleringsplaner for å ivareta regionale og nasjonale interesser. Hvis den lokale planprosessen ikke klarer å samordne motstridende interesser skal fylkesmannen megle før konflikten eventuelt løftes til sentralt nivå gjennom Miljøverndepartementets behandling av innsigelsen i samråd med berørte fagdepartementer.

Kommuneplaner, kommunedelplaner og *reguleringsplaner* er de sentrale plantypene på kommunalt nivå.

Fylkesplanene skal være retningsgivende for kommunal og statlig planlegging og virksomhet. Det forutsettes at fylkeskommunen aktivt følger opp fylkesplanen gjennom innspill til og behandling av kommunale planer. Dersom det blir aktuelt å fravike fylkesplanens forutsetninger, skal spørsmålet tas opp med fylkeskommunen som planleggingsmyndighet. Det er i flere fylkes- og fylkesdelsplaner nedfelt mål, strategier og tiltak med sikte på å begrense transportbehovet og påvirke transportmiddelfordelingen i miljøvennlig retning.

Rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging (RPR-AT) ble vedtatt ved Kgl. res. av 20. august 1993. I RPR-AT pkt. 1 fremgår det at retningslinjene skal legges til grunn i planlegging og utøvelse av myndighet etter pbl. i kommuner, fylkeskommuner og hos statlige myndigheter, og at statlige myndigheter også bør bruke retningslinjene i sin øvrige forvaltningsvirksomhet innenfor de rammene ulike sektorlover gir. Hensikten med retningslinjene er å oppnå en bedre samordning av arealplanlegging og transportplanlegging både i kommunene og på tvers av kommuner, sektorer og forvaltningsnivåer, bl.a. for å tilrettelegge for at transportbehovet kan begrenses.

Som redegjort for i *"Plan- og bygningsloven"* i avsnitt 5.3 har pbl. egne bestemmelser om *konsekvensutredninger* (KU) for utbyggingstiltak over en viss størrelse, som trådte i kraft 1. august 1990. Prosjekter innen transportsektoren er blant de tiltakene som omfattes av bestemmelsen. Spørsmål knyttet til lokale luftforurensninger og støy står sentralt i mange samferdselsprosjekter. KU kan gjennomføres på ulike stadier i planleggingen av samferdselsprosjekter. I en tidlig, strategisk fase vil det f.eks. være mest aktuelt å vurdere alternative transportløsninger ol., mens KU i en senere planfase vil legge hovedvekten på konkrete trasévalg og utformingen av anlegget.

Samordnet transportplanlegging i ti norske byer (TP10) ble igangsatt våren1989 bl.a. med det formål å integrere miljømessige hensyn på en mer systematisk måte i utformingen av transportpolitikken. I forhold til tidligere veg- og transportutredninger var følgende forhold i større grad søkt integrert i dette transportplanarbeidet:

- samordning av areal- og transportpolitikken
- samordning av alle offentlige drifts- og investeringstiltak
- satsing på kollektivtrafikken som et virkemiddel i miljøpolitikken
- utredning av virkemidler for å dempe veksten i personbiltrafikken
- utredning av scenarier for alternative transportløsninger med ulik grad av forskyvning av persontrafikk mot kollektive løsninger
- avveining av ulike tiltak innenfor en samlet budsjettramme

De 10 byområdene er Fredrikstad/Sarpsborg, Oslo/Akershus, Drammen, Tønsberg, Skien/Porsgrunn, Kristiansand, Stavanger/Sandnes, Bergen, Trondheim og Tromsø.

Utslipp fra det enkelte kjøretøy

Utslipp fra det enkelte kjøretøy er søkt begrenset både med økonomiske og administrative virkemidler.

Foruten å være et virkemiddel for reduksjon i vegtrafikkens omfang, kan *drivstoffavgiftene* (beskrevet ovenfor) gi insentiver til reduserte utslipp av skadelige forbindelser ved at de motiverer til bruk av drivstoff med lavere innhold av disse stoffene. Dette gjelder den blydifferensierte bensinavgiften og den svovelgraderte mineraloljeavgiften. Dessuten vrir drivstoffavgiftene bilparkens sammensetning i

retning av kjøretøy som bruker mindre drivstoff, og dermed som regel har lavere utslipp pr. km.

De *«ikke bruksavhengige» avgiftene* (engangsavgiften og årsavgiften) vil i tillegg til å påvirke bilparkens størrelse også influere på bilparkens sammensetning. I hvilken retning disse avgiftene vrir sammensetningen av bilparken vil avhenge av avgiftsgrunnlagenes utforming. Bl.a. vil vektrelaterte avgifter gi insentiver til kjøp av lettere kjøretøyer med lavere spesifikke utslipp. Avgifter differensiert etter motoreffekt vil trekke i samme retning.

Engangsavgiften på personbiler er sammensatt av et verdiavgiftselement og et vektavgiftselement, som hver utgjør omtrent like store deler av samlet avgift for en gjennomsnittsbil. For varebiler ol. er det bare verdien som danner avgiftsgrunnlaget. Det betales ikke engangsavgift for lastebiler og busser. *Årsavgiften* er i utgangspunktet et fast beløp for de ulike kjøretøykategoriene, men for dieseldrevne motorkjøretøy over 13 tonn er årsavgiften vektgradert.

For øvrig har engangsavgiften den effekt at det blir dyrere å anskaffe nye biler og at bilparkens sammensetning således vris i retning av eldre biler med høyere utslipp enn de nye. I en helhetlig miljøpolitikk må imidlertid dette forhold bl.a. veies mot forurensningene knyttet til produksjon og frakt av nye kjøretøy.

I kjøretøyforskriftene gitt av Samferdselsdepartementet i medhold av vegtrafikkloven er det innført *støy- og avgasskrav* for nye kjøretøy. F.eks. er det for bensindrevne personbiler fastsatt utslippsbegrensninger for bl.a. nitrogenoksider (NO_X), karbonmonoksid (CO) og partikler.

Vegdirektoratet foretar stikkprøver av nye biler hos bilimportørene for å sikre etterlevelsen av støy- og avgasskravene. Fra og med 1994 gjennomføres avgasskontroll for bensindrevne biler ved alle periodiske kontroller. Biltilsynet utfører også avgasskontroll i forbindelse med teknisk kontroll ute på vegene. Etter en overgangsperiode må Norge etterleve EUs regler om *kjøretøykontroll*. Dette innebærer at det enkelte kjøretøy må inn til kontroll oftere. Alle periodiske kontroller skal omfatte testing av støy- og avgassutslipp.

Forskrift om anbud i lokal rutetransport m.v. som er fastsatt i henhold til samferdselsloven og som trådte i kraft 15. april 1994, gir fylkeskommunen adgang til å fastsette at oppdraget skal utføres med materiell av en bestemt standard. I denne forbindelse kan det fastsettes krav til alder, miljø og vedlikehold. Bestemmelsen betyr at lokale myndigheter kan stille strengere utslippskrav til kollektivtransport i områder med spesielle luftforurensnings- og støyproblemer enn det som følger av de generelle, landsomfattende avgass- og støykravene. Ved å regulere kjørtøyenes alder kan fylkeskommunen unngå at busser som ikke tilfredsstiller de nyeste miljøkravene brukes i de mest følsomme områdene.

Drivstoffenes innhold av skadelige stoffer har siden 1980 vært regulert gjennom *forskrift om helse- og miljøskadelige stoffer i motorbensin* i henhold til produktkontrolloven. Forskriften ble sist endret i 1990 og inneholder bl.a. mengdebegrensninger for bly og benzen i bensinen. I tillegg kreves at alle utsalgssteder som omsetter bensin også skal tilby blyfri bensin.

Piggdekkbruken er av betydning for hvor store støy- og støvproblemer det enkelte kjøretøy forårsaker. Adgangen til bruk av piggdekk reguleres av Samferdselsdepartementet i henhold til forskrift om bruk av kjøretøy (tidsrom) og forskrift om krav til kjøretøy (piggenes utforming og antall).

Kanalisering av trafikkstrømmer

Kanalisering av trafikken i forhold til steder med befolkningskonsentrasjoner, spesielt bolig- og sentrumsområder, er viktig for omfang og lokalisering av problemene med lokale luftforurensninger og støy. Flere virkemidler er aktuelle.

I forbindelse med lokalisering av nye veger og omlegging av gamle vil *plan- og bygningsloven* være et sentralt virkemiddel. Tidligere ble riks- og fylkesveger i stor utstrekning planlagt i henhold til forskrifter gitt av Samferdselsdepartementet i medhold av vegloven. For å sikre mer helhetlig planlegging av arealbruk, skal all vegplanlegging fra og med 1. juli 1994 skje etter plan- og bygningsloven.

Planlegging av fysiske kanaliseringstiltak som f.eks. etablering av gågater og gatetun, krever behandling etter plan- og bygningsloven, bl.a. fordi det i slike sammenhenger må tas hensyn til hvordan andre deler av vegsystemet påvirkes.

Gjennomføring av trafikksanering vil i stor grad kreve vedtak i henhold til *veglov og vegtrafikklov*. I områder med direkte polititjeneste (byområder) treffer politiet vedtak om oppsetting av forbudsskilt og påbudsskilt, jf. skiltforskriftenes § 28. Utenfor disse områdene har vegsjefen slik myndighet.

Trafikkregulering i henhold til vegtrafikkloven kan også begrenses til kanalisering av deler av trafikken, f.eks. ved etablering av tungtrafikknett. I henhold til lovens § 7 kan Kongen eller den han gir fullmakt forby bestemte grupper av kjøretøyer på visse veger. Forbudet kan begrenses til et nærmere angitt tidsrom.

Videre kan det benyttes virkemidler som gir insentiver til mindre bruk av bil for å begrense tids- og stedsavgrensede miljøproblemer. Eksempler på dette er etablering av vegprissystemer, bompengeringer og prising av parkering. Slike virkemidler kan for øvrig også redusere kødannelser (og dermed det enkelte kjøretøys utslipp pr. tilbakelagt kilometer) og dessuten begrense behovet for utbygging av vegnettet.

Kommunene kan styre *antall parkeringplasser* i et område gjennom behandling av reguleringsplaner, søknader om bruksendringer og byggesaker etter plan- og bygningsloven, samt ved å regulere parkering på offentlig veg.

De fleste kommuner har utnyttet adgangen plan- og bygningslovens § 69 gir til å vedtektsfeste bestemmelser om opparbeiding av den ubebygde delen av en tomt. De kommunale vedtektene etter § 69 stiller som regel minimumskrav til parkeringsdekning for ulike byggeformål. I de større byene er parkeringskravet gjerne differensiert ut fra forskjellige områders tilgjengelighet med kollektivtransport. Det er tvilsomt om en kommune kan fastsette vedtekt som begrenser utbyggers opparbeiding av parkeringsplasser. Hvis kommunen vil styre det private parkeringstilbudet i et område med kø- og/eller miljøproblemer, må dette skje gjennom reguleringsplan.

I bestemmelser til reguleringsplan kan kommunen sette et «tak» for antall parkeringsplasser pr. golvareal ved utbygging av ulike typer virksomhet i planområdet. Slike maksimalnormer må legges til grunn ved behandlingen av etterfølgende byggesaker og søknader om bruksendring.

Kommunen kan dessuten i henhold til plan- og bygningslovens § 69 godkjenne at utbygger istedenfor å oppfylle vedtektens krav til parkeringsdekning ved utbygging på et eget areal eller fellesareal, kan innbetale et beløp pr. manglende parkeringsplass til et kommunalt fond, såkalt frikjøp. Innbetalt frikjøpsbeløp er øremerket kommunal utbygging av parkeringsplasser. Ved å akseptere frikjøp kan kommunen unngå etablering av mange små parkeringsanlegg med relativt tilfeldig plassering i et sentrumsområde. Videre vil forholdet mellom frikjøpsbeløp og kostnader ved utbygging av parkeringsplasser i det aktuelle området kunne påvirke fordelingen mellom privat og offentlig parkeringstilbud. Et relativt høyt frikjøpsbeløp vil isolert sett trekke i retning av en høy andel private parkeringsplasser tilknyttet ny utbygging. Som regel er imidlertid frikjøpsbeløpet lavere enn utbyggingskostnadene i sentrumsområder.

For øvrig følger det av plan- og bygningslovens § 104 at utearealer i tettbygde strøk skal holdes i ryddig og ordentlig stand, og kommunen kan forby at arealene brukes til lagring m.v. som er til sjenanse og ulempe for omgivelsene. Bestemmelsene kan ved vedtekt etter lovens § 3 også gjelde forbud mot parkering som er til ulempe og sjenanse. Aktiv bruk av en slik vedtekt kan gi kommunen mulighet til å styre parkering på private tomter.

Videre kan kommunen innføre *parkeringsavgifter*. Når det gjelder parkering på vegnettet, følger det av vegtrafikkloven med tilhørende forskrifter at kommunene kan vedta avgiftsparkering på veger åpne for alminnelig ferdsel. På kommunal veg krever dette samtykke av politiet, mens slik ordning på riks- eller fylkesveg også forutsetter godkjenning fra vegsjefen. Det er ingen begrensninger i kommunenes myndighet vedrørende valg av avgiftssatser. Imidlertid er det et stort antall private parkeringsplasser hvor det er private aktører som fastsetter prisen på parkering.

Lokalisering av nye bolig- og næringsområder i forhold til eksisterende trafikkårer vil på samme måte som kanalisering av trafikken, ha betydning for problemene med lokale luftforurensninger og støy fra vegtrafikken. Også i denne sammenheng er plan- og bygningsloven det sentrale virkemiddel. Som tidligere nevnt er det kommunene som har primæransvaret for denne type planlegging. Imidlertid er det gitt statlige retningslinjer som skal legges til grunn for planleggingen. Viktig i denne forbindelse er *Rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging* (RPR-AT) hvor det i *"Avgift eller gebyr – begrepsavklaring"* i pkt. 3.4 bl.a. heter at:

> Ved planleggingen av nye boligområder og veganlegg bør en søke lokalisering og utforming som ivaretar miljøkvalitet slik at behov for avbøtende tiltak i ettertid unngås.

I *"Avgift eller gebyr – begrepsavklaring"* i pkt. 3.4 bestemmes også at det ved utformingen av boligområder og trafikksystem skal tas hensyn til statlige normer og retningslinjer for luftforurensninger og støy, jf. Miljøverndepartementets *retningslinjer med veiledende grenseverdier for vegtrafikkstøy* (rundskriv T-8/79). Fylkesmannen har ansvaret for å påse at retningslinjene blir fulgt, og kan om nødvendig fremme innsigelse mot planer som bryter med retningslinjene. Videre fastsatte Miljøverndepartementet i 1989 *Rikspolitiske retningslinjer for å styrke barn og unges interesser*, hvor det bl.a. er stilt krav til den fysiske utformingen av barns oppholds- og lekeområder i forhold til støy, forurensninger og trafikkfare.

Utforming og bruk av det enkelte veganlegg

Utforming av veganleggene kan ha betydning for forurensnings- og støybelastningen fra vegtraséene. Eksempler på dette er vegenes horisontal- og vertikalkurvatur (svinger og stigningsforhold), utnyttelsen av naturlig støydemping og bygging av støyskjermer. Krav til vegutformingen kan fastsettes i reguleringsplan etter plan- og bygningsloven. *Vegnormaler*, som er fastsatt av Vegdirektoratet i henhold til forskrift etter *vegloven*, stiller tekniske krav til dimensjonering og utforming av veganleggene. Normalen om veg- og gateutforming inneholder bl.a. et eget kapittel om støytiltak.

I NVVP 1994-97 er det foreslått at 527 millioner kroner av *investering*srammen på 17, 2 milliarder kroner skal brukes til miljøtiltak langs eksisterende riksvegnett. For nye veganlegg vil bevilgningene til slike miljøtiltak være inkludert i de samlede utbyggingskostnadene.

Hvordan bilistene kjører kan også ha betydning for miljøkonsekvensene av vegtrafikk. F.eks. influerer hastigheten både på utslipp og støy fra kjøretøyene. Det er *vegtrafikkloven* som regulerer trafikken på vegnettet.

I henhold til vegtrafikkloven er farstgrensene i utgangspunktet 50 km/t i tettbygd strøk og 80 km/t utenfor tettbygd strøk. Det er vegsjefen som avgjør hva som skal anses som tettbygd strøk, jf. skiltforskriftens § 26. Omfatter området bare kommunale veger, treffes slikt vedtak av kommunen.

For riksveg, fylkesveg og privat veg kan vegsjefen vedta lavere fartsgrenser enn nevnt ovenfor. Kommunene kan vedta lavere fartsgrenser på kommunale veger. Vegdirektoratet kan vedta høyere fartsgrenser enn det som er utgangspunktet, men fartsgrense over 90 km/t skal fastsettes av Samferdselsdepartementet.

Prosjekter knyttet til miljøprioritert gjennomkjøring (*MPG*) berører både utforming og bruk av veganleggene. Ideen bak prosjektene er at endret utforming av vegtraséen og dens omgivelser, samt nedsatt hastighet kan redusere antall ulykker, luftforurensninger og støy. Forbedring av det visuelle miljøet og mer plass til gående og syklister er også viktige elementer.

MPG innebærer at transportfunksjonen nedprioriteres betydelig til fordel for miljø- og trafikksikkerhetshensyn. For enkelte veger, spesielt stamvegene, er transportfunksjonen av overordnet betydning. På disse vegene, som bl.a. har stor andel tungtrafikk, vil MPG være et mindre aktuelt virkemiddel.

24.1.4.2 Virkemidler ovenfor øvrige kilders bidrag til lokale luftforurensninger og støy

Industrivirksomhet er mange steder en viktig årsak til lokale luftforurensninger og støy. Det sentrale virkemidlet i denne sammenheng er forurensningslovens konsesjonssystem som er utførlig beskrevet i *"Beskrivelse av det eksisterende konsesjonssystemet"* i avsnitt 21.1. Som det fremgår der vil fastsettelsen av utslippsgrenser i stor grad være dimensjonert i forhold til lokale miljøvirkninger. Også andre steder i utredningen er det redegjort nærmere for ulike sider ved konsesjonsreguleringen. Av størst interesse i forhold til lokale luftforurensninger og støy, er gjennomgangen i *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 av hvordan SO_2 - og NO_X - utslippene er konsesjonsregulert.

Som for veganleggene har lokaliseringen av industrivirksomhet betydning for lokale miljøproblemer. Det fremgår derfor av forurensningslovens § 11 at behandlingen av utslippskonsesjoner må ses i sammenheng med planer etter plan- og bygningsloven.

For enkelte typer virksomheter er konsesjonssystemet helt eller delvis erstattet av forskriftsregulering. Et praktisk eksempel i forhold til lokale luftforurensninger og støy er forskrift om forurensninger fra asfaltverk fastsatt av Miljøverndepartementet 8. mars 1976, som bl.a. regulerer lokale støy- og støvproblemer som asfaltverk skaper.

For øvrig vil også produktrelaterte virkemidler influere på lokale luftforurensninger som følge av industrivirksomhet. Det gjelder spesielt CO_2 - og svovelavgiften, samt forskriften om svovelinnhold i fyringsolje, som alle er omtalt tidligere.

Utslipp fra vedfyring er foreløpig ikke undergitt regulering, men i forbindelse med revidering av byggeforskriften legges det opp til regulering av utslippene (bl.a. svevestøv og PAH) fra vedovner som installeres i nybygg.

Andre transportformer enn vegtrafikk vil også medføre støy. Alle transportformer som baserer seg på fossilt brensel vil i tillegg gi utslipp til luft. Virkemiddelbruken rettet mot luftutslippene består i første rekke av sektorovergripende avgifter,

se innledningsvis i *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i avsnitt 24.1.4. I forhold til støyproblemet er derimot virkemidlene i hovedsak sektorspesifikke.

For å begrense *flystøy* er det ved Fornebu og Bodø lufthavn innført en støygradert landingsavgift. Landingsavgiften er i henhold til internasjonalt regelverk øremerket luftfartsformål. Videre har Miljøverndepartementet i henhold til plan- og bygningsloven gitt retningslinjer om arealbruk i flystøysoner (T-22/84). Hensikten er å forebygge støyproblemer i nye boligområder.

For øvrig tillegges støyhensyn betydelig vekt ved luftfartsmyndighetenes fastsettelse av *inn- og utflygingstraséer* og *åpningstider* for den enkelte lufthavn. Slike regler gis i hovedsak med hjemmel i luftfartsloven.

I forhold til miljøproblemene knyttet til *jernbanen*, foreslås det i NJP1994-97 at det i perioden investeres drøyt 100 mill. kroner til miljøtiltak, hovedsakelig støyskjerming.

I ny jernbanelov av 11. juni 1993 er det åpnet for at Samferdselsdepartementet kan stille miljøkrav som del av konsesjonsvilkårene for å drive jernbanevirksomhet, herunder godkjenning av materiellets miljøegenskaper og vilkår om støyskjerming.

Sjødyktighetsloven gir hjemmel for å regulere utslipp til luft fra skip, og det arbeides nå internasjonalt med å fastsette et nytt annex til MARPOL-konvensjonen om utslipp til luft fra skip.

Lov om motorferdsel i utmark og vassdrag av 10. juni 1977 nr. 82 har bl.a. som formål å begrense støyplagen fra motorferdsel i slike områder.

For å forebygge lokale miljøproblemer i form av *skytebanestøy* fastsatte Miljøverndepartementet i 1993 retningslinjer for begrensning av støy fra skytebaner i henhold til plan- og bygningsloven og forurensningsloven. Retningslinjenes fremste siktemål er å forhindre vesentlige støyproblemer forårsaket av nye baner. Skytebaner er underlagt fylkesmannens konsesjonsbehandling etter forurensningsloven. *Motorsportsbaner* konsesjonsbehandles av SFT.

I henhold til produktkontrolloven har Miljøverndepartementet fastsatt følgende forskrifter om *produktstøy*:

- Forskrift av 15. januar 1980 om støy fra transportable kompressorer
- Forskrift av 28. mai 1982 om støy fra motorgressklippere
- Forskrift av 13. oktober 1982 om støy fra dozere, gravemaskiner og lastere
- Forskrift av 7. juli 1989 om forbud mot bruk av fritidsfartøy uten effektiv lyddemping i eksossystemet.

Forskriftene inneholder bestemmelser om bl.a. maksimale lydeffektnivåer og støymerking.

Byggeforskriftene gitt av Kommunal- og arbeidsdepartementet i henhold til plan- og bygningsloven inneholder krav og bestemmelser om støynivå i bygninger, både med tanke på støy fra tekniske installasjoner i bygningene og støykilder utenfor. Byggeforskiften er under revisjon.

24.1.4.3 Organiseringen av virkemiddelbruken overfor lokale luftforurensninger og støy

I forbindelse med beskrivelsen ovenfor av de enkelte virkemidlene, er det også gjerne opplyst hvilke myndigheter som er involvert. Når det gjelder samferdselssektoren, er imidlertid organiseringen og ansvarsfordelingen så sammensatt at det i tillegg er hensiktsmessig med en kort generelle redegjørelse. Det samme gjelder organiseringen av virkemiddelbruken overfor støy.

Myndighetsfordelingen i samferdselssektoren

Ansvaret for transportpolitikken er i dag delt på tre forvaltningsnivåer; stat, fylkeskommuner og kommuner. Samferdselsdepartementet har et overordnet ansvar for å trekke opp hovedlinjer i transportpolitikken, og for den nærmere utforming av politikken på områder med særlige nasjonale interesser. Andre statlige transportmyndigheter, kommuner og fylkeskommuner har hånd om en rekke virkemidler som mer i detalj fastlegger transportpolitikken.

Samferdselsdepartementet har ansvaret for å sikre et effektivt nasjonalt transportsystem gjennom utbygging og vedlikehold av riksveger, jernbanelinjer og flyplasser. Ansvaret for den praktiske gjennomføringen av politikken på disse områdene er i stor grad delegert til departementets underliggende etater. Departementet gir tilskudd til fylkesveginvesteringer og til investeringer og drift av kommunale flyplasser. Videre kjøper staten transporttjenester på enkelte jernbaneruter, deler av kortbanenettet for flytrafikk, ferger og hurtigruta.

Bortsett fra ovennevnte investeringstilskudd er utbygging og vedlikehold av fylkesveger og tilskudd til transporttilbud innenfor det enkelte fylket delegert til fylkeskommunene, og finansieres innenfor de generelle økonomiske rammer for fylkeskommunene, der rammetilskudd til kollektivtrafikken over Samferdselsdepartementets budsjett inngår.

Ansvaret for kommunale veger, arealplanlegging og ulike former for regulering av trafikken ligger i hovedsak hos kommunene.

Utvalget kommer tilbake til ansvarsfordelingen i transportsektoren i *"Partiell vurdering av virkemidler"* i avsnitt 24.2.3 og *"Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren"* i 24.2.4 nedenfor.

Myndighetsfordelingen i forhold til støyproblemet

Hele 6 departementer rår over juridiske virkemidler i forhold til støyproblemet. *Miljøverndepartementet* er øverste klage- og tilsynsinstans for støy som reguleres av plandelen i plan- og bygningsloven (bl.a. fastsettelse av retningslinjer for vegtrafikkstøy, skytebanestøy og arealbruk i flystøysoner), forurensningsloven (konsesjonsbehandling av industri, skytebaner, motorsportsbaner m.v.) og produktkontrolloven (fastsettelse av forskrifter om støy fra ulike produktkategorier). *Kommunal- og arbeidsdepartementet* er øverste forvaltningsorgan for saker som behandles etter byggesaksdelen i plan- og bygningsloven (bl.a fastsettelse av byggeforskrifter) og for saker som behandles etter arbeidsmiljøloven. *Sosialdepartementet* er øverste tilsyns- og klageinstans for avgjørelser truffet i henhold til kommunehelsetjenesteloven. *Samferdselsdepartementet* er øverste myndighet for avgjørelser truffet etter vegtrafikkloven (bl.a fastsettelse av støykravene i kjøretøyforskriften), luftfartsloven (f.eks. bestemmelse av innflygingstraséer, åpningstider for flyplasser) og jernbanelovgivningen. *Forsvarsdepartementet* er øverste tilsynsinstans for forsvarets virksomhet (f.eks. militærflyging, militære skytefelt). *Fiskeridepartementet* er øverste forvaltningsorgan for havnevirksomhet og saker som behandles etter havneloven.

I realiteten er myndigheten i støysaker ytterligere spredt enn fremstillingen ovenfor gir inntrykk av, fordi det ikke er nærmere redegjort for rollene til kommunene og underordnede statlige forvaltningsorganer.

24.2 VURDERING AV VIRKEMIDDELBRUKEN PÅ OMRÅDET OG BEHOVET FOR ENDRINGER

I vurderingen av virkemiddelbruken på dette området har utvalget valgt å konsentrere seg om transportsektoren (særlig fra *"Teoretisk tilnærming til virkemiddelbruken på området"* i avsnitt 24.2.2 og utover). Det er denne sektoren, og spesielt vegtrafikken, som er den klart viktigste bidragsyteren til lokale luftforurensninger og støy. Som det fremgår i *"Oversikt over miljøproblemet og arbeidet på området"* i kap. 24.1, er det imidlertid flere andre kilder til dette miljøproblemet. Bl.a. er luftutslipp og støy fra industrivirksomhet enkelte steder av relativt stor betydning. Når virkemidlene i forhold til industrien i liten utstrekning er behandlet nedenfor, skyldes det at disse virkemidlene er vurdert i andre sammenhenger. For det første fokuserer *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 om konsesjonssystemet i stor grad på lokale miljøproblemer forårsaket av industrivirksomhet. Konsesjonsordningens anvendelse på utslipp av SO_2 og NO_X er i tillegg behandlet i *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 om langtransporterte luftforurensninger, mens industriens utslipp av miljøgifter til luft hører under *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22 om miljøgifter og helsefarlige kjemikalier. I *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 er det for øvrig også foretatt en vurdering av virkemiddelbruken i forhold til øvrige kilder til utslippskomponentene SO_2 , NO_X og VOC.

Selv om det i dette kapitlet fokuseres på transportsektoren, understreker utvalget at det også i forhold til området lokale luftforurensninger og støy er av stor betydning at man beholder et helhetlig og tverrsektorielt perspektiv på virkemiddelbruken.

24.2.1 Oppnådde miljøresultater som følge av virkemiddelbruken

24.2.1.1 Utviklingen i miljøsituasjonen sett i sammenheng med virkemiddelbruken og andre forhold

Det er vanskelig å gi en kortfattet og generell beskrivelse av utviklingen i miljøsituasjonen på dette området, fordi miljøendringene vil variere fra sted til sted. Dette skyldes både lokale variasjoner i utslippenes størrelse og at virkningene av utslippene vil variere med lokale geografiske forhold og utslippskildenes nærhet til sårbare resipienter, som f.eks. befolkningssentra. I *"Utredningen om virkemiddelbruken i Grenlandsområdet"* i avsnitt 24.2.1.3 vil det med utgangpunkt i utredningen om virkemiddelbruken i Grenlandsområdet (DNVI-ECON 1993a), bli gitt en konkret illustrasjon av oppnådde miljøresultater vedrørende lokale luftforurensninger og støy sett i forhold til virkemiddelbruken og andre faktorer. Først skal det imidlertid foretas en gjennomgang av utviklingen i de ulike forurensningskomponentene og vegtrafikkens omfang.

Utviklingen i de ulike forurensningskomponentene

Som det fremgår av figur 24.1, er det i forhold til NO_2 -utslippene man har kommet kortest i arbeidet med utslippsreduksjoner. De siste anslagene viser at antall personer som er utsatt for SO_2 -nivåer over SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier, nesten er halvert siden 1990. Når det gjelder en nærmere beskrivelse av den generelle utviklingen i SO_2 - og NO_X -*utslippene*, og betydningen av virkemiddelbruken i denne sammenheng, vises det til omtalen i *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25.

Figur 24.1 Utviklingen i utslippskomponentene SO_2 , NO_2 , sot og bly for utvalgte målesteder i norske byer og tettsteder (utarbeidet av Norsk institutt for luftforskning).

Utslippene av bly til luft er redusert med ca. 88 % i perioden 1973-1993. Dette skyldes primært redusert blyinnhold i bensin (bl.a. som følge av forskriften om helse- og miljøskadelige stoffer i motorbensin av 1980 med senere endringer), innføringen av blyfri lavoktan bensin fra 1986 og blyfri høyoktan bensin fra 1990, samt innføringen av et avgiftssystem som favoriserer blyfri bensin. Salget av blyfri bensin utgjør nå ca. 96 % av det totale salget av bilbensin. Resultatet er at bly som lokalt luftforurensningsproblem er sterkt redusert og vil bli relativt ubetydelig i de nærmeste årene forutsatt dagens utvikling.

Prosessutslippene av bly fra metallindustrien har vært relativt stabile frem til 1986. Etter dette er de kraftig redusert i og med at smeltehytta i Sulitjelma ble nedlagt og at produksjonen av jern og stål har blitt redusert.

Utslippene av CO vokste med ca. 50 % i perioden fra 1973 til 1987. Etter 1987 er utslippene redusert med ca. 15 % og er i dag omtrent på samme nivå som på begynnelsen av 80-tallet. Nedgangen de siste årene skyldes primært innføring av nye avgasskrav til personbiler og stagnasjon i bensinsalget. Industriens prosessutslipp av CO har vært stabile gjennom hele perioden. Det samme gjelder i hovedsak utslippene fra stasjonær forbrenning.

Utslippene av svevestøv PM_{10} ble redusert med nær 30 % fra 1973 til 1982. Dette skyldtes hovedsakelig redusert bruk av tungolje. Deretter var det en økning frem til 1987 pga. økt vedfyring i private husholdninger og generell trafikkøkning. Etter 1987 har utslippene vært relativt stabile.

Antallet personer som er sterkt plaget av *vegtrafikkstøy* i bomiljøer, antas å ha vært tilnærmet konstant siden slutten av 80-tallet.

Utvikling i vegtrafikkens omfang

Fordi utviklingen i vegtrafikkens omfang er av sentral betydning i forhold til flere av utslippskomponentene, vil det her bli redegjort spesielt for utviklingen i vegtrafikkens omfang og mulige forklaringsfaktorer i denne sammenheng.

I perioden fra 1970 til 1991 ble vegtrafikken målt i vognkilometer mer enn fordoblet. Vegtrafikk inkluderer her både person- og godstransport. I den samme perioden økte antall kjøretøyer fra ca. 1,2 mill. i 1970 til vel 2,9 mill. i 1991. Av dette utgjorde personbilene ca. 0,7 mill. i 1970 og 1,6 mill. i 1991.

Mens andelen av samlet persontransportarbeid som utføres av kollektivtransport har gått sterkt ned, har personbilens andel økt fra 66 % i 1970 til 77 % i 1991(NVVP 1994-97 s. 20 flg.)

I NVVP 1994-97, s. 22 flg. gis en nærmere redegjørelse for drivkreftene bak transportutviklingen i vegsektoren. Som årsaker til veksten i personbiltrafikken, nevnes flere faktorer – bl.a. inntektsøkningene, økt bilhold, veksten i kvinnenes yrkesdeltakelse og endringer i avstandene mellom boliger og arbeidsplasser og andre reisemål.

Om betydningen av de siste tyve års inntektsvekst, uttales at den antagelig både har bidratt til at personbilbruk prioriteres på bekostning av andre transporttjenester, og at etterspørselen vris mot aktiviteter som i betydelig grad forutsetter økt reiseaktivitet, bl.a. ferie- og fritidsaktivitet.

Endringene i personbilbruken har skjedd til tross for at kostnadene ved bilhold har økt. I 1970-årene var det en sterk vekst i drivstoffprisene. Også bilprisene økte reelt. I 1980-årene har drivstoffprisene og driftskostnadene variert betydelig, men ligger i dag om lag på samme nivå som i 1980.

På den annen side har det i den siste tyveårsperioden vært en sterkere prisstigning på buss og trikk enn for bilbruk. For bruk av jernbane har kostnadene utviklet seg relativt parallelt med bilholdskostnadene.

24.2.1.2 Måloppnåelse

Når det gjelder måloppnåelse vedrørende samlede nasjonale utslipp av SO_2 og NO_X henvises til *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25.

Målsettingene om reduksjon i blyutslippene på 70 % i perioden 1985-1995 nås med gjennomførte og planlagte tiltak.

Som påpekt i *"Målsettinger"* i avsnitt 24.1.3 er det ikke vedtatt konkrete, statlige mål for reduksjon av lokale luftforurensnings- og støyproblemer. De målsettingene som foreligger er derfor i hovedsak av mer generell art og med vag tidsangivelse, og er derfor vanskelige å etterprøve.

24.2.1.3 Utredningen om virkemiddelbruken i Grenlandsområdet

Som tidligere nevnt har det i forbindelse med utvalgets arbeid blitt gjennomført en utredning om virkemiddelbruken i forhold til forurensningsproblemene i Grenlandsområdet (DNVI-ECON 1993a). Nedenfor vil den delen av utredningen som gjelder lokale luftforurensninger og støy bli oppsummert. Grenlandsområdet inneholder Norges største industrikonsentrasjon og er således ikke helt representativt for den relative betydningen av de ulike utslippskildene. Uansett inneholder den aktuelle utredningen en interessant konkretisering av oppnådde miljøresultater på området lokale luftforurensninger og støy sett i forhold til virkemiddelbruken og andre forklaringsfaktorer.

Målinger i Grenland av SO_2 i luften for perioden fra 1980 til 1992 viser at årsgjennomsnittet har blitt vesentlig redusert og nå ligger langt lavere enn SFTs anbe-

falte grenseverdier (SFT-rapport 16/92). Overskridelser av SFT-rapportens døgnmiddelverdi forekommer, men er relativt sjeldne.

Det er reduksjoner av lokale utslipp som har ført til lavere SO_2 -konsentrasjoner, og det er fortsatt slik at mesteparten av den SO_2 som måles i luften kommer fra lokale utslipp, først og fremst fra industri og stasjonær forbrenning.

Blant årsakene til reduksjonene i SO_2 -utslippene er generelle virkemidler (forskrift om svovelinnholdet i fyringsolje samt ulike avgifter) og individuelle utslippskrav til enkelte industribedrifter i området. I tillegg har industrien iverksatt tiltak mot SO_2 -utslippene ut fra rent bedriftsøkonomiske hensyn. Dette er en medvirkende årsak til at bedriftenes utslipp ligger til dels betydelig under utslippsgrensene.

Måleresultatene for Grenlandsområdet når det gjelder konsentrasjonen av NO_X i luften for perioden 1980-1992, viser at situasjonen er forverret. Overtredelser av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier skjer hyppig.

Selv om Grenland er et typisk industriområde, står vegtrafikken for ca. 34 % av NO_X -utslippene. Utslippene fra vegtrafikken skjer direkte i områder der folk oppholder seg slik at disse utslippene i utgangspunktet har større potensiell skadevirkning på helsen enn industrielle utslipp, som gjerne fortynnes før mennesker blir eksponert for dem.

Det har siden 1989 på landsbasis vært avgasskrav til utslipp av bl.a. NO_X fra personbiler. Årsrapportene fra SFTs kontrollseksjon i Grenland viser imidlertid ingen endring i NO_X -utslippene fra vegtrafikken i perioden 1989-1992. Utslippstallene fra vegtrafikken er beregnede tall, og dermed ikke så nøyaktige som tallene for industriutslippene. Voksende trafikkvolum motvirker reduksjoner som følge av bedre motorteknologi.

I 1977 kom 87 % av NO_X -utslippene i Grenland fra industrien. Denne andelen hadde i 1985 sunket til 65 % og i 1992 til 58 %. Trenden er således at transportsektoren får større betydning for utslippene av NO_X .

Utslippene av CO i Grenland har de siste 10 årene vært relativt konstante. Det har ikke vært foretatt målinger av CO-konsentrasjonen i luft, men de industrielle utslippene forventes ikke å gi opphav til problemer. Enkelte steder med tett trafikk kan man imidlertid få forhøyede konsentrasjoner, spesielt på steder med mye tomgangskjøring.

I Grenlandsområdet har industrielle utslipp av støv blitt redusert i de siste 10 årene, og disse utslippsreduksjonene har vært fulgt av en kraftig reduksjon i målte mengder *nedfallsstøv*. Nedfallsstøv er i dag et begrenset problem, og ytterligere reduksjoner av industrielle utslipp kan kun forventes å ha effekt innenfor et lite område nær kilden.

Utslippene av *svevestøv* er derimot ikke redusert i særlig grad i den siste 10-års perioden, selv om den potensielle skadevirkningen på helsen i utgangspunktet er større enn for nedfallsstøv, fordi svevestøvet er finere og til dels har en annen kjemisk sammensetning. I tillegg kommer at konsentrasjonene av svevestøv kan bli høye nettopp der folk oppholder seg, fordi vegtrafikk er en viktig kilde til dette utslippet.

Såvel industriell virksomhet som trafikk gir opphav til *støy* som er til sjenanse for befolkningen i Grenland. Trafikkstøy påvirker imidlertid flest. I en undersøkelse det refereres til i Grenlandsstudien anslås det at ca. 8 % av befolkningen i kommunene Skien, Porsgrunn og Bamble er «svært forstyrret» av trafikkstøy inne i sine boliger.

Industristøyen har blitt noe redusert som følge av støyemisjonskrav i utslippstillatelsene. Støy fra vegtrafikk er nå relativt godt kartlagt, men på dette området finnes det relativt få historiske data.

Det vil ofte være samspillseffekter mellom de ulike forurensningskomponentene, f.eks. mellom SO_2 og svevestøv når det gjelder helseskader, i første rekke luftveisproblemer. Spesielt for Grenlandsområdet er *disproblemene* som hovedsakelig er forårsaket av samspill mellom ammoniakk, klor, saltsyre, svoveldioksid og nitrogenoksider. Det har det siste 10-året vært en nedgang i forekomsten av dis på omlag 85 % som følge av tiltak i industrien.

Når det generelt gjelder løsning av lokale miljøproblemer som følge av vegtrafikk, har den lokaltilpassende virkemiddelbruken hovedsakelig gått ut på å flytte utslippskildene fra de mest utsatte områdene eller gjennomføring av avbøtende tiltak. Det har i liten eller ingen grad blitt iverksatt virkemidler eller tiltak som reduserer totalutslippene fra sektoren. (DNVI-ECON 1993a, s. 54)

24.2.2 Teoretisk tilnærming til virkemiddelbruken på området

Som redegjort for i innledningen av *"Vurdering av virkemiddelbruken på området og behovet for endringer"* i avsnitt 24.2, vil det i vurderingen av virkemiddelbruken overfor lokale luftforurensninger og støy bli fokusert på samferdselssektoren. Utvalget understreker imidlertid at det også på dette området er viktig å beholde et helhetsperspektiv i den forstand at alle kilder til miljøproblemet tas i betraktning når virkemiddelbruken utformes. Dette er av betydning både av hensyn til måloppnåelse og kostnadseffektivitet på tvers av kilder. Bruk av generelle virkemidler (dvs. virkemidler med anvendelse på tvers av sektorer) vil i så måte ha fortrinn. Den svovelgraderte mineraloljeavgiften er et eksempel på et slikt virkemiddel. I den grad det ikke er praktisk mulig eller hensiktsmessig å benytte generelle virkemidler, vil ulike former for tiltaksanalyser (se *"Tiltaksanalyser"* i avsnitt 16.5) kunne gi en tverrsektoriell innfallsvinkel til virkemiddelbruken.

24.2.2.1 Teoretisk optimal virkemiddelbruk overfor vegtrafikk og samfunnsøkonomiske analyser som grunnlag for virkemiddelutformingen

Optimal virkemiddelutforming overfor vegtrafikk innebærer at alle aktørene stilles overfor de marginale samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til deres bidrag til miljøproblemene. Den mest aktuelle tilnærmingen til dette er gjennom et avgiftssystem, men det er i praksis vanskelig å finne velegnede avgiftsgrunnlag for avgifter som skal avspeile lokalt avgrensede problemer.

Drivstoffavgifter

Drivstoffavgifter har den egenskap at de påvirker samlet transportaktivitet og drivstofforbruket i det enkelte kjøretøy. Slike avgifter har vist seg velegnet overfor enkelte nasjonale problemer. I forhold til lokal luftforurensning og støy er imidlertid drivstoffavgiftene mindre effektive. Dette har sammenheng med at:

- Miljøproblemene knyttet til lokal luftforurensning og støy varierer med topografi, boligtetthet m.v.
- Skadevirkningene av et gitt utslipp av ett stoff varierer med bl.a. meteorologiske forhold, ukedag og tid på dagen
- Den enkelte kilde bidrar til flere ulike miljøproblemer.
- Utslippene (inkludert støy) varierer bl.a. med kjøretøyenes årgang, vekt, motorvedlikehold, bildekk, samt kjørepraksis.
- Lekkasjeproblemer vil stort sett utelukke bruken av lokalt avgrensede drivstoffavgifter.

Vegprising

Vegprising innebærer at det må betales for bruk av visse vegstrekninger. Et vegprisingssystem vil redusere behovet for andre, mindre effektive virkemidler mot lokale miljøproblemer knyttet til transport. Ytterpunktet vil være et teoretisk perfekt vegprisingsopplegg som i stor grad vil overflødiggjøre andre virkemidler. Teknisk sett er det mulig å tenke seg vegprisingssystemer som kommer svært nær det teoretiske idealet, f.eks. ved at prisen, i tillegg til å differensieres etter tid og sted, også differensieres etter individuelle egenskaper ved kjøretøyet (modell, avgasskrav, piggdekk/ikke piggdekk osv.) Dette skulle kunne la seg gjøre dersom et elektronisk vegprisingssystem knyttes opp til et kjøretøyregister som inneholder denne type opplysninger.

Det vil bli foretatt en nærmere drøfting av vegprising som virkemiddel i *"Transportpolitiske virkemidler"* i avsnitt 24.2.3.3, hvor det fremgår at det er behov for ytterligere utredninger og avklaringer før det er aktuelt å innføre omfattende vegprisingssystemer. Bl.a. vil kostnadene ved etablering av slike ordninger være en begrensende faktor.

Nytte-kostnadsvurderinger

På bakgrunn av de ovenfor nevnte begrensningene for bruken av teoretisk perfekte drivstoffavgifter og vegprisingssystemer i forhold til lokale luftforurensninger og støy, er myndighetene i det minste på kort sikt henvist til å benytte virkemidler som i mindre grad oppfyller det teoretiske idealet om kostnadseffektiv virkemiddelbruk. Det betyr at det ikke vil være praktisk mulig med en avgiftsbasert virkemiddelbruk hvor virkemidlene utformes slik at tilpasningene tas av aktørene i de deler av samfunnet hvor kostnadene er lavest. Virkemiddelbruken må derfor velges ut fra en samfunnsøkonomisk analyse av kostnader og nytte ved enkeltiltak/-virkemidler eller kombinasjoner av disse, jf. *"Tiltaksanalyser"* i avsnitt 16.5, hvor metoden for slike analyser og de problemer som reises er nærmere behandlet.

En slik planleggingstilnærming kan ikke betraktes som et fullverdig alternativ til bruk av økonomiske virkemidler. Selv om det ikke vil være mulig å basere miljøpolitikken utelukkende på perfekte eksternalitetskorrigerende avgifter, er det likevel viktig å tilstrebe en mest mulig riktig prising av miljøkonsekvensene av transportbruk. Dette vil bidra til at de transport- og miljømessige konsekvensene blir vektlagt på en mest mulig riktig måte i alle de valg som myndigheter og privatpersoner tar.

En faglig tilfredsstillende analyse av tiltak mot lokal luftforurensning og støy i et byområde må omfatte en samlet tiltaksstrategi mot flere miljøproblemer sett i sammenheng. Problemet med å analysere tiltak enkeltvis ligger i at effektene av det enkelte tiltak ofte vil være avhengig av hvilke andre tiltak som gjennomføres. Tilsvarende er det lite tilfredsstillende å analysere tiltaksstrategier mot ett enkelt miljøproblem fordi tiltakene ofte har effekt på flere miljøproblemer.

I en samlet vurdering av virkemidler er det vesentlig at alle aktuelle virkemidler tas i betraktning, uavhengig av hvilke sektorer eller forvaltningsnivåer som har det formelle ansvaret for virkemidlene.

Det er et særlig spørsmål hvordan hensynet til nasjonale utslippsmål vedrørende regionale og globale miljøproblemer reflekteres i nytte-kostnadsanalyser med tanke på lokalt avgrenset virkemiddelbruk. Som vi kommer tilbake til i *"Betydningen av at vegtrafikkens miljøvirkninger er både lokale, regionale og globale"* i avsnitt 24.2.2.2 nedenfor, kan hensynet til slike utslippsmål inkluderes i analysen ved at antatte endringer i transportarbeidet verdsettes ut fra miljøavgifter fastsatt i forhold til de nasjonale utslippsmålene. Dette forutsetter at de ulike elementene i avgiftssys-

temet får en korrekt behandling, noe som i praksis ikke alltid har vært tilfelle. Eksempelvis er CO_2 -avgiften holdt utenfor i Statens vegvesens nytte-kostnadsberegninger. Det foregår et omfattende arbeid med å harmonisere og videreutvikle analyseverktøyet på transportsektoren. Behandlingen av avgifter i nytte-kostnadsanalyser er blant de spørsmål som må avklares.

I praksis må analysene avgrenses til et begrenset antall alternative virkemiddelkombinasjoner. Dette betyr at genereringen av alternativer kan bli minst like viktig som de etterfølgende analysene. Det er i denne sammenheng sentralt at en betraktningsmåte som bygger på en avveining av nytte mot kostnader, og hvor flere virkemidler og problemer blir sett i sammenheng, kommer inn tidlig i planleggingsprosessen.

Nytte-kostnadsanalyser er mye brukt som grunnlag for beslutninger i transportsektoren, særlig på vegsektoren. For å skape et grunnlag for beslutninger på tvers av sektorer, er det viktig at metoder for samfunnsøkonomiske analyser harmoniseres og videreutvikles i alle sektorer.

Ansvarsdelingen mellom nasjonalt og lokalt beslutningsnivå

Miljøproblemenes geografiske dimensjon tilsier en ansvarsdeling mellom nasjonalt og lokalt beslutningsnivå. Et grunnleggende prinsipp i denne forbindelse er at den myndighet som tildeles ansvaret for miljøkvaliteten på et område, også må ha styring med de viktigste virkemidlene for å påvirke miljøtilstanden. Det naturlige utgangspunktet er således at lokale miljøproblemer løses ved virkemiddelbruk på lokalt nivå, mens det i forhold til nasjonale mål knyttet til regionale og globale problemer benyttes landsdekkende virkemidler utformet av sentrale myndigheter. (At sentrale forurensningsmyndigheter har et hovedansvar for konsesjonsbehandlingen av forurensende industri (se *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21), er i og for seg i strid med dette prinsippet, men har bl.a. sin bakgrunn i den spesialiserte kompetansen som kreves for behandlingen av denne type saker.)

Utgangspunktet kompliseres imidlertid av at landsdekkende virkemidler kan være effektive i forhold til lokale problemer, mens det i utformingen av lokalt avgrensede virkemidler kan være viktig å ta hensyn til effekten på totale nasjonale utslipp.

Forutsetningen for at ensartede, landsomfattende virkemidler skal være aktuelle overfor lokale miljøproblemer, er at problemene til en viss grad er de samme mange steder. Av betydning for om landsomfattende virkemidler bør benyttes, er også i hvilken grad det er praktisk mulig å lokaltilpasse virkemiddelbruken. Det kan f.eks. være vanskelig å differensiere drivstoffavgifter geografisk fordi effekten kan undermineres ved kjøp av drivstoff der avgiften er lavest. Videre er det upraktisk å operere med forskjellige støy- og avgasskrav til biler i ulike deler av landet.

Avgjørende for om landsomfattende virkemidler kan være aktuelle overfor lokale miljøproblemer, vil være om fordelene ved generell virkemiddelbruk oppveier ulempene ved manglende lokaltilpasning. At det er komplikasjoner ved lokaltilpassede støykrav til kjøretøy, og at vegtrafikkstøy er et miljøproblem over store deler av landet, er f.eks. momenter som taler for å fastsette generelle støykrav til kjøretøy, som ett av virkemidlene mot lokale støyproblemer.

I praksis vil situasjonen gjerne være at det i forhold til regionale og globale problemer vurderes landsomfattende avgifter eller avgasskrav. Problemstillingen er da i hvilken grad det skal tas hensyn til positive lokale effekter. En vurdering av virkemidlene skal inkludere alle positive og negative effekter, og dermed også lokal nytte. Om virkemiddelbruken i tillegg bør skjerpes av hensyn til lokale nyttevirk-

ninger, vil måtte sees i forhold til effektiviteten av alternativ lokalt avgrenset virkemiddelbruk.

24.2.2.2 Betydningen av at vegtrafikkens miljøvirkninger er både lokale, regionale og globale

Selv når analysen av virkemidlene avgrenses til å gjelde vegtrafikkens miljøproblemer, er det komplisert å skulle legge til rette for en konsistent og helhetlig virkemiddelbruk. Dette har sammenheng med at både miljøvirkningene og miljøtiltakene knyttet til samferdselssektoren har mange dimensjoner.

Miljøvirkningene av vegtrafikk er beskrevet i *"Beskrivelse av miljøproblemet"* i kap. 24.1.1, og kan deles i tre dimensjoner i forhold til om effekten er henholdsvis lokal, regional eller global. I tabell 24.3 nedenfor gis en skjematisk fremstilling av de ulike miljøvirkningenes geografiske avgrensning.

Tabell 24.2: Om miljøeffekten av transport er lokal, regional eller global

Komponent	lokal effekt	regional effekt	global effekt
CO_2	nei	nei	ja
NO_X	ja	ja	(ja)
VOC	ja	ja	(ja)
CO	ja	nei	(ja)
svevestøv	ja	nei	nei
Støy	ja	nei	nei
Andre miljøvirkninger	ja	nei	nei

«Andre miljøvirkninger» er knyttet til veganleggets fysiske inngrep i omgivelsene. Bl.a. kan et veganlegg ha konsekvenser i forhold til verdifulle natur- og friluftsområder, kulturmiljø, kulturminner, arkitektoniske og estetiske verdier. I tillegg vil både de fysiske veganleggene og trafikken på disse bidra til barrierevirkninger og påvirke viktige nærmiljøkvaliteter, som f.eks. barns oppvektsmiljø. Ulykker er en direkte effekt av trafikken på veganlegget.

Gjennom eksisterende virkemiddelbruk vil blyforurensninger fra vegtrafikk om få år ikke lenger utgjøre noe miljøproblem. Blyutslipp vil derfor ikke bli omtalt i de videre drøftingene her, men behandles i *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22 om miljøgifter (se *"Virkemiddelbruken overfor produkter"* i avsnitt 22.2.7)

At utslippene har global effekt, betyr her at de kan bidra til klimaendringer. VOC og CO bidrar indirekte til oppvarming av atmosfæren. Det er foreløpig usikkert om utslipp av NO_X ved bakkenivå bidrar positivt eller negativt til global oppvarming. (NO_X -utslipp fra fly bidrar indirekte til oppvarmingen).

I *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i avsnitt 24.1.4 ble virkemidlene delt i fire grupper i forhold til hva slags *typer tiltak* som ble utløst. De aktuelle tiltaksgruppene var: Begrensninger i vegtrafikkens totale omfang, reduserte utslipp fra det enkelte kjøretøy, kanalisering av trafikken for å redusere effekten av utslippene, samt en utforming og bruk av veganleggene som minimaliserer miljøproblemene.

I forhold til vegtrafikkens lokale miljøproblemer, vil alle de fire tiltakskategoriene ha en positiv effekt, mens det i hovedsak er de to første kategoriene (vedrørende vegtrafikkens omfang og utslippene fra det enkelte kjøretøy) som er av betydning i forhold til regionale og globale problemer.

Lokalt avgrensede virkemidler kan på ulike måter influere på samlede utslipp av betydning for regionale og globale miljøproblemer. I den grad lokale myndigheter velger å løse lokale miljøproblemer knyttet til vegtrafikk gjennom virkemidler som gir insitament til mindre bilbruk, vil dette bidra til å redusere de totale utslippene. Dersom man lokalt i stedet velger andre strategier, vil effekten på totale utslipp avhenge av de nærmere omstendigheter. F.eks. vil satsing på vegutbygginger for å lede trafikken utenom (eller i tunnel under) utsatte områder, kunne gjøre det mer attraktivt å benytte bil, f.eks. ved at køproblemer reduseres og reisetiden går ned, og således medføre økt bilbruk, bl.a. som alternativ til andre transportmidler. På den annen side vil reduserte køproblemer føre til reduserte utslipp pr. kjøretøykilometer.

På bakgrunn av ovenstående er det viktig at sentrale myndigheter fastsetter *rammebetingelser for lokal virkemiddelbruk* som sikrer at lokale myndigheter i sine virkemiddelvalg tar hensyn til effekten i forhold til regionale og globale miljøproblemer. Slike rammebetingelser vil innebære at lokale myndigheter i større grad enn de ellers ville gjort velger virkemidler som kan bidra til å redusere vegtrafikkens omfang.

Når det gjelder luftforurensninger fra vegtrafikken, vil generelle statlige virkemidler som kan øke kostnadene ved bilbruk (drivstoffavgifter (bl.a. CO_2 -avgiften), krav til drivstoffets innhold, avgasskrav, differensierte, ikke bruksavhengige kjøretøyavgifter, osv.) være en viktig rammebetingelse for lokal virkemiddelbruk. Disse kostnadene betales riktignok i hovedsak av private transportbrukere, men vil likevel ha betydning for lokale myndigheters beslutninger når disse bygger på en vurdering av de samlede samfunnsmessige konsekvenser.

Som påpekt i NVVP 1994-97, baserer i dag de fleste kommuner sin alternativvurdering i arealplanleggingen på kommunaløkonomiske konsekvensanalyser slik at forskjeller i transportarbeid og -kostnader vil kunne bety lite for valget mellom ulike arealbruksmønstre. Dette medfører også at lokal arealplanlegging i utgangspunktet kan være lite følsom overfor miljøavgifter på transport. Over tid vil likevel høye private transportkostnader, uavhengig av om de skyldes miljøavgifter eller andre forhold, måtte forventes å påvirke etterspørselen etter utbyggingsarealer.

Det kan stilles tilsvarende spørsmålstegn ved om kommunale myndigheter i tilstrekkelig grad tar hensyn til de fulle samfunnsøkonomiske konsekvensene også ved andre beslutningsprosesser. Det avgjørende er imidlertid ikke nødvendigvis om private transportkostnader etc. er inkludert i en nytte-kostnadsanalyse, men at slike kostnader er vektlagt i beslutningsprosessen.

Når det gjelder Vegdirektoratets nytte-kostnadsanalyser, er det for øvrig som nevnt i *"Teoretisk optimal virkemiddelbruk overfor vegtrafikk og samfunnsøkonomiske analyser som grunnlag for virkemiddelutformingen"* i avsnitt 24.2.2.1 et problem at CO_2 -avgiften holdes utenfor beregningene.

I den grad statlige myndigheter ikke lar marginalkostnadene ved å redusere utslipp som det er knyttet regionale mål og forpliktelser til, gjenspeiles i drivstoffavgiftene, avgasskrav osv., kunne det være aktuelt å gi retningslinjer for hvilken kostnad som i kost-nytteanalysene skulle knyttes til drivstofforbruket, og at denne kostnaden ble fastsatt utfra hensynet til nasjonale utslippsmål. Denne type retningslinjer vil imidlertid ikke være noe fullgodt alternativ til å internalisere kostnadene gjennom et avgiftssystem. Drivstoffavgifter vil, i motsetning til retningslinjer,

påvirke alle de enkeltbeslutninger som fattes av private og offentlige aktører og som over tid bestemmer arealbruksmønster og transportomfang.

Statlige rammebetingelser i forhold til vegtrafikkens miljøproblemer kan for øvrig også ha andre begrunnelser enn å sikre at lokale myndigheter tar hensyn til regionale og globale forurensningsproblemer. Lokal politikk vil kunne påvirke andre typer miljøkvaliteter av betydning for hele eller deler av landet, som naturområder av nasjonal interesse, artsmangfold og kulturminner. Videre kan det sies å være et statlig ansvar å sikre et minimumsnivå på visse velferdsgoder som kommunene og fylkeskommunene tilbyr sine innbyggere. Dette kan bl.a. begrunne minstekrav til luftkvalitet og støyforhold. Videre vil statlige rammebetingelser i forhold til vegsektoren bl.a. kunne ha sin forankring i at utformingen av et transportsystem i et byområde kan ha betydning for framkommelighet på transportårer av nasjonal betydning.

En aktuell rammebetingelse for flere dimensjoner av miljøproblemene knyttet til vegtrafikk er planlegging i henhold til plan- og bygningsloven (pbl.). Som redegjort for i *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i avsnitt 24.1.4 kan overordnede planmyndigheter i henhold til pbl. legge retningslinjer for den kommunale planleggingen. Relevante problemstillinger i denne sammenheng vil bli behandlet nedenfor i *"Partiell vurdering av virkemidler"* i avsnitt 24.2.3 og *"Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren"* i 24.2.4.

Også statlige tilskudd til lokale tiltak innebærer i praksis rammebetingelser for kommunal virkemiddelbruk. Det gjelder tilskudd til slikt som vegutbygging, støyskjermer, kollektivtrafikk og gang- og sykkelveger. Hvor sterke føringer som gis avhenger av graden av øremerking. I *"Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren"* i avsnitt 24.2.4 vurderes en endring av rammebetingelsene på dette området for å gi lokale myndigheter mulighet for å foreta mer helhetlige vurderinger av transportnettet.

Rammebetingelser for lokal virkemiddelbruk kan dessuten gis i form av minstekrav til miljøkvalitet, jf. arbeidet med forskrift om grenseverdier for lokal luftforurensning og støy, som beskrives og vurderes i *"Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren"* i avsnitt 24.2.4.

Gjennomgangen ovenfor tydeliggjør at politikken rettet mot henholdsvis lokale og regionale/globale problemer ikke kan utformes uavhengig av hverandre. Selv i en idealsituasjon hvor det finnes perfekte miljøavgifter som kan rettes mot det enkelte miljøproblem, vil det være behov for å se problemene i sammenheng. Eksempelvis vil nivået på en nasjonal CO_2 -avgift utformet for å nå en nasjonal forpliktelse/mål påvirke hvor høyt vegprisingssatsene i et byområde bør settes, og omvendt.

I praksis utformes miljøpolitikken trinnvis gjennom politiske prosesser. Dette gir rom for å justere politikken på lokalt nivå etter endrede rammebetingelser og virkemiddelutforming på nasjonalt nivå. Tilsvarende kan nivået på CO_2 - avgiften, og virkemidler for å nå andre nasjonale mål, justeres over tid etter hvert som det utvikles lokale virkemidler. En slik dynamisk prosess vil etter utvalgets vurdering være en god tilnærming til en simultan virkemiddelutforming forutsatt at det utvikles gode rammebetingelser for lokalt avgrenset virkemiddelbruk samt andre mekanismer for samordning og koordinering av virkemiddelbruken.

I *"Fordelingen av myndighet mellom ulike forvaltningsnivåer i transportsektoren."* i avsnitt 24.2.4.1 vil utvalget foreta en vurdering av enkelte sider ved ansvarsdelingen mellom lokalt og nasjonalt myndighetsnivå. Uansett ansvarsdeling og utforming av hensiktsmessige statlige rammebetingelser vil det som nevnt være behov for en samordning og koordinering av virkemiddelbruken. En nærmere vurdering av ulike samordningsmekanismer foretas i *"Samordning av virkemiddelbru-*

ken mellom forvaltningsnivåer og sektorer" i avsnitt 24.2.4.2. Først skal det imidlertid i *"Partiell vurdering av virkemidler"* i avsnitt 24.2.3 foretas en partiell vurdering av enkelte virkemidler.

24.2.3 Partiell vurdering av virkemidler

24.2.3.1 Innledning

I utgangspunktet er det en lang rekke virkemidler som kan brukes for å begrense miljøproblemene forårsaket av vegtransport, jf. gjennomgangen i *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i avsnitt 24.1.4. De fleste virkemidlene vil i varierende grad påvirke både globale, regionale og lokale forurensningsproblemer. I dette kapitlet er det hovedsakelig lokalt tilpassede virkemidler som er spesielt aktuelle. Virkemidlenes egnethet drøftes her uavhengig av institusjonelle hindringer som omtales nærmere i *"Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren"* i avsnitt 24.2.4.

Utvalget har vurdert følgende virkemidler som aktuelle elementer i lokalt tilpassede strategier:

- Regulering/samordning av arealbruksmønster og transportsystem gjennom planlegging etter plan- og bygningsloven.
- Kommunehelsetjenesteloven.
- Lokale avgifter hjemlet i vegtrafikk- og veglovgivningen.
- Offentlige investeringstiltak.
- Offentlige tilskudd til drift av kollektivtransport.
- Trafikkregulering med hjemmel i vegtrafikkloven.

Utvalget har i sin vurdering av de ovennevnte virkemidlene særlig lagt vekt på hvor finmasket virkemidlene kan utformes med tanke på lokale problemer som kan variere betydelig innenfor relativt små områder, og hvordan de aktuelle virkemidlene kan samvirke med annen virkemiddelbruk.

Det er videre av interesse for beslutningstakerne å vurdere virkemidlenes virkning på andre lokale miljøproblemer enn luftforurensning og støy, og om virkemidlet endrer totalt transportomfang og transportmiddelfordeling i det aktuelle byområdet/-regionen. Endringer i transportvolum og fordeling på ulike transportformer indikerer at virkemidlet trolig påvirker lokale miljøproblemer utenfor områdene som i utgangspunktet er definert som problemområder. Totalt transportomfang og transportmiddelfordeling er dessuten av betydning i forhold til globale og regionale problemer.

I dette kapitlet vurderes stort sett enkelt-virkemidlers egenskaper. Det er innledningsvis grunn til å påpeke at lokale miljøproblemer knyttet til transport er svært komplekse og derfor ofte i praksis må løses ved strategier bestående av flere virkemidler som samlet bidrar til det ønskede resultat.

Nytte og kostnader knyttet til bruk av et gitt virkemiddel vil variere med vekslende lokale forhold og øvrig virkemiddelbruk i det aktuelle området. Om det er effektivt å bruke et bestemt virkemiddel for å løse lokale miljøproblemer, må derfor vurderes i hver enkelt situasjon.

24.2.3.2 Tverrsektorielle virkemidler

Planlegging

I *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i avsnitt 24.1.4 er det gitt en generell beskrivelse av hvordan plan- og bygningsloven med tilhørende plantyper, bestem-

melser og retningslinjer kan virke inn på lokal luftforurensning og støy fra vegtrafikk. Nedenfor gis en nærmere vurdering av enkelte sider ved virkemidler hjemlet i denne loven.

Planlegging legger til rette for at nye fysiske miljøtiltak kan gjennomføres, men sikrer ikke iverksetting av tiltakene. Skal planer kunne realiseres, kreves det bl.a. at offentlige aktører følger opp planene gjennom sine sektorlover og budsjetter. Som et eksempel forutsetter planer om nytt sykkelvegnett at statlige, fylkeskommunale og kommunale myndigheter følger opp med investeringer.

Planer som ivaretar miljøhensyn, vil kunne redusere behovet for reparerende tiltak. Et eksempel er at behovet for støytiltak langs vegnettet reduseres ved at det tas støyhensyn i planleggingen av nye veger og ny bebyggelse inntil veger. Erfaringsmessig vil det i de fleste tilfeller være mer kostnadseffektivt å ivareta støyhensyn i planleggingen av nye tiltak enn som reparerende tiltak i etterkant av selve utbyggingen.

Bygging av omkjøringsveger har i mange tilfeller bidratt til reduksjoner av miljø- og fremkommelighetsproblemer i byer og tettsteder. Over tid er det imidlertid en tendens til at ny utbygging lokaliseres nær omkjøringsveger, spesielt ved kryss. Omkjøringsvegene skaper god biltilgjengelighet som utnyttes av regionale servicebedrifter, men nye veger åpner også muligheter for boligutbygging i nye områder. Denne utviklingen undergraver på mange måter den forebyggende effekten av å skille støyømfintlig bebyggelse og tunge trafikkstrømmer. Utbygging nær hovedvegnettet krever i mange tilfeller kostbare støytiltak (som riktignok i stor grad betales av utbygger) og begrenser mulighetene for fremtidig vegombygging og –utvidelse. Etablering av ny virksomhet og boligbygging i utkanten av byer og tettsteder kan videre bidra til uheldige endringer i transportomfang og bilbruk. Dessuten kan etablering av bedrifter som ønsker god synlighet fra vegen for å markedsføre seg til trafikantene, være uheldig ut fra hensynet til visuelle kvaliteter i landskapet. Mange slike etableringer inntil omkjøringsveger er fremmet gjennom enkeltsøknader og dispensasjoner uten forutgående oversiktsplanlegging i form av kommune- eller kommunedelplaner. De nevnte problemene langs hovedårene i transportsystemet understreker betydningen av oversiktsplanlegging etter plan- og bygningsloven.

I denne forbindelse understreker utvalget viktigheten av de bestemmelser i Rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging (RPR-AT) som omhandler slik planlegging. Det følger av RPR-AT *"Avgift eller gebyr – begrepsavklaring"* i pkt. 3.4 at det ved planlegging av nye boligområder bør søkes en lokalisering og utforming som ivaretar miljøkvalitet slik at behovet for avbøtende tiltak unngås. Videre sier *"Hensyn ved valg av virkemidler"* i pkt. 3.2 at det langs eksisterende hovedveg- og banenett skal legges vekt på hensynet til å opprettholde et differensiert transportsystem og fremtidig behov for utvidelser av veg- og banenettet. Dessuten må utbyggingsplaner ta hensyn til retningslinjer etter plan- og bygningsloven vedrørende bl.a. vegtrafikkstøy. Utvalget er for øvrig av den oppfatning at overordnet transportinfrastruktur og arealbruk i nærheten av transportanleggene i størst mulig grad bør samordnes i helhetlige planer etter plan- og bygningsloven.

Arealpolitikken kan på ulike måter spille sammen med og støtte opp under bruk av andre virkemidler for å få til miljøforbedringer. I denne sammenheng vil utvalget vise til St.meld. nr. 31 (92-93) «Den regionale planleggingen og arealpolitikken» og NVVP 1994-97 som understreker at den langsiktige utviklingen i arealbruk ikke bare kan påvirke transportbehovet, men også bestemmer mulighetsområdet for fremtidig bruk av transportpolitiske virkemidler. F.eks. vil utviklingen av arealbruken på lang sikt påvirke husholdningers og virksomheters muligheter for å tilpasse

seg til høyere pris på fossilt brensel eller andre restriksjoner på transport. Med en arealbruk som tilrettelegger for et effektivt kollektivtilbud, vil det i framtiden kunne være større muligheter for å begrense bilbruken uten i samme grad som med dagens utbyggingsmønster å ramme næringslivets transporter og folks levekår.

For å forebygge lokale miljøproblemer er det avgjørende at miljøhensyn integreres i oversikts- og detaljplanlegging etter plan- og bygningsloven, bl.a. er det viktig å vurdere transportkonsekvensene av ulike utbyggingsmønstre. Oversiktsplaner kan i større grad enn detaljplaner påvirke langsiktig utvikling av transportomfang og transportmiddelfordeling. Detaljplaner kan bidra til å begrense transportbehov og miljøulemper forbundet med det enkelte utbyggingsområde.

Som nevnt i *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1, omfattes infrastrukturtiltak med vesentlige virkninger på miljø, naturressurser og samfunn av bestemmelsene om konsekvensutredninger (KU) i plan- og bygningsloven. Erfaringene fra behandlingen av konsekvensutredningene har avdekket et behov for bedre samordning av KU-behandlingen og den ordinære planprosessen med tanke på en mer effektiv saksbehandling. Bl.a. påpekte Næringslovsutvalget (i en rapport av 30. juni 1993) et behov for bedre samordning av de ulike trinn i saksbehandlingen med tanke på mindre tidsbruk.

Utvalget er kjent med at det på bakgrunn av ovenstående gjennomføres et prosjekt ved NIBRs kompetansesenter for konsekvensutredninger som skal belyse forholdet mellom KU-bestemmelsene og planbestemmelsene. Videre inneholder nå veilederen for konsekvensutredninger (T-1015) anbefalte modeller for samordning av de to regelsettene. Foranlediget av EØS-avtalen pågår en revisjon av KU-bestemmelsene, som bl.a. vil bidra til en nærmere samordning mellom KU-prosessen og ordinær planlegging etter plan- og bygningsloven.

For øvrig følger det av regelverket at innhold og omfang av konsekvensutredningene bestemmes i det enkelte tilfelle gjennom fastsettelsen av utredningsprogram. Utvalget understreker at konsekvensutredningene skal begrenses til de beslutningsrelevante problemstillingene. Dette må også gjelde i forhold til ordinære planprosesser, f.eks. når det dreier seg om kravet i RPR-AT om at «beslutninger om utbyggingsmønster med transportsystem må baseres på brede vurderinger av konsekvenser». For å effektivisere planprosessene er det videre viktig at kommuner og statlige myndigheter på regionalt nivå forholder seg til de rammer som allerede er fastlagt gjennom forutgående vedtak på overordnet plannivå.

Plan- og bygningsloven er et sentralt virkemiddel for å ivareta også andre miljøkvaliteter enn de som er knyttet til forurensninger og støy. Mens forurensninger og støy i en viss forstand kan sies å være en indirekte følge av vegutbygginger, er andre miljøvirkninger mer direkte knyttet til vegen som fysisk inngrep i omgivelsene.

I *"Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren"* i avsnitt 24.2.4 vil det bli gitt en vurdering av betydningen av plan- og bygningsloven i forhold til samordning og koordinering av virkemiddelbruken. Bl.a. vil rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging bli behandlet i den sammenheng.

Kommunehelsetjenesteloven

Kommunehelsetjenesteloven er omtalt i *"Øvrig lovgivning som vedrører forurensningsspørsmål"* i avsnitt 5.4 og *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i 24.1.4. ovenfor. Den gir kommunale helsemyndigheter hjemmel til å kreve retting og eventuelt stansing av forurensende og støyende virksomhet med negativ innvirkning på helsen, selv om den aktuelle virksomheten er i tråd med vedtatt plan etter

plan- og bygningsloven og ikke er i strid med annet lovverk som skal ivareta helse- og miljøhensyn – bl.a. forurensningsloven med tilhørende forskrifter. Dermed fungerer kommunehelsetjenesteloven som en sikkerhetsventil for de tilfeller hvor medisinsk sakkyndige mener det foreligger helsefare. En slik dobbeltregulering kan imidlertid skape uoversiktlige forhold for berørte virksomheter og er derfor generelt sett uheldig, og stiller krav til samordning av myndighetenes virkemiddelbruk. For øvrig nevnes at også Lovstrukturutvalget (NOU 1992:32) tok opp problemene knyttet til overlappende helse- og forurensningslovgivning.

I praksis har kommunelhelsetjenesteloven bl.a. vært benyttet for å begrense støyplager. I forhold til støyregulering er behovet for samordning av virkemiddelbruken spesielt stort, fordi støymyndigheten, som beskrevet i avsnitt 24.1.4.4, er svært spredt. F.eks. er utvalget kjent med at det i enkelte situasjoner er gitt forskjellige signaler i forbindelse med behandlingen etter henholdsvis plan- og bygningsloven og kommunehelsetjenesteloven.

Behovet for samordning av regelverket aktualiseres av forslaget om nasjonale grenseverdier for luftforurensning og støy i henhold til forurensningsloven (se *"Samordning av virkemiddelbruken mellom forvaltningsnivåer og sektorer"* i avsnitt 24.2.4.2). Utvalget mener derfor det bør foretas en gjennomgang av de ulike regelsettene som er av relevans for lokale luftforurensninger og støy, med sikte på å oppnå best mulig sammenheng i regelverket.

Naboloven

Det er redegjort for naboloven og øvrige privatrettslige regler i *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4. Som det fremgår der, er disse reglene i første rekke aktuelle i forhold til geografisk avgrensende miljøproblemer. Lokale luftforurensninger og støy er typiske eksempler på problemer av denne karakter. Det er illustrerende at alle de refererte Høyesterettsdommene gjengitt i *"Naboretten"* i avsnitt 4.1 om naborett gjelder lokale luftforurensninger og støy. For en nærmere redegjørelse for effektivitetsegenskapene til de privatrettslige reglene henvises til *"Privatrettslige regler som miljøpolitiske virkemidler"* i avsnitt 16.7.

24.2.3.3 Transportpolitiske virkemidler

Prising av vegbruk

Som redegjort for i *"Teoretisk tilnærming til virkemiddelbruken på området"* i avsnitt 24.2.2 er det som regel lite hensiktsmessig å lokaltilpasse avgifter knyttet til drivstoff og kjøretøy. De mest aktuelle lokale økonomiske virkemidlene er derfor prising av vegbruk (vegprising og bompengeordninger) og parkeringsavgifter. Virkemidlene knyttet til parkering kommer vi tilbake til nedenfor.

Etablering av *bompengeordninger* for å finansiere konkrete vegprosjekter er den type prising av vegbruk som praktiseres i dag. Dette skiller seg fra det som nedenfor omtales som vegprising, ved at formålet er finansiering. Det innebærer generelt en annen utforming av systemet (bomplassering etc.) enn om formålet hadde vært å begrense tids- og stedsavgrensede miljøproblemer.

I og med at bomringene er lagt rundt de store byene, hvor miljøproblemene knyttet til vegtrafikk er størst, er det likevel et visst potensiale for å utnytte dagens bompengeordninger også som et miljøpolitisk virkemiddel. I denne forbindelse ville det være ønskelig med en *tidsdifferensiering* av bompengesatsene. Fra statlig hold er det åpnet for og oppfordret til innføring av slik tidsdifferensiering på lokalt initiativ. Opplegget må godkjennes av statlige myndigheter innenfor veglovens rammer. Forutsetningen er at bompengeinntektene ikke reduseres som følge av tids-

differensieringen. Bomringene i Trondheim og Bergen praktiserer til en viss grad tidsdifferensiering, mens Oslo-ringen har samme pris uavhengig av tidspunkt for passering.

SINTEF har gjennomført reisevaneundersøkelser før og etter innføring av bompengeringen i Trondheim (Meland 1994). Det er bare avgiftsinnkreving mandag – fredag mellom kl. 06.00 og kl. 17.00. Avgiften for enkeltpassering er da kr. 10,-. Mellom kl. 06.00 og kl. 10.00 er det 2 kroner høyere takst enn ellers. Undersøkelsene tyder ikke på at bomringen har ført til merkbar nedgang i bilbruken, men trafikken er noe forskjøvet i tid. I de avgiftspliktige periodene har antall passeringer gått ned med 10 %, mens det i avgiftsfrie perioder har vært en økning på 8-9 %. Det har for øvrig blitt registrert en viss økning i bruken av sykkel og kollektivtransport i det avgiftspliktige tidsrom. Denne økningen skyldes trolig også gjennomføring av særskilte kollektiv- og sykkeltiltak. I vurderingene av erfaringene med bompengeordningen i Trondheim bør det imidlertid påpekes at det dreier seg om relativt moderate avgiftssatser.

Bomringene er som nevnt ikke utformet med tanke på trafikkregulering/miljøforbedring og avgrenser relativt store områder med betydelige variasjoner i lokal miljøbelastning. Bompengeordningene vil påvirke all trafikk som passerer ringene likt og vil være mest effektiv overfor miljøproblemer som er relativt jevnt fordelt i dette området. Det er en svakhet at det kun er passering av bomringene som avgiftslegges, ikke bruken av kjøretøyer innenfor ringene. Bomring som miljøpolitiske virkemiddel bør derfor kombineres med andre virkemidler som f.eks. trafikkregulering, parkeringsrestriksjoner mv. for å påvirke trafikken i særskilte problemområder innenfor bomringen. Disse mer stedsavgrensede virkemidlene bør fortrinnsvis settes inn i sentrumsområder der miljøbelastningen er størst og forholdene ligger best til rette for effektiv kollektivbetjening.

Vegprising skal korrigere prisene på bruk av bil ved å ta hensyn til at de samfunnsøkonomiske kostnadene ved bilbruk varierer med tid og sted. Dette betyr at vegprising skal internalisere de kostnader en bilist påfører andre trafikanter og samfunnet for øvrig ved å benytte en bestemt vegstrekning på et bestemt tidspunkt. Et slikt virkemiddel vil derfor være særlig aktuelt i situasjoner der stor trafikkbelastning fører til kø, og på strekninger hvor nærmiljøet plages av luftforurensning, støy og andre miljøulemper fra biltrafikken.

Det er pr. i dag ikke lovhjemmel for innføring av vegprising i Norge. I Norsk veg- og vegtrafikkplan (NVVP) 1994-97 heter det at Samferdselsdepartementet vurderer vegprising som et interessant virkemiddel for å regulere trafikkstrømmene og vil fortsette utredninger av mulighetene. Ved hjelp av sofistikerte, elektroniske systemer vil det være mulig å gå svært langt i å ta hensyn til lokale variasjoner i ulike problemers omfang. Generelt vil imidlertid økende krav til detaljert geografisk differensiering gi betydelig økte kostnader i vegprisingssystemer. Etablering av avanserte vegprisingsopplegg i spesielle problemområder synes å være en tilnærmet universalløsning som i stor grad erstatter bruk av andre virkemidler for å håndtere luftforurensnings- og støyproblemer forbundet med vegtrafikk. Kostnadene i slike systemer betyr imidlertid at vegprising i Norge sannsynligvis bare er aktuelt i de største byområdene med spesielle kapasitets- og miljøproblemer.

I NVVP 1994-97 pekes bl.a. på følgende institusjonelle forhold som må avklares:

- politisk prosess
- bruk av inntektene
- juridiske avklaringer
- øvrige sentrale retningslinjer

Hovedhensikten med vegprising er å få trafikantene til å tilpasse sin bilbruk med hensyn til vegvalg, kjøretidspunkt osv. i forhold til de reelle kostnadene dette forbruket representerer for samfunnet. Inntektene som følger av vegprisingssystemet er således ikke hovedformålet med ordningen. I utgangspunktet taler hensynet til økonomisk effektivitet for at offentlige inntekter fra vegprising bør anvendes der de gir størst avkastning. Øremerking, f.eks. til samferdselsformål, legger bindinger på myndighetenes handlefrihet. NVVP antyder at innføring av vegprising i byområder bør skje på lokalt initiativ på samme måte som dagens bompengeordninger. Ifølge NVVP kan behovet for lokal aksept tilsi en mer pragmatisk holdning til spørsmålet om lokal bruk av inntektene.

Som påpekt i NVVP trengs videre utredning av samfunnets kostnader og gevinster, personvernspørsmål, virkninger for næringsliv og fordelingsvirkninger før det eventuelt kan iverksettes ordninger med vegprising. Dessuten begrenses aktualiteten av dette virkemidlet på kort og mellomlang sikt av at det i de mest aktuelle byområdene allerede finnes bomringer som skal finansiere vegutbygging.

Utvalget vurderer det som svært viktig å utforme økonomiske virkemidler som sikrer at bidragene fra ulike transportformer til lokal luftforurensning og støy gjenspeiles i priser på bruk av transporttjenestene. Pr. i dag finnes det imidlertid ikke praktisk anvendelige avgiftssystemer som gir grunnlag for en tilstrekkelig finmasket differensiering til at miljøpolitikk lokalt kan baseres utelukkende på avgiftsvirkemidler. Utvalget vil på denne bakgrunn peke på viktigheten av å videreføre transportmyndighetenes utredningsarbeid med sikte på å finne løsninger på tekniske og institusjonelle hindringer for å kunne ta i bruk vegprising som et sentralt virkemiddel i lokal transport- og miljøpolitikk i de største byområdene.

I mellomtiden og i den utstrekning det viser seg at administrative kostnader og andre forhold gjør det mindre aktuelt å etablere et så finmasket vegprisingssystem som ovenfor omtalt, mener utvalget det bør satses på å utnytte mulighetene for bruke dagens bompengeringer for å redusere tids- og stedsavgrensede kø- og miljøproblemer, også etter at de aktuelle vegprosjektene er finansiert. Dette vil imidlertid være en form for vegprising, som i dag mangler lovhjemmel. Utvalget anbefaler at nødvendig endring av vegloven/vegtrafikkloven utredes nærmere.

Avhengig av de nærmere omstendigheter vil prising av vegbruk kunne være et insentiv til begrensning i den totale vegtrafikken. I tillegg til nytten ved lokale miljøforbedringer vil det i så fall være en nyttekomponent ved virkemiddelbruken at regionale og globale miljøeffekter reduseres.

Regulering av parkeringstilbudet

Den enkelte kommune kan som beskrevet i *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1 regulere parkeringstilbudet i forskjellige områder gjennom planlegging og saksbehandling etter plan- og bygningsloven og ved geografisk fordeling og prising av parkeringsplasser på offentlig grunn. Begrepet «parkeringsregulering» omfatter i det følgende utnytting av alle de nevnte mulighetene for å påvirke parkeringstilbudet.

En spørreundersøkelse om parkering i 21 norske byer og tettsteder gjennomført av TØI viser at parkeringsregulering primært brukes for å ivareta andre hensyn enn transport-, areal- eller miljøpolitiske mål (Stenstadvold og Usterud Hanssen 1993). Kommunene forsøker bl.a. av hensyn til varehandelen å optimalisere utnyttelsen av parkeringsplassene ved høy andel korttidsparkering og prising som gjør at det konstant er noe ledig kapasitet. Samtidig er parkering en betydelig inntektskilde for kommunene. Materiale fra en rekke europeiske byer samlet inn til et større interna-

sjonalt prosjekt om bytransport viser at parkering i stadig større grad brukes som virkemiddel for å begrense biltrafikken i spesielt belastede deler av byene.

Stor fleksibilitet i forhold til variasjoner i lokale miljøproblemer er en positiv egenskap ved parkeringsregulering som miljøpolitisk virkemiddel. Parkeringsregulering kan bidra til å begrense trafikkstrømmene i områder med kø- og miljøproblemer. Resultatet kan være økt biltrafikk i andre områder og/eller økt andel kollektivreiser til områder med strenge parkeringsrestriksjoner. Bruk av parkeringsavgifter vil generelt bidra til mer kostnadseffektive løsninger enn ved bare å regulere antallet parkeringsplasser. Reduksjon av antall plasser uten samtidig økning av parkeringsavgiften vil kunne gi etterspørselsoverskudd som medfører tidkrevende og forurensende leting/venting.

Miljøeffekten kan reduseres dersom parkeringsregulering skal ivareta flere mål. Høy andel korttidsplasser i sentrum, bl.a. av hensyn til handelsnæringen, vil f.eks. resultere i flere bilreiser til området og isolert sett bidra til å øke bilbruken. Dette må imidlertid avveies mot transport- og miljøkonsekvenser av en eventuell vridning av handelen i favør av kjøpesentre. På den annen side vil kostnadene ved og mulighetene for langtidsparkering ha stor innvirkning på antallet arbeidsreiser med bil som foregår i perioder med spesielt store kø- og miljøproblemer.

Parkeringsregulering påvirker uansett bare den delen av trafikken som har sitt målpunkt innenfor det regulerte området. Nedgang i bilreiser til belastede sentrumsområder vil frigjøre vegkapasitet som helt eller delvis kan fylles opp av økt gjennomgangstrafikk.

Det forhold at en betydelig andel av parkeringsplassene i sentrale byområder er private, bidrar til å svekke parkering som transport- og miljøpolitisk virkemiddel. TØI-undersøkelsen referert ovenfor viser at mellom 37 og 65 % av parkeringsplassene i sentrale byområder er private. Bakgrunnen er at kommunene gjennom egne planvedtak har tillatt utbygging av private parkeringstilbud i områder med kø- og miljøproblmer. Når en reguleringsplan først har godkjent opparbeiding av private parkeringsplasser, har offentlige myndigheter ikke lenger noen innflytelse på bl.a. avgiftslegging.

Det private parkeringstilbudet i utkanten av eller utenfor et byområde kan indirekte påvirke spillerommet for parkeringsregulering i sentrale deler av byen. Bl.a. hevder handelsnæringen i sentrum at miljøbegrunnede parkeringsrestriksjoner vil svekke sentrumshandelen i konkurransen med eksterne kjøpesentre med gode parkeringsmuligheter på privat grunn.

Hvis parkeringsregulering skal bidra til å redusere lokale miljøproblemer, må kommunene endre sin tradisjonelle parkeringspraksis som i stor grad har basert seg på *minimums*normer for å sikre parkeringskapasitet ved ny utbygging. Teoretisk bør parkering prises ut fra marginale samfunnsøkonomiske kostnader ved å tilby en ekstra plass, inklusiv eksterne kostnader forbundet med kø- og miljøproblemer som varierer gjennom døgnet. Hvis kostnadene ved bruk av bil er internalisert gjennom et differensiert vegprisingssystem, er det ikke grunn til å innarbeide miljøhensyn ved prising av parkering. I områder med ubetydelige kapasitets- og miljøproblemer vil de samfunnsøkonomiske marginalkostnadene i hovedsak være knyttet til arealforbruket. Når parkering prises etter marginalkostnadene, vil parkeringstilbudet i den teoretiske modellen tilpasse seg et samfunnsøkonomisk optimalt nivå slik at offentlig kvantumsregulering er uaktuelt.

Slik perfekt prising lar seg neppe gjennomføre i praksis, bl.a. fordi sammenhengen mellom avgiftsbelagt aktivitet og kø- og miljøkostnadene er mer indirekte enn for vegbruk, jf. omtalen av vegprising foran. I tillegg skaper den betydelige andel private parkeringsplasser, i hvert fall på kort sikt, et problem siden det offentlige ikke har hjemmel for å avgiftslegge bruk av disse plassene. Så lenge prising etter

marginal kostnad er urealistisk, må myndighetene ut fra vegkapasitet og lokalisering av forurensnings- og støyømfintlig virksomhet, fastsette mål for totalt parkeringstilbud i ulike områder og dets fordeling på ulike typer parkering.

Lokale myndigheter kontrollerer utviklingen av offentlige parkeringsplasser i et område (antall og pris). Dessuten kan etablering av private parkeringsplasser tilknyttet ny utbygging reguleres gjennom planlegging etter plan- og bygningsloven. Det synes i denne forbindelse ikke å være noe til hinder for at kommunen gjennom reguleringsbestemmelser kan nekte opparbeiding av private parkeringsplasser ved utbygging i områder med spesielle transport- og miljøproblemer. Gjennom planer for nye utbygginger og tilpasning av antall offentlige plasser kan kommunen således med relativt stor sikkerhet treffe måltallet for totalt parkeringstilbud i et område. Slik direkte regulering vil imidlertid være mindre kostnadseffektivt enn bruk av avgifter.

Både bruk av etablerte private plasser og videre utbygging av det private parkeringstilbudet kan i prinsippet påvirkes ved bruk av avgifter. Avgiften kan utformes som en årlig avgift pr. plass, eller som en engangsavgift ved etablering av nye parkeringsplasser. En årlig avgift på alle private plasser vil påvirke hele det private parkeringstilbudet mest direkte. Avgiftsnivået må over tid tilpasses slik at summen av offentlige og private plasser blir mest mulig lik «parkeringsmålet» som er satt ut fra områdets kø- og miljøproblemer. Avgiften vil sikre at de parkeringsplassene det, vurdert ut fra betalingsvilligheten, er mest behov for blir realisert i forbindelse med utbygging av ny virksomhet. Innføring av en avgift kan medføre at deler av det etablerte private parkeringstilbudet gjøres offentlig tilgjengelig som privat avgiftsparkering. I dag er det imidlertid ikke hjemmel for avgiftslegging av privat parkering.

Utvalget mener parkeringsregulering peker seg ut som et interessant virkemiddel og anbefaler at mulighetene for å styrke parkeringsregulering som miljøpolitisk virkemiddel utredes nærmere.

Investeringer

Prioritering av de samlede ressurser til utbygging av transportinfrastruktur og lokalisering av nye veg- og banetraséer vil i betydelig grad påvirke fremtidig transportomfang, transportmiddelfordeling og geografisk fordeling av trafikkstrømmene. I *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1 er det gitt en nærmere omtale av omfanget av disse bevilgningene.

Hva som er den samlede miljøeffekten av et bestemt infrastrukturprosjekt, må vurderes konkret. Vegutbygginger kan gjøre det mer attraktivt å kjøre bil – f.eks. ved at køproblemene reduseres og reisetiden går ned – og vil således kunne være et insitament til økt bilbruk. På den annen side kan vegomlegninger medføre kanalisering av trafikken som reduserer lokale miljøulemper. Utbygging av gang- og sykkelveger vil i utgangspunktet ha positiv miljøeffekt. Det samme vil under visse forutsetninger gjelde investeringer i kollektivtrafikkens infrastruktur, som for øvrig må sees i sammenheng med tilskudd til driften av kollektivtransport (se nedenfor).

På bakgrunn av ovenstående er det av sentral betydning at det i forbindelse med planer om nye transportanlegg gjennomføres konsekvensanalyser, herunder nyttekostnadsanalyser som så langt det er mulig inkluderer miljøhensynene. For å sikre helhetlige transportløsninger er det viktig at investeringer i vegutbygginger sees i sammenheng med investeringer i og tilskudd til kollektivtransport. Hvilken betydning dette bør få for beslutningsprosessen knyttet til denne typen bevilgninger vil bli nærmere behandlet i *"Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren"* i avsnitt 24.2.4.

Det offentlige investerer også i *miljøtiltak* langs eksisterende vegnett. Slike avbøtende tiltak kan være begrunnet i vegeiers egne miljøprioriteringer eller utløses av statlige retningslinjer (f.eks. om vegtrafikkstøy i henhold til plan- og bygningsloven) eller lovfestede grenseverdier for luftkvalitet og støy.

Avbøtende tiltak rettet mot kilde eller resipient kan redusere forurensnings- og støyproblemer uten at trafikkstrømmene endres. Som regel vil slike opprydningstiltak ikke virke inn på andre miljøproblemer. Skadevirkningene reduseres, mens kilden til problemet ikke påvirkes. Fasadeisolering og innløsning som er tiltak rettet mot mottaker av en gitt type miljøbelastning, påvirker bare de boliger ol. som isoleres eller innløses. Tiltak som reduserer utslippet ved kilden, vil derimot ofte bedre miljøkvaliteten for flere mottakere enn dem tiltaket primært er beregnet på. Avbøtende tiltak kan være effektive overfor lokale miljøproblemer som er konsentrert i relativt få, vel avgrensede områder. Kostnadene pr. person miljøforbedret er relativt høye slik at denne typen investeringstiltak fortrinnsvis er aktuelle ved opprydning i særlig hardt belastede områder, der det ikke er mulig med mer forebyggende og helhetlige tiltak som generelt antas å ha lavere «enhetskostnader». De høye reparasjonskostnadene understreker betydningen av at miljøhensyn ivaretas ved planlegging av nye tiltak.

Støyskjermer, fasadeisolering og støyvoller utgjør hovedtyngden av avbøtende tiltak. Støytiltak påvirker ikke generelt støyutslipp og har således bare effekt i et avgrenset område nær det fysiske tiltaket. Støyskjermer kan skape barrierevirkninger og virke uheldig på det visuelle miljøet langs vegene, men støytiltak vil ellers ikke ha effekt for andre miljøproblemer.

I nasjonal målestokk er støyproblemene mer spredt enn skadelig luftforurensning, noe som kan tale for at generelle virkemidler er mer effektive overfor støy enn luftforurensning. Det kan derfor være grunn til å undersøke om landsomfattende, generelle virkemidler, f.eks. skjerpede støykrav til kjøretøyene, kan ha så lave kostnader at de er kostnadseffektive sammenlignet med lokale støytiltak. I denne sammenheng må det imidlertid tas hensyn at støykrav til nye kjøretøy først vil få virkning ettersom bilparken skiftes ut, og at EØS-avtalen ikke gir adgang til å fastsette egne nasjonale støykrav til kjøretøy.

Statens vegvesen organiserer i økende grad sitt opprydningsarbeid i helhetlige tiltakspakker i såkalte *problemsoner* som prioriteres ut fra kartlegging i alle fylker. Tiltakene i problemsonene velges på grunnlag av en bred vurdering av de samlede problemene langs den aktuelle vegstrekningen.

Såkalt *miljøprioritert gjennomkjøring (MPG)* gjennom byer og tettsteder er i større grad innrettet mot å påvirke trafikken istedenfor å sette inn tiltak for å skjerme mottakeren. Det er igangsatt/gjennomført prøveprosjekter både med problemsoner og MPG.

Miljøsone- og MPG-prosjekter kjennetegnes bl.a. av stor grad av samordning av tiltak på selve vegen og opprustning av offentlige og private arealer langs denne. Utfordringen blir dermed å få til gode løsninger gjennom samarbeid mellom vegkontor, kommune og grunneiere. Nødvendig samordning må baseres på utstrakt medvirkning i utarbeiding av reguleringsplaner. Gode planprosesser kan bidra til at planene følges opp av ulike aktører.

Det er foreløpig ikke høstet særlig erfaring med MPG-tiltak i Norge, men Vegdirektoratet skal utføre etterundersøkelser for å dokumentere resultatene. Momenter som taler for MPG-tiltak vil bl.a. være at vegen har en stor andel lokaltrafikk og at det foreligger spesielle trafikksikkerhetsproblemer på vegstrekningen. Det er for øvrig grunn til å anta at MPG-prosjekter i enkelte tilfeller kan være et alternativ til bygging av omkjøringsveger. Dette vil spesielt være tilfelle hvor aktuelle omkjøringsveger er kostbare, ligger langt frem i tid eller er forbundet med relativt store

miljøulemper. MPG-prosjekter er mindre aktuelle i forhold til stamvegene, hvor transportfunksjonen er av overordnet betydning.

Offentlige tilskudd til kollektivtransport

Denne typen tilskudd er beskrevet i *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1. Kollektivtransport har en særlig betydelig rolle i byområder der enkelte tiltak for å styrke dette transporttilbudet vurderes som effektive for å redusere de lokale miljøproblemene. Miljøeffekten av økt antall reisende med buss og bane avhenger imidlertid av kapasitetsutnyttelsen og hvem som rekrutteres som nye kollektivbrukere når tilbudet styrkes.

Miljøhensyn tillegges stor vekt ved statlig kjøp av nærtrafikktjenester fra NSB. Disse statsmidlene skal bl.a. kompensere for høye faste kostnader knyttet til å sikre nødvendig kapasitet i rushtidstoppene. På samme måte er forventet miljøeffekt et viktig hensyn ved fordeling av statlige midler til forsøksordninger.

I enkelte byområder har kollektivtransport vesentlig lavere miljøkostnader enn personbilbruk målt pr. person-km. Så lenge disse kostnadene ikke dekkes av vegbrukerne, er dette et argument for subsidiering av kollektivtransport. Motsatt vil den miljømessige begrunnelsen for subsidier av kollektivtransport falle bort dersom vegbrukerne stilles overfor de fulle miljøkostnadene ved sitt transportvalg.

I *"Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren"* i avsnitt 24.2.4 vil for øvrig utvalget foreta en vurdering av enkelte sider ved beslutningsprosessen og myndighetsfordelingen i forbindelse med bevilgning av midler til bl.a. kollektivtransport.

Trafikkregulering

Vegtrafikkloven gir vegsjefer og kommuner hjemler for regulering av trafikken på sine respektive deler av vegnettet. I tillegg har også politiet myndighet til visse former for trafikkregulering.

Følgende former for trafikkregulering kan i prinsippet være aktuelle for å ivareta miljøhensyn:

- regulering uten at målet er endret trafikkmengde i en gate/på en vegstrekning
  - fastsetting av fartsgrenser.

- generell reduksjon av trafikken inn i områder med spesielle miljøproblemer
  - trafikksanering
  - parkeringsregulering (er behandlet ovenfor)

- forbud mot spesielt forurensende kjøretøyer, det vil i praksis si tungtrafikk, i støy- og forurensningsfølsomme områder.

Alle virkemidlene i denne kategorien rettes spesifikt mot klart avgrensede problemområder og vil derfor generelt være effektive overfor lokale støy- og luftforurensningsproblemer konsentrert i mindre områder. I planleggingen av trafikkreguleringer må det tas hensyn til at reguleringen vil kunne påvirke trafikk og miljøproblemer i andre deler av vegsystemet, hovedsakelig fordi trafikk flyttes. Restriksjoner på biltrafikk i byområder kan imidlertid også gi insitamenter til en nedgang i vegtrafikkens samlede omfang ved at bilen blir et mindre attraktivt transportmiddel.

Det er viktig at lokale myndigheters tiltak for å redusere lokale problemer ikke på uforsvarlig måte rammer effektiviteten i det overordnede, nasjonale transportsystemet. Det er således behov for å koordinere ulike vegeieres planlegging og

iverksetting av reguleringstiltak. Koordineringen bør foregå gjennom planlegging etter plan- og bygningsloven.

Nedsatt fartsgrense i belastede gater gjennom eller nær ved boligområder kan ha vesentlig betydning for ulykker, barns oppvekstmiljø og bidra til redusert støy. Kjøretøyenes fart vil også til en viss grad påvirke utslippene av ulike stoffer til luft.

Tungtrafikk medfører større miljøbelastning pr. vogn-km enn øvrig trafikk. Kanalisering av tungtrafikk i et eget tungtrafikknett utenom tett befolkede og andre følsomme områder kan derfor gi betydelige lokale miljøforbedringer. Rettsteknisk kan et slikt tungtrafikknett enten etableres ved påbud om at all gjennomkjøring skal skje på bestemte vegstrekninger, eller gjennom forbud mot å bruke spesifiserte deler av vegnettet. Som nevnt i *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1 gir vegtrafikklovens § 7 hjemmel til å treffe vedtak om forbud mot bestemte grupper av kjøretøy på visse veger. Myndigheten til å treffe slikt vedtak ligger i dag hos Kongen eller den han bemyndiger, og det er ikke noe formelt i vegen for at myndigheten delegeres til kommunene. For å få erfaring med særskilte tungtrafikknett tar Samferdselsdepartementet sikte på at det etableres forsøksordninger med tungtrafikknett i noen utvalgte områder hvor det antas at effekten av slike nett vil være særlig god.

Den nye, svenske miljøsoneordningen fremstår som et alternativ til etablering av tungtrafikknett. Gøteborg har vedtatt strengere miljøkrav til tunge kjøretøyer i en miljøsone i indre by. Ordningen er koblet til miljøklassene for differensiering av kjøretøyavgiften, og er basert på gradvis innfasing av stadig strengere utslipps- og støykrav til tunge kjøretøyer i miljøsonen. Stockholm og Malmø vurderer lignende ordning.

Utvalget mener tungtrafikk er et så betydelig miljøproblem i enkelte områder at det på bakgrunn av erfaringene fra de varslede forsøksordningene i utvalgte byer bør vurderes hvordan forholdene kan legges til rette for spesifikk regulering av denne trafikken. Den konkrete etableringen av tungtrafikknett eller miljøsoneordninger må imidlertid baseres på en vurdering av nytte og kostnader i hvert enkelt tilfelle. I denne sammenheng må det bl.a. tas hensyn til økte tids- og kjøretøykostnader, og betydningen av at en mulig tilpasning til restriksjoner på tungtrafikk i et område, kan være at godsmengdene transporteres med flere, mindre kjøretøyer.

Piggdekkbruk

Bruk av piggdekk er vanlig i vintersesongen i Norge. På snø og is gir det bedre veggrep og vil derfor kunne øke fremkommeligheten og redusere risikoen for ulykker. Hvor mye ulykkesrisikoen øker ved bruk av piggfrie vinterdekk avhenger bl.a. sterkt av i hvilken grad sjåførene tilpasser sin kjøreatferd.

Piggdekkbruk medfører imidlertid også ulemper. Piggene sliter bort asfalt og medfører store vedlikeholdskostnader. Den bortslitte masse skitner til omgivelsene og medfører økt partikkelinnhold i lufta som kan bidra til helseskade. Piggdekk øker også trafikkstøyen i forhold til dekk uten pigger.

Det er de senere år utviklet såkalte miljøpigger som reduserer ulempene ved piggdekkbruk noe. Disse piggene kan imidlertid ha noe dårligere egenskaper med hensyn til fremkommelighet.

TØI har gjennomført en utredning hvor de har forsøkt å verdsette fordelene og ulempene ved piggdekkbruk i ulike deler av landet. Beregningene til TØI er basert på tidligere studier av de delproblemstillinger som inngår, gjennomført dels av TØI selv, dels av andre forskningsmiljøer. Det er heftet betydelig usikkerhet til en rekke av de anslag som inngår i beregningene. Dette gjelder eksempelvis miljøkostnadene ved piggdekkbruk.

TØIs beregninger antyder at de totale samfunnsøkonomiske kostnadene ved piggdekkbruk klart overskrider nytten. Dette taler for at det er grunn til å vurdere virkemidler som kan begrense piggdekkbruken.

TØIs beregninger viser imidlertid også at det er svært store lokale forskjeller. I deler av landet med spredt bosetning og stor grad av snødekke på vegene synes nytten å overskride kostnadene. Et generelt piggdekkforbud kan derfor være uheldig for disse områdene. Et geografisk avgrenset forbud byr på den annen side på praktiske problemer for eiere av kjøretøy som ofte benyttes i områder hvor piggdekk kan være fordelaktige, og som derfor ønsker å benytte slike dekk.

Utvalget vurderer på denne bakgrunn en form for avgiftslegging av piggdekk/piggdekkbruk som et fleksibelt virkemiddel som gir den enkelte frihet til å vurdere sitt eget behov for piggdekk opp mot den prisen samfunnet setter på dette, representert ved avgiften.

Avgiften bør ideelt sett avspeile eksterne kostnader ved piggdekkbruk, dvs. kostnader som ikke dekkes av trafikantene selv. Hovedproblemstillingen ved utforming av avgiften er knyttet til at både eksterne nyttevirkningene (redusert ulykkesrisiko) og de eksterne kostnadene (nedsmussing, helseskade, vegslitasje) varierer sterkt geografisk med befolkningstetthet og klimatiske forhold. Både de praktiske problemene ved et sterkt differesiert avgiftssystem og den betydelige usikkerheten i beregningen av de eksterne effektene tilsier en relativt pragmatisk tilnærming ved utformingen av avgiftssystemet.

En interdepartemental arbeidsgruppe avga 19. oktober 1994 en rapport om avgifter på bil og bilhold. Når det gjaldt piggdekk ble følgende avgiftssystemer drøftet:

– Avgift på import/produksjon av piggdekk
– Avgift på import/produksjon av pigger
– Differensiert årsavgift på kjøretøy
– Oblatsystem

På bakgrunn av uløste praktiske og administrative problemer knyttet til alle de nevnte systemene, fant ikke arbeidsgruppen å kunne anbefale et konkret system, men pekte likevel på fordelene med et avgiftssystem sammenlignet med et forbud, og at det derfor er behov for å arbeide videre med sikte på å finne praktiske løsninger.

Utvalget vil understreke at bruk av piggdekk er et betydelig miljøproblem i de større byområdene og at en nærmere vurdering av de nevnte forslagene bør prioriteres.

24.2.4 Institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i transportsektoren

Både kommunale/fylkeskommunale og ulike statlige myndigheter sitter med virkemidler som kan ha betydning overfor samme lokale problemer. I en slik situasjon er det vesentlig å vurdere ansvarsdelingen og de prosesser/mekanismer som er etablert for å koordinere politikkutformingen på tvers av sektorer og forvaltningsnivåer utfra behovet for å sikre at:

– virkemidler blir vurdert i sammenheng uavhengig av sektor/forvaltningsnivå.
– det blir lite rom for strategiske tilpasninger med sikte på å skyve ansvar/kostnader over på andre sektorer/forvaltningsnivåer.

Det gis i det følgende en vurdering av myndighetsfordelingen mellom ulike forvaltningsnivåer og sektorer (*"Fordelingen av myndighet mellom ulike forvaltningsni-*

våer i transportsektoren." i avsnitt 24.2.4.1) og mekanismer for samordning av virkemiddelbruken (*"Samordning av virkemiddelbruken mellom forvaltningsnivåer og sektorer"* i avsnitt 24.2.4.2).

24.2.4.1 Fordelingen av myndighet mellom ulike forvaltningsnivåer i transportsektoren.

En bred vurdering av ansvarsdelingen i miljø- og transportpolitikken ligger utenfor utvalgets mandat. Utvalget vil derfor nøye seg med å peke på enkelte justeringer i ansvarsdelingen som fra en miljøpolitisk tilnærming vil kunne bidra til å begrense samordningsproblemene mellom forvaltningsnivåer og sektorer. Om disse endringene også vil være hensiktsmessige når andre hensyn enn behovet for koordinering av miljøpolitikken trekkes inn, tar ikke utvalget endelig stilling til.

Ansvaret for de ulike delene som inngår i et lokalt transportsystem er i dag delt mellom stat, fylkeskommune og kommune. Utvalget vil særlig peke på at staten har ansvaret for riksvegene, som utgjør viktige deler av lokale vegnett, mens ansvaret for tilskudd til kollektivtransporten i hovedsak ligger hos fylkeskommunen. NSBs nærtrafikk er imidlertid et statlig ansvar.

Ansvarsdelingen skaper betydelige begrensninger med hensyn til å vurdere hele transportsystemet i sammenheng og få til reelle avveininger mellom aktuelle transport- og miljøtiltak. På tilsvarende måte gjør ansvarsdelingen det vanskelig å få til avveininger der ulike investerings- og driftstiltak i transportsystemet som helhet veies opp mot hverandre.

Utvalget er derfor av den oppfatning at det er grunn til å vurdere nærmere hvordan de nevnte samordningsproblemene kan reduseres gjennom i større grad å samle ansvaret på ett forvaltningsnivå. Dette kan i prinsippet skje enten ved at fylkeskommunen eller staten får ansvaret for en større del av transportsystemet.

Når det gjelder *det kommunale myndighetsnivået*, mener utvalget at det på flere områder kan være hensiktsmessig med økt lokal handlefrihet. Dette på bakgrunn av at lokale miljøproblemer i utgangspunktet bør løses på lokalt nivå, og at et større virkemiddelregister vil øke mulighetene for gjennomføring av helhetlige lokale miljøstrategier.

I *"Transportpolitiske virkemidler"* i avsnitt 24.2.3.3 ble redegjort for ønskeligheten av utvidede hjemler i forhold til parkeringsreguleringer og bompengeordninger. Det er naturlig at denne myndigheten legges til kommunene. Myndigheten til trafikkregulering er som det er redegjort for i *"Organiseringen av virkemiddelbruken overfor lokale luftforurensninger og støy"* i avsnitt 24.1.4.3, delt mellom kommune, vegsjef og politi. For at kommunene skal få økte muligheter for å anvende trafikkreguleringer i en helhetlig virkemiddelstrategi, er det grunn til å vurdere om kommunene kan gis økt myndighet på dette området.

For øvrig mener utvalget at det bør foretas en generell gjennomgang av alle relevante virkemidler med sikte på endringer som kan bidra til bedre samsvar mellom ansvar og virkemidler på kommunalt nivå. I utgangspunktet bør kommunene ha færrest mulig formelle begrensninger i virkemiddelbruk ved utforming av effektive, lokale transport- og miljøstrategier. Dette må imidlertid bl.a. avveies mot hensynet til å unngå tilpasninger som kan lede til økte kø- og miljøproblemer langs det statlige transportnettet.

24.2.4.2 Samordning av virkemiddelbruken mellom forvaltningsnivåer og sektorer

Det er etter hvert utviklet en rekke mekanismer/prosesser for å ivareta behovet for samordning og koordinering av virkemiddelbruken i forhold til lokal areal- og transportpolitikk. Det er bl.a. grunn til å peke på:

- vegplanprosessen, herunder alternativ bruk av riksvegmidler
- TP10
- planlegging etter plan- og bygningsloven
- arbeidet med forskrift om grenseverdier for lokal luftforurensning og støy

Dette innebærer at det kontinuerlig skjer et omfattende utrednings- og planleggingsarbeid som involverer aktørene som kontrollerer de ulike virkemidlene som har betydning for lokal luftforurensning og støy. Nedenfor følger en kort gjennomgang og vurdering av dagens situasjon med utgangspunkt i punktene over.

Vegplanprosessen og alternativ bruk av riksvegmidler

I vegpolitikken er det blitt fokusert på at staten har ansvaret for riksvegbevilgninger, mens andre veger og andre tiltak i varierende grad er fylkenes og kommunenes ansvar. Oppsplitting av virkemidlene kan være problematisk både fordi riksvegene har en viktig funksjon i det lokale transportsystemet, og fordi lokale miljøproblemer i stor grad er knyttet til riksvegene. Sistnevnte forhold henger bl.a. sammen med at riksvegene i en viss grad er brukt til å drenere det mer lokale vegnettet.

Gjennom prosessene som er etablert i forbindelse med utarbeiding av NVVP blir fylkenes egne prioriteringer av riksvegbevilgninger tillagt betydelig vekt ved utformingen av de statlige investeringsprogrammene. Det er også åpnet for alternativ bruk av riksvegbevilgninger og bompenger til infrastruktur for kollektivtrafikk der hvor dette prioriteres lokalt og hvor det kan faglig dokumenteres at dette gir en bedre anvendelse av midlene. Muligheten har foreløpig blitt relativt lite benyttet. Dette kan ha sammenheng med at trikk/T-bane allerede er relativt godt utbygd der hvor slike transportsystemer kan ha særlige fortrinn, og med manglende planavklaring lokalt. Ordningen er utformet bl.a. med sikte på å begrense problemer knyttet til dagens ansvarsdeling. Det er derfor naturlig at ordningen med alternativ bruk av riksvegmidler vurderes nærmere i forbindelse med en bredere vurdering av ansvarsdelingen, jf. *"Fordelingen av myndighet mellom ulike forvaltningsnivåer i transportsektoren."* i avsnitt 24.2.4.1.

Det er i liten grad grunn til å hevde at dagens ansvarsdeling på dette området fører til overstyring av lokale miljømessige prioriteringer når det gjelder selve den fysiske utbyggingen av riksvegnettet. Erfaringer viser at det primært er langs riksvegnettet det er foretatt tiltak for å redusere miljøulempene, mens det er gjort lite langs fylkes- og kommunevegnettet. Dette skyldes trolig at mens tiltak på riksvegnettet er sikret gjennom statlig bevilgninger, blir tiltak på kommune- og fylkesvegnettet avveiet mot andre formål.

TP10

For å bedre fremkommelighet for alle trafikkantgrupper, trafikksikkerheten, samt redusere de lokale helse- og miljøproblemene som trafikken fører med seg, ble det som en oppfølging av NVVP 1990-93 startet arbeid med samlede transportplaner for de 10 største byområdene i Norge (*TP10*). Det er gjennomført en omfattende evaluering av TP10-arbeidet. Det vises i denne sammenheng til omtalen av dette i Norsk veg- og vegtrafikkplan (NVVP) 1994-97. Utvalget vil, bl.a. med utgangs-

punkt i denne evalueringen, gi enkelte generelle synspunkter på bruk av denne type samordningsprosesser.

Målet med transportplanene var å se transportbehov, miljøvirkninger og arealbruk i sammenheng, bl.a. slik at miljøhensyn skulle inngå som en premiss og ikke bare en konsekvens i planarbeidet. I retningslinjene for arbeidet ble det bl.a. lagt vekt på en helhetlig vurdering av de ulike virkemidler som staten, fylket og kommunene rår over. Sett i forhold til tidligere veg- og transportutredninger ble det bl.a. lagt betydelig vekt på samordning av areal- og transportpolitikken, samordning av alle offentlige drifts- og investeringstiltak og utredning av virkemidler for å dempe veksten i personbiltrafikken. Det ble også lagt vekt på at avveiningen av ulike tiltak skulle skje innenfor dagens budsjettramme +/- 20 prosent. Transportplanene ble forutsatt å munne ut i et økonomisk handlingsprogram med et opplegg for investeringer og drift basert på økonomiske rammer fra stat, fylkeskommune og kommune. Planene skulle bl.a. være et viktig grunnlag for NVVP og NJP 1994-97. Det ble videre forutsatt at planene skulle gi grunnlag for fylkeskommunale og kommunale prioriteringer med hensyn til drift av kollektivtransport og tiltak innenfor kommunenes ansvarsområde, f.eks. arealplanleggings- og lokaliseringsspørsmål, gatebruk og parkeringspolitikk. I retningslinjene for arbeidet ble det understreket at det ikke var forutsatt noen form for ansvarsforskyvning mellom impliserte etater og forvaltningsnivåer. En viktig del av TP10-arbeidet har vært å styrke den lokale planprosessen. Spørsmål knyttet til ansvarsdelingen mellom forvaltningsnivåene har likevel kommet opp i forbindelse med planarbeidet. Utvalget viser i denne sammenheng til sin drøfting av slike spørsmål ovenfor.

Utvalgets gjennomgang av aktuell virkemiddelbruk overfor lokal luftforurensning og støy har vist at det er enn rekke ulike virkemidler som bør tas med i vurderingen av en samlet effektiv strategi. Virkemidlene er spredt på flere forvaltningsnivåer og sektorer. Endringer i ansvarsdelingen i tråd med synspunktene i *"Fordelingen av myndighet mellom ulike forvaltningsnivåer i transportsektoren."* i avsnitt 24.2.4.1 ovenfor kan lette samordningen av virkemiddelbruken, men uansett valg av organisatoriske løsninger vil det også i fremtiden være behov for å etablere plansamarbeid som, etter mønster av TP10-arbeidet, involverer myndigheter på tvers av forvaltningsnivåer og sektorer. Et viktig resultat av arbeidet er de positive erfaringene fra et mer omfattende samarbeid mellom lokale myndigheter og sektorinteresser. Det er oppnådd en viss grad av samordning og dessuten utviklet nye samarbeidsmønstre og uformell nettverkskontakt. Transportplanarbeidet har gitt lokale og sentrale myndigheter et vesentlig bedre informasjons- og statistikkgrunnlag og mer konkrete problembeskrivelser basert på lokale forhold. Dette vil etter utvalgets syn danne et godt utgangspunkt for videre utvikling av plansamarbeid på tvers av forvaltningsnivåer og sektorer.

Det vil her bli fokusert på enkelte konklusjoner i evalueringen av TP10-arbeidet som etter utvalgets syn kan bidra til å belyse muligheter for å forbedre organiseringen av slikt plansamarbeid i fremtiden:

- Byområdene har i for stor grad lagt til grunn urealistiske planrammer
- Planarbeidet har hatt en uklar kobling til andre politiske beslutningsprosesser enn NVVP.
- Investeringer i vegnettet har fått stor oppmerksomhet i planene.
- Det har i en del tilfeller vært vanskelig å få enighet om arealbruksløsninger på tvers av kommunegrenser.

Når byområdene i sitt planarbeid har lagt til grunn urealistiske økonomiske rammer kan dette både ha sammenheng med at de statlige spillereglene for planarbeidet kan

ha vært uklare, og at reglene kan ha vært utformet på en slik måte at det gir rom for taktiske disposisjoner med sikte på å øke den samlede ressurstilgangen til området.

I retningslinjene for TP10-arbeidet ble det forutsatt at transportplanene skulle baseres på dagens ressurstilgang med prioriteringer innenfor et intervall på +/- 20 %. Det kan likevel ha vært en viss uklarhet om de økonomiske rammene sett fra det enkelte byområde. Dette har bl.a. sammenheng med at byområdene bortsett fra Oslo bare utgjør en del av fylket, og må derfor kjempe en intern kamp i fylket om fordeling av riksvegmidler og kollektivtilskudd.

Finansieringsplanen i enkelte byområder tyder på at det kan ha vært noe uklarhet mht. mulighetene for å legge til grunn øremerking av drivstoffavgifter til særskilte formål lokalt.

Det er også grunn til å anta at myndighetene i byområdene har hatt forventninger om at det var mulig å påvirke den samlede ressurstilgangen gjennom planprosessen. Dette kan ha hatt som konsekvens at det i planene har blitt lagt for stor vekt på infrastrukturtiltak (hovedveger, gang-/sykkelveger, kollektivtiltak og miljø- og trafikksikkerhetstiltak) finansiert ved statlige midler (inkludert øremerkede drivstoffavgifter). Dette innebærer i så fall at planene ikke i tilstrekkelig grad har bidratt til å klargjøre de reelle valgene en står overfor i transportsektoren.

Det bør etter utvalgets mening ved fremtidig plansamarbeid på tvers av forvaltningsnivåer legges vekt på at planene må utarbeides innenfor omprioriteringer av gitte ressurser. Dette er viktig for i størst mulig grad å hindre at planprosessen dels blir et spill om økte statlige midler. Det bør på den annen side ikke legges så sterke bindinger på ressursfordelingen at planene ikke kan legge opp til omfordeling mellom sektorer. Utvalget viser til drøftingene overfor av problemstillinger knyttet til at muligheten for alternativ bruk av riksvegmidler er innsnevret til infrastrukturtiltak.

Det er heller ikke ønskelig å starte planprosessen med en helt fastlåst fordeling av statlige midler mellom fylker/byområder. Noe av hensikten med et omfattende planarbeid må være at dette bl.a. kan danne grunnlag for en omfordeling av ressurser, eksempelvis endret fordeling av midler til riksveginvesteringer.

Utvalget mener at spørsmål knyttet til hvordan fordelingen av statlige midler påvirker planprosessen bør tillegges stor vekt ved utformingen av rammebetingelser for plansamarbeid.

Koblingen av TP10 til NVVP har gitt et bedre vurderingsgrunnlag for Statens vegvesen i utarbeiding av forslagene til NVVP for de enkelte fylker. NVVP omhandler imidlertid ikke alle temaene som ble tatt opp i TP10-arbeidet. Gjennomføringen av de andre delene av planene avhenger av at fylkeskommunene og kommunene følger opp gjennom budsjetter, arealplaner og planer for kollektivtrafikken m.m. Utvalget mener at fremtidig plansamarbeid om mulig bør kobles sterkere til flere viktige politiske beslutningsprosesser. Fylkes-/kommuneplaner og fylkenes budsjettprosesser vil være sentrale i tillegg til NVVP og NJP.

Vektleggingen mellom de ulike elementene i planene kan dels ha sammenheng med de momentene som er drøftet ovenfor med hensyn til finansiering og tilknytning til beslutningsprosesser. Det er etter utvalgets syn sentralt at statlige og fylkeskommunale/kommunale myndigheter sammen sikrer at de ulike elementene i planen blir behandlet mest mulig likeverdig i planleggingen. Det er ut fra dagens ansvarsdeling først og fremst fylkeskommunenes og kommunenes eget ansvar å bygge opp et hensiktsmessig planleggingsapparat, bl.a. for å vurdere kollektivtiltak og arealpolitikk. Etter utvalgets syn har imidlertid også statlige myndigheter et medansvar for å sikre at alternative løsninger blir vurdert på lik linje med investeringer i veg og bane.

Et mulig hinder for å få til en tilstrekkelig nær tilknytning til de relevante politiske beslutningsprosessene er det faktum at prossene ikke skjer samtidig, og at vedtakene har ulik tidshorisont. Det er derfor vanskelig å innpasse et plansamarbeid slik at det er mulig å få gjort forpliktende politiske vedtak innenfor alle elementene av planene. Det bør vurderes hvordan de ulike beslutningsprosessene kan koordineres bedre.

Det har vist seg vanskelig å komme frem til enighet om arealbruksløsninger som berører flere kommuner dersom disse ikke er fordelaktige for alle berørte parter. Dette gjelder eksempelvis fortettingsstrategier som kan gi skjeve kommunaløkonomiske fordelingsvirkninger. Det gjenstår imidlertid å se hvilken betydning transportplanarbeidet får for revisjonene av kommuneplanenes arealdel rundt om i de ti bykommunene.

Planlegging etter plan- og bygningsloven

En viktig funksjon ved plan- og bygningsloven (pbl.) er at den gir regler for samordning gjennom prosessene knyttet til utarbeiding av kommune- og fylkesplaner. For å bidra til effektive strategier overfor lokale miljøproblemer må oversiktsplanene vurdere mer enn fremtidig arealbruk. Siden planvedtak etter pbl. bare er juridiske bindende med hensyn på arealbruk, avhenger realisering av planene av at aktuelle offentlige aktører følger opp gjennom vedtak etter sine sektorlover og i sine budsjetter.

De *rikspolitiske retningslinjene for samordnet areal- og transportplanlegging* (RPR-AT) er uttrykk for et spesielt behov for koordinering av fremtidig utvikling av arealbruksmønster og transportsystem (se *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1). I mange by- og tettstedsområder er det særlig viktig med bedre regional samordning på tvers av kommunegrensene i områder som fungerer som ett bolig- og arbeidsmarked. RPR-AT pålegger fylkeskommunene et hovedansvar for utarbeiding av omforente, regionale rammer for overordnet arealbruksmønster og transportsystem.

Etter utvalgets vurdering vil RPR-AT kunne få betydning som faglig, politisk ramme for ulike aktørers medvirkning i lokale og regionale planprosesser. Hvis RPR-AT skal få noen effekt i form av bedre regional samordning, må fylkesplanene gi mer presise overordnede rammer for arealbruk og transportsystem. Dessuten må fylkes- og fylkesdelplaner i sterkere grad følges opp overfor kommunenes planlegging, jf. omtalen av TP10. Den skisserte utvikling krever ikke endringer i pbl. Det følger av RPR-AT at statlige myndigheter skal legge retningslinjene til grunn i sin planlegging, og at statlige myndigheter også bør bruke retningslinjene i sin øvrige forvaltningsvirksomhet. Viktig er for øvrig bl.a. bestemmelsene om at beslutninger skal baseres på utredninger av alternative løsninger.

Det er meningen at rikspolitiske retningslinjer skal bidra til en oversiktlig og forutsigbar statlig politikkutforming. Som det fremgår av St.meld. nr. 31 (1992-93) bør derfor rikspolitiske retningslinjer bare benyttes innenfor så viktige saksfelt at nasjonale myndigheter er innstilt på aktiv medvirkning og oppfølging. For oversiktens skyld bør det dessuten være en viss begrensning i antallet rikspolitiske retningslinjer lokale myndigheter må forholde seg til. For øvrig er det viktig at statlige sektormyndigheter legger helhetsvurderinger til grunn for innsigelser mot lokale planer.

Utvalget er kjent med at bruken av rikspolitiske retningslinjer skal evalueres i 1995 og at Miljøverndepartementet for tiden arbeider med et nytt rundskriv om praktisering av innsigelsesbestemmelsene.

Forskrift om grenseverdier for lokal luftforurensning og støy etter forurensningsloven.

Det pågående arbeidet med å fastsette en forskrift etter forurensningsloven om grenseverdier for lokale luftforurensninger og støy, kan til en viss grad bidra til samordning av virkemiddelbruken i og med at forskriften vil få anvendelse på tvers av sektorer og forvaltningsnivåer. Det legges opp til et system med grenseverdier for luftforurensningskomponentene SO_2 , NO_2 , svevestøv (PM_{10}), bly og for støy. Forskriften vil omfatte forurensningskilder som veganlegg, jernbaner, havner, flyplasser, industribedrifter og større fyringsanlegg.

Forskriften vil fastsette bindende minimumsstandarder for miljøkvalitet, og således bidra til opprydning i områder med spesielt store miljøproblemer. Videre vil forskriften utløse en kartlegging av miljøtilstanden. Forskriften innebærer for øvrig en nødvendig implementering av EUs luftkvalitetsdirektiver.

Dersom ikke forurenserne på eget initiativ gjennomfører tiltak som bringer miljøkvaliteten under grenseverdiene, må det benyttes virkemidler som utløser slik tiltak. I forskriften vil myndigheten til slik virkemiddelbruk bli lagt til fylkesmannen og Statens forurensningstilsyn. Det er av sentral betydning at vedtak i henhold til forskriften samordnes med annen virkemiddelbruk.

Til tross for at det er et viktig ansvar for lokale myndigheter å ivareta lokale miljøhensyn, har Regjeringen i Langtidsprogrammet 1994-97 fremhevet at hensynet til likhet på et grunnleggende område som helse kan begrunne statlige minimumsnormer for lokal miljøkvalitet, jf. også Grunnlovens 110 b som sier at enhver har rett til et miljø som sikrer sunnhet (se *"Grunnlovsbestemmelsen om miljørettigheter"* i avsnitt 6.1). Samfunnsøkonomisk vil slike lovbestemte minimumsmål på enkelte politikkområder binde ressursdisponeringen lokalt og hindre effektiv bruk av samfunnets samlede ressurser. Heller ikke i nasjonal sammenheng vil generelle, lovfestede miljønormer være en optimal løsning fordi kostnadene pr. enhet «miljønytte» vil variere betydelig fra sted til sted. Effektivitetstapet kan betraktes som en kostnad knyttet til det fordelingspolitiske målet.

Dette understreker at lovbestemte grenseverdier kun vil være en minimumsstandard. Ambisjonsnivået for lokal luftkvalitet utover juridisk bindende grenseverdier må bestemmes lokalt. Når det gjelder *nye* anlegg, må det bl.a. tas hensyn til veiledende støygrenser i henhold til plan- og bygningsloven.

Kostnadseffektivitet på tvers av kilder må tillegges stor vekt i praktiseringen av den nye forskriften. Nivået på grenseverdiene vil avgjøre hvor komplisert det vil bli å oppnå slik kostnadseffektivitet på tvers av kilder. Grenseverdiene i EUs direktiver om luftkvalitet vil i hovedsak utløse tiltak i vegsektoren slik at koordineringsbehovet er relativt begrenset. Ved vesentlig strengere grenseverdinivåer, vil identifiseringen av aktuelle tiltak blir mer ressurskrevende og stille strengere krav til koordinering av tiltakene hos ulike forurensere. Forskriften kan motivere til strategisk tilpasning der aktørene forsøker å skyve ansvar og kostnader over på hverandre. Gjennom praktiseringen av forskriften bør man søke å avverge dette.

Som omtalt i *"Beskrivelse av miljøproblemet"* i avsnitt 24.1.1 er helseeffekten av en gitt forurensningssituasjon bestemt av kompliserte og til dels ukjente samvirkninger mellom flere forurensningskomponenter som opptrer i ulike konsentrasjoner. Eksempelsvis vil helsevirkninger av en gitt NO_2 -konsentrasjon variere med forskjellige konsentrasjoner av andre forurensninger. Fordi det er samspillseffekter, kan det tenkes at det gir mer effektive løsninger å definere en samlet miljøindikator i stedet for grenseverdier for enkeltkomponenter. Pr. i dag er det ikke godt nok kunnskapsgrunnlag til å definere en samlet miljøindikator til bruk i en forskrift, men det bør arbeides videre med dette.

24.2.5 Oppsummering

Nedenfor gis en punktvis fremstilling av utvalgets hovedkonklusjoner. Når det gjelder den teoretiske tilnærmingen til virkemiddelbruken vil utvalget trekke frem:

- Teoretisk optimal virkemiddelutforming overfor vegtrafikk innebærer at aktørene stilles overfor de marginale samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til sitt bidrag til miljøproblemene. En tilnærming til dette er landsomfattende avgifter for å ivareta hensynet til nasjonale målsettinger og vegprising i forhold til lokale miljøproblemer. Fordi gjennomføringen av et slikt ideelt avgiftssystem støter på praktiske problemer, må avgiftene suppleres med andre typer virkemidler, som bl.a. bør utformes på bakgrunn av samfunnsøkonomiske analyser av nytte og kostnader.
- Det er et naturlig utgangspunkt at lokale miljøproblemer løses på lokalt nivå. Imidlertid kan landsomfattende virkemidler være aktuelle overfor lokale miljøproblemer dersom fordelene ved generell virkemiddelbruk oppveier ulempene ved manglende lokaltilpasning. Dessuten bør sentrale myndigheter fastsette rammebetingelser for lokal virkemiddelbruk for å sikre at lokale myndigheter i sine virkemiddelvalg tar hensyn til effekten i forhold til regionale og globale miljøproblemer. En viktig rammebetingelse er generelle statlige virkemidler som øker kostnadene ved bilbruk. Andre aktuelle statlige rammebetingelser for lokal virkemiddelbruk knytter seg bl.a. til styring av den lokale planleggingen og statlige tilskuddsordninger. Forøvrig kan grenseverdier for luftforurensninger og støy benyttes for å sikre visse minimumskrav til den lokale miljøkvaliteten.
- Samordning av sentral og lokal virkemiddelbruk bør skje gjennom en dynamisk prosess hvor politikken på lokalt nivå justeres i forhold til endrede rammebetingelser og virkemiddelutforming på nasjonalt plan, samtidig som nivået på virkemidlene for å nå nasjonale mål justeres i forhold til de lokale virkemidlene som utvikles.

I vurderingen av de enkelte virkemidlene, har utvalget trukket følgende hovedkonklusjoner:

- For å forebygge lokale luftforurensninger og støyproblemer som følge av vegtrafikk bør overordnet transportinfrastruktur og arealbruk langs transportanleggene i størst mulig grad samordnes i helhetlige planer etter plan- og bygningsloven.
- For at planlegging etter plan- og bygningsloven skal kunne legge grunnlaget for effektive strategier overfor lokale miljøproblemer kreves det at offentlige aktører følger opp planene gjennom sine sektorlover og budsjetter.
- Det bør foretas en gjennomgang av de ulike regelsettene som er av relevans for lokale luftforurensninger og støy, med sikte på å oppnå best mulig sammenheng i regelverket.
- Utredningsarbeidet vedrørende vegprising bør videreføres med sikte på en avklaring av bl.a. praktiske muligheter og juridiske rammer. I mellomtiden og i den utstrekning utredningene viser at vegprising er mindre aktuelt, bør det satses på å utnytte mulighetene for å bruke dagens bompengeringer for å redusere tids- og stedsavgrensede kø- og miljøproblemer, bl.a. gjennom tidsdifferensiering av avgiftssatsene. For at bomringene skal kunne benyttes på denne måten også etter at de aktuelle vegprosjektene er finansiert, anbefales at nødvendige lovendringer utredes nærmere.
- Mulighetene for å bruke parkering som miljøpolitisk virkemiddel bør bedres ved at kommunene gis bedre mulighet for styring av det private parkeringstilbudet. Bruk av parkeringsavgifter vil bidra til mer kostnadseffektive løsninger

enn ved bare å regulere antallet parkeringsplasser.

- Offentlige investeringer i transportanlegg bør baseres på konsekvensanalyser, herunder nytte-kostnadsanalyser som så langt det er mulig inkluderer miljø-kostnadene.
- Tungtrafikk representerer et betydelig miljøproblem i enkelte områder. Samferdselsdepartementet har signalisert positiv holdning til forsøksordninger med såkalte tungtrafikknett. Ut fra erfaringene fra disse bør det vurderes hvordan forholdene kan legges til rette for en spesifikk regulering av tungtrafikk.

Når det gjelder institusjonelle forhold av betydning for virkemiddelbruken i samferdselssektoren, har utvalget kommet frem til disse hovedkonklusjonene:

- For å sikre helhetlige transportløsninger og reelle avveininger mellom ulike transport- og miljøtiltak, deriblant at investeringer i vegutbygginger sees i sammenheng med investeringer i og tilskudd til kollektivtrafikk, er det behov for å foreta en nærmere vurdering av ansvarsdelingen innen transportsektoren, medregnet ordningen med alternativ bruk av riksvegmidler.
- Siden lokale transport- og miljøproblemer i stor grad er et lokalt ansvar, bør det foretas en gjennomgang av alle relevante virkemidler med sikte på å oppnå bedre samsvar mellom ansvar og virkemidler på kommunalt nivå. I utgangpunktet bør kommunene ha færrest mulig formelle begrensninger i virkemiddelbruk ved utforming av effektive, lokale transport- og miljøstrategier. Dette må imidlertid bl.a. avveies mot hensynet til å unngå tilpasninger som kan lede til økte kø- og miljøproblemer langs det statlige transportnettet.
- På bakgrunn av erfaringene med TP10-arbeidet bør det ved fremtidig plansamarbeid på tvers av forvaltningsnivåer legges vekt på at planene utarbeides innenfor omprioriteringer av gitte ressurser for å hindre at planprosesssen blir et spill om økte statlige midler. Videre bør det vurderes hvordan planarbeidet bedre kan koordineres med andre relevante beslutningsprosesser, bl.a. knyttet til fylkes- og kommuneplaner, fylkeskommunale budsjetter, Norsk veg- og vegtrafikkplan og Norsk jernbaneplan.

KAPITTEL 25

Langtransporterte luftforurensninger

25.1 OVERSIKT OVER MILJØPROBLEMET OG ARBEIDET PÅ OMRÅDET

Innledning

Dette kapitlet fokuserer på forsuring av jord og vann gjennom avsetninger av svovel- og nitrogenforbindelser, hovedsakelig i form av sur nedbør. Det er utslippene av SO_2 og NO_X som er de viktigste årsaksfaktorene bak disse miljøproblemene, men ammoniakkutslipp (NH_3) bidrar også. Samtidig er NO_X og enkelte steder SO_2 også viktige bidragsytere til lokale luftforurensninger, som behandles i *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24. Det betyr at det er mange sammenhenger mellom miljøproblemer knyttet til «langtransporterte luftforurensninger» og «lokale luftforurensninger og støy».

Det vil dessuten i noen grad være et skjønnsspørsmål under hvilket problemområde ulike forhold bør behandles. Her i *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kap. 25 fokuserer vi på SO_2 og NO_X -utslippene og deres regionale miljøeffekter, mens vi i *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kap. 24 fokuserer spesielt på forurensninger fra samferdselssektoren og de lokale miljøproblemene (særlig helseeffektene), samtidig som det vil være en del krysshenvisninger mellom de to kapitlene.

Problemene med bakkenær ozon pga. utslipp av NO_X og flyktige organiske forbindelser (VOC) behandles i dette kapitlet, og berøres i liten grad i *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24, selv om samferdsel er en viktig kilde også for dette problemet. Nitrogennedfall som følge av NO_X - og NH_3 -utslipp i alle europeiske land står for øvrig for om lag 25 % av den menneskeskapte nitrogentilførselen til Nordsjøen, og er slik en vesentlig årsak til eutrofieringsproblemene i dette havområdet (jf. *"Overgjødsling"* i kap. 23 om overgjødsling).

Tallmaterialet i *"Beskrivelse av miljøproblemene"* i kapittel 25.1.1 og *"Årsakene til miljøproblemene"* i 25.1.2 er hentet fra publikasjonene «Forurensninger i Norge 1992» (SFT 1993) og «Forurensninger i Norge 1994» (SFT 1994), og er i noen tilfeller supplert med upublisert tilleggsinformasjon direkte fra Statens forurensningstilsyn. Det vises til publikasjonene i denne serien for grafiske og kartmessige framstillinger av opplysningene.

25.1.1 Beskrivelse av miljøproblemene

Forsuring

Fiskebestandene i Sør-Norge er i dag skadet[17] i et samlet areal på ca. 86.000 km2, dvs. 25 % av landets samlede areal, mens tålegrensene er overskredet på et større areal. 25 laksebestander har gått tapt, og av 13.600 undersøkte fiskebestander i Sør-Norge har 2.600 gått tapt (vesentlig aure, røye og abbor), mens 2.900 er skadet.

17. Skadet areal beregnes basert på en klassifisering av ruter på 12*12 km2. For hver rute bestemmes antallet fiskebestander som er uendret/økt, antallet som er redusert pga. forsuring, og antallet som er utryddet. Antallet bestander i hver av de tre kategoriene multipliseres med hhv. 0, 1/2 og 1, og resultatet summeres. Ruter med faktor 0 regnes som uskadet, mens ruter med faktor >0 regnes som skadet. Av skadet areal er 45 % lite skadet (faktor <0,2) mens 15 % er sterkt skadet (faktor >0,6).

Agder-fylkene og Telemark er hardest rammet, men skadene har også bredt seg til Vest- og Østlandet. Forsuring er et mindre problem nord for Dovre, med unntak av Øst-Finnmark, hvor tålegrensene i Sør-Varanger er overskredet for 70 % av arealet, men hvor det ennå ikke er registrert omfattende skader på fisken. Naturens tålegrense defineres i denne sammenhengen som den største mengden surt nedfall et areal kan motta uten at det gir skade på de mest følsomme organismene, dvs. et anslag for naturens langsiktige selvrensingsevne.

Resultatene fra skogovervåkingsprogrammet, som startet i 1988, viser at *helsetilstanden for skogen* i Norge har utviklet seg i negativ retning, med dårligere kronetetthet og flere misfargede trær. Årsakene til skadene kan være et samspill mellom luftforurensninger og spesielle klimapåvirkninger. Skadene er størst i sørøstlige deler av landet, og skadebildet samsvarer med kartleggingen av hvor skogsjordens tålegrenser for svovelnedfall er overskredet.

Langtransportert SO_2 og NO_X bidrar, sammen med lokale luftforurensninger, også til korrosjon og andre skader på bl.a. bygninger, monumenter og vannledninger.

Ozon ved bakken

Også miljøproblemer knyttet til *fotokjemiske oksidanter* behandles i dette kapitlet. Fotokjemiske oksidanter dannes i de lavere luftlag når blandinger av NO_X og *flyktige organiske forbindelser (VOC)* utsettes for sterkt sollys. Viktige kilder til VOC-utslipp er bensinmotorer og avdampning fra olje, bensin og løsemidler. Den viktigste fotokjemiske oksidanten er *ozon*. Ozon ved bakken kan ved høye konsentrasjoner gi akutte skader på helse, vegetasjon, jordbruksavlinger og materialer. Også ved lavere konsentrasjoner kan det oppstå slike skader, men da etter lengre tids eksponering.

Mer enn halvparten av den norske befolkning oppholder seg i områder med periodevise overskridelser av de anbefalte grenseverdiene[18] for helseskade. Målinger av bakkenær ozon i Norge i årene 1990 til 1993 viser at grenseverdien for ozon i vekstsesongen overskrides på samtlige målestasjoner. I 1993 var det overskridelser på opptil 90 % av dagene i Sør-Norge.

25.1.2 Årsakene til miljøproblemene

Forsuring

Det er utslippene av svoveldioksid (SO_2), nitrogenoksider (NO_X) og ammoniakk (NH_3) som bidrar til forsuringsproblemene. Svovel er av størst betydning, men de sure nitrogenforbindelsene bidrar stadig mer til skadene (20-40 % på Sørlandet, mindre enn 10 % i de fleste andre områder).

Skandinavia – og spesielt Norge – har særlig lave tålegrenser for forsuring pga. kalkfattige og langsomt forvitrende bergarter samt et tynt jordsmonn med liten evne til å nøytralisere sure tilførsler.

Andelen av det forsurende nedfallet i Norge som kommer fra ulike områder vil variere fra år til år bl.a. ut fra værforholdene. For 1990 og 91 er det beregnet at omlag 5 % av svovelnedfallet, 6-7 % av NO_X-nitrogenet og 26 % av NH_3-nitrogenet i det sure nedfallet i Norge stammet fra norske kilder, mens resten av nedfallet

18. De anbefalte grenseverdiene for helseskader er 100 mikrogram/m^3 for 1 times middel og 80 mikrogram/m^3 for 8 timers middel. Tålegrensen for vegetasjonsskader er 50 mikrogram/m^3 for midlere 7 timers konsentrasjon (fra kl 9 til 16) i perioden april – september. (SFT-rapport 16/1992 «Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø».)

kom fra andre andre land. Storbritannia og Tyskland er de største bidragsyterne. Av de norske SO_2 -utslippene ble det i 1990 avsatt ca 35 % i Norge, 20 % i Atlanterhavet, 15 % i Nordsjøen, 13 % i Sverige, og 7 % i Russland, mens de resterende 25 % fordeler seg med små mengder i hvert av flere andre land. For NO_X er situasjonen at bare 7-8 % av de norske utslippene deponeres som surt nedfall i Norge, mens mer enn 90 % havner andre steder.

Både SO_2 - og NO_X -utslippene er knyttet til bruk av fossilt brensel. Norske utslipp av SO_2 og NO_X er karakterisert av at vi har en energi- og næringsstruktur som skiller seg vesentlig fra andre europeiske land. Våre SO_2 -utslipp er relativt lave, bl.a. fordi det praktisk talt ikke benyttes kull eller olje i elektrisitetsproduksjonen. På den annen side er NO_X -utslippene relativt høye på grunn av betydelige utslipp fra innenriks sjøfart, fiske og oljeutvinning.

De viktigste norske kildene til *SO_2 -utslipp* er industrielle prosesser (53 %), stasjonær forbrenning til energiformål (24 %) og mobile kilder (23 %). Prosentangivelsen gjelder for 1992.

Til *NO_X -utslippene* bidro i 1992 vegtrafikk med 36 %, skip med 35 %, andre mobile kilder med 7 %, stasjonær forbrenning med 6 %, oljeutvinning med 13 % og industriprosesser med 3 %.

Når det gjelder NH_3 er det landbruket som er den viktigste utslippskilden. De største utslippene skjer under og etter spredning av husdyrgjødsel på jordbruksarealene.

Ozon ved bakken

Som nevnt dannes fotokjemiske oksidanter, hvorav ozon er den viktigste, gjennom kjemiske reaksjoner mellom NO_X og flyktige organiske forbindelser (VOC). Utslippene av NO_X er beskrevet ovenfor. Norske VOC-utslipp er regnet pr. innbygger blant de høyeste i Europa. Hovedårsaken til dette er store utslipp i forbindelse med omlasting av olje i Nordsjøen og ved oljeterminalene. Av VOC-utslippene utgjorde i 1993 oljelasting 41 %, biltrafikk 28 %, bruk av løsemidler 12 %, andre industriutslipp 9 %, andre mobile kilder 6 % og fyring 4 %.

Hovedårsaken til forhøyede ozonkonsentrasjoner i Norge er langtransport av ozon fra andre land. De norske utslippene kan bidra til å øke særlig bakgrunnskonsentrasjonen, men i områder med store lokale utslipp også til ozonepisoder, dvs. kortere perioder med ozonkonsentrasjoner vesentlig høyere enn bakgrunnsnivået.

25.1.3 Internasjonale forpliktelser og nasjonale målsettinger

ECE-konvensjonen om langtransporterte grenseoverskridende luftforurensninger danner ramme for spesifikke bindende reduksjonsavtaler mellom landene – såkalte protokoller.

Helsinki-protokollen forpliktet Norge til å redusere SO_2 -utslippene med 30 % innen 1993 med 1980 som basisår. I tillegg har vi etter regjeringsvedtak høsten 1984 hatt som nasjonalt mål å redusere utslippene med 50 % for denne perioden (St.prp. nr. 67 (1985-86)).

NO_X -protokollen forplikter oss til å stabilisere utslippene på 1987-nivå innen 1994. Videre har Norge sammen med 11 andre vest-europeiske land undertegnet en politisk intensjonserklæring om å redusere NO_X -utslippene med i størrelsesorden 30 % innen 1998 med 1986 som basisår (St.prp. nr. 82 (1988-89)).

Oslo-protokollen om ytterligere reduksjoner i svovelutslippene ble undertegnet i juni 1994. Her har bl.a. Norge fått gjennomslag for at tålegrensetilnærmingen og prinsippet om kostnadseffektivitet skal ligge til grunn for avtalen, slik at landenes

utslippsforpliktelser *differensieres* både i forhold til skadevirkningene av utslippene og til kostnadene ved å redusere utslippene.

Tålegrensetilnærmingen er et hjelpemiddel for å komme frem til effektorienterte og kostnadseffektive strategier for å redusere utslipp av langtransporterte luftforurensninger. Informasjon om tålegrenser, utslipp, spredning og avsetning av utslippene, samt anslag for kostnadene ved reduksjonstiltak kombineres i en modell som beregner den fordelingen av utslippsreduksjoner mellom landene som oppnår et gitt miljømål til lavest mulig kostnad for Europa som helhet.

Utgangspunktet for fastsettelsen av de enkelte lands utslippsreduksjoner i den nye svovelprotokollen var beregninger av en kostnadseffektiv fordeling av utslippsreduksjoner for å redusere forskjellen mellom dagens (1990) nedfall av svovel og tålegrensen med minst 60 % i alle deler av Europa innen år 2000. De fleste landene har påtatt seg forpliktelser som samsvarer helt eller ligger nær opptil modellresultatet, men noen land har påtatt seg lavere forpliktelser og/eller utsatt måloppnåelsen til 2005/2010.

Standard utslippskrav basert på beste tilgjengelige teknologi (BAT) for nye forbrenningsanlegg med over 50 MW energitilførsel inngår imidlertid også i avtalen. For eksisterende anlegg sidestilles BAT-baserte utslippskrav med andre virkemidler som gir tilsvarende reduksjoner.[19] Det er også åpnet adgang til felles gjennomføring av utslippsreduksjoner mellom land etter regler som skal fastsettes senere.

I henhold til Osloprotokollen er Norge forpliktet til å redusere SO_2 -utslippene til et nivå på maksimalt 34.000 tonn pr. år innen år 2000. Dette tilsvarer 76 % reduksjon i forhold til 1980.

Norge vil arbeide for at denne tålegrensetilnærmingen, som inkluderer prinsippet om kostnadseffektivitet, også blir lagt til grunn for reforhandlingene av NO_X -protokollen. Et internasjonalt samarbeide for å utvikle det nødvendige grunnlagsmaterialet for en slik tilnærming pågår.

VOC-protokollen innebærer en forpliktelse for Norge til å redusere utslippene fra hele fastlandet og fra norsk økonomisk sone sør for 62. breddegrad (tiltaksområdet) med 30 % innen 1999 i forhold til 1989-nivå, og at utslippene for hele landet medregnet hele den økonomiske sonen ikke skal være høyere i 1999 enn i 1988. Ved undertegnelsen av protokollen «... gav Noreg ei muntleg erklæring om at det vil verte gjennomførde tilsvarande tiltak, basert på best tilgjengeleg teknologi som er økonomisk forsvarleg, for å redusere utsleppa fra oljeverksemda langs heile kysten, både nord og sør for 62. breiddegraden. Noreg gav uttrykk for at skyldnadene vi tek på oss, basert på dagens prognosar og forventingar om teknologisk utvikling, vil kunne gje ein reduksjon i norske totalutslepp på rundt 20 %.» (St.prp. nr. 120 (1991-92), s. 8). Protokollen gjelder bare for ikke-metan-VOC (NMVOC).

25.1.4 Gjennomgang av virkemiddelbruken

Forsuring

De første virkemidlene som ble iverksatt på dette området var i hovedsak lokalt begrunnet og rettet mot SO_2 . Oslo og Drammen kommune innførte omkring 1970 forskrifter som inneholdt grenser for hvor mye svovel det kunne være i fyringsoljer. Disse forskriftene ble erstattet av *forskrift om svovelinnhold i fyringsolje* fastsatt av Miljøverndepartementet i 1976 med hjemmel i forurensningsloven. Denne ble 11.

19. Norges opprinnelige standpunkt i forhandlingene var at man på prinsipielt grunnlag var imot å legge BAT til grunn for avtalekrav. Dette ble likevel akseptert som en del av en helhet for å oppnå en avtale.

mars 1985 avløst av en ny tilsvarende forskrift med strengere krav, som fortsatt gjelder.

Kravene går nå ut på at det i Oslo og Drammen bare skal benyttes *residuefri* (dvs. bare destillert olje uten tungoljeinnhold) fyringsolje med inntil 0,8 vektprosent svovel. Dette innbærer et forbud mot all bruk av tungolje, selv om den skulle ha et svovelinnhold under 0,8 vektprosent. I fylkene Østfold, Akershus, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane er det ikke tillatt å bruke fyringsolje med høyere svovelinnhold enn 1,0 vektprosent. I resten av landet skal svovelinnholdet i fyringsolje ikke overstige 2,5 vektprosent.

Disse kravene gjelder både fyringsolje brukt til oppvarmingsformål og til prosessformål. SFT kan gjøre unntak fra forskriften. Svovelforskriften vil for øvrig bli endret som følge av EØS-avtalen og kommende lovgivning i EU, jf. *"Vurdering av virkemiddelbruken på området og behovet for endringer"* i kapittel 25.2.

Alle større utslipp av SO_2 , både prosess- og brenselsutslipp, må dessuten i utgangspunktet ha *utslippskonsesjon* fra SFT, se kap.1 om konsesjonssystemet. For brenselsutslipp er grensen for plikt til å søke konsesjon etter § 3 i forskrift om svovelinnhold i fyringsolje fastsatt til virksomheter med større kjelekapasitet enn 150 kg olje pr. time.

I utslippstillatelsen kan det stilles strengere eller mildere krav til svovelinnholdet i fyringsoljen enn det som fremgår av forskriftsbestemmelsene. F.eks. kan SFT gi tillatelse til bruk av fyringsolje med høyere svovelinnhold i den grad svovelet fanges opp av renseanlegg, bindes i sluttproduktene eller gjenvinnes i produksjonen. I en del tilfeller stilles det også maksimalkrav for oljeforbruk pr. år, både til brensel- og prosessformål. Det kan også settes forbud mot bruk av kull i slike prosesser. For prosessutslippene fastsettes det vanligvis utslippsgrenser i form av krav til utslipp pr. time eller pr. tonn ferdig produkt. Utslippsgrensene har ofte vært supplert med krav om etablering av renseanlegg, evt. med en grov angivelse av teknologivalg. Videre fastsettes det i utslippstillatelsene normalt krav til skorsteinshøyde både for brensels- og prosessutslipp.

Utslippskrav for SO_2 ble stilt i forbindelse med det såkalte 10-års programmet for opprydding i eldre industri, som startet på begynnelsen av 1970-tallet. Bakgrunnen for kravene var i hovedsak lokale miljøeffekter. Reguleringene har blitt skjerpet og gjort gjeldende for flere bedrifter etter hvert som utslippstillatelsene har blitt revidert i perioden fra omkring 1986 og frem til i dag.

I bedriftenes utslippskonsesjoner kan det som for andre forurensninger også stilles krav i forbindelse med *NO_X -utslipp*. Dette er hittil bare gjort i 6 tilfeller, bl.a. fordi det er få store NO_X -utslipp fra industrien. Kravene er begrunnet i lokale forhold. Det klart viktigste tilfellet er Hydros gjødselproduksjon på Herøya, som fra slutten av 1970-årene har hatt krav om begrensninger i NO_X -utslippene, som senere er skjerpet. Disse utslippskravene har i hovedsak hatt sin årsak i lokale dis-problemer i Grenlandsområdet.

Det andre viktige virkemidlet som har vært brukt mot NO_X -utslipp, er *kjøretøyforskriftenes avgasskrav*, se pkt. 9.1.4.1. Når *forskrift om bindende grenseverdier for lokale luftforurensninger og støy* etter forurensningsloven vedtas, vil den omfatte både NO_2 og SO_2 , jf. pkt. 9.1.4.3.

Det er ikke iverksatt virkemidler spesielt rettet mot forsuringsvirkningene av *ammoniakk* (NH_3), men en del av virkemidlene som er iverksatt mot landbrukets utslipp av nitrogen og fosfor til vann- og vassdrag (se *"Definisjoner og begrepsavklaring"* i kap. 3) vil også ha en positiv effekt på luftutslippene av nitrogenforbindelser. Det gjelder særlig virkemidlene rettet mot lagring og spredning av husdyrgjødsel.

De samlede avgiftene på ulike fossile brensler har betydning for SO_2 - og NO_X -utslippene, fordi disse avgiftene påvirker etterspørrernes valg mellom ulike energibærere og deres energieffektivisering. Av relevans er således *CO_2 -avgiftene* (se *"Juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk"* i kap. 6), *svovelavgiften* samt *bensin- og autodieselavgiften* (se *"Bindinger på de enkelte innsatsområdene"* i kap. 9). I forhold til transportsektorens bidrag – spesielt til NO_X -utslippene – understrekes at ikke bare utslippene fra det enkelte kjøretøy eller fartøy, men selvfølgelig også *den totale transportmengden* er av avgjørende betydning for utslippene. Virkemiddelbruken i denne sammenheng er det redegjort for under pkt. 9.1.4.1.

I forhold til SO_2 -utslippene er det svovelavgiften som er mest sentral. Svovelavgiften ble innført i 1971, og lå på et lavt nivå inntil 1989-90. Den ble fra dette tidspunktet trappet opp og utgjør i 1994 7 øre pr. liter olje for hver påbegynt 0,25 % vektandel svovel i oljen. Olje med svovelinnhold under 0,05 % er imidlertid fritatt for svovelavgiften. De viktigste produktgruppene som omfattes av avgiften og deres normale avgiftssats er:

– avgiftsfritt: fyringsparafin, lavsvovlig diesel («miljødiesel»)
– ett avgiftstrinn (7 øre): vanlig autodiesel, marin gassolje, lett fyringsolje
– to avgiftstrinn (14 øre): spesialdestillat
– fire avgiftstrinn (28 øre): lavsvovlig (LS) tung fyringsolje
– ni avgiftstrinn (63 øre): normalsvovlig (NS) tung fyringsolje

Svovelavgiften dekker om lag 70 % av forbrenningsutslippene av SO_2 , og omfatter ikke bensin (som inneholder relativt lite svovel) eller faste brensler som koks, kull, ved eller avfall. Se også DNVI-ECON (1993 f, s.14-15) for en mer detaljert oversikt over hele mineraloljeavgiften og utviklingen av svoveltillegget over tid.

Noen bruksområder for mineralolje er unntatt fra svovelavgiften, men det er langt færre unntak her enn for CO_2 -avgiften. De viktigste fritakene for svovelavgiften gjelder luftfart, båter i utenriks sjøfart som anløper norske havner, supplyflåten i Nordsjøen og fiske og fangst i fjerne farvann. Dersom SO_2 -utslipp på disse bruksområdene ikke skaper miljøproblemer verken i Norge eller i andre land, er et slikt unntak riktig. Hvorvidt dette faktisk er tilfelle for de nevnte unntakene er usikkert. Spesielt eventuelle utslipp fra supplyflåten i sørlige deler av Nordsjøen må antas å bidra til forsuring i de mest utsatte områdene på Sørlandet. Det er også startet et arbeid for å få til reguleringer av utslipp av bl.a. SO_2 fra skip i regi av IMO, FN's sjøfartsorganisasjon. Spillolje til forbrenning er også unntatt fra svovelavgiften.

Svovelavgiften kan også etter søknad helt eller delvis refunderes dersom det dokumenteres at utslippene av SO_2 er lavere enn svovelinnholdet i oljen skulle tilsi, f.eks. fordi utslippene renses eller bindes i sluttproduktene. Refusjonens størrelse avhenger av rensegraden, og det kreves målinger av utslippet som er utført av et godkjent firma/institusjon. SFT må godkjenne rensegraden, før refusjon utbetales av toll- og avgiftsmyndighetene. Refusjonsordningen bidrar til å knytte avgiftsinnbetalingen mer direkte til det egentlige utslippet av SO_2 enn til forbruket av svovel som innsatsvare. Under forutseting av at kostnadene ved dokumentasjonen er små, er dette helt i tråd med det teoretisk ønskelige, jf. kapittel 2.3.5 i del II.

Om lag 25-40 bedrifter benytter refusjonsordningen. De fleste oljebrukere som binder svovelet i produktene bruker ordningen. Det samme gjelder de relativt få kildene som har renseanlegg for brenselsutslipp. Samlet beløp som refunderes er anslagsvis i størrelsesorden 20 mill. kr/år (DNVI-ECON, 1993 f).

Kalking av vassdrag er et resipienttiltak som motvirker deler av skadevirkningene av sur nedbør, ved at man i noen grad tar vare på gjenlevende fiskebestander og i enkelte tilfeller får tilbake fisk i vann som den sure nedbøren har gjort fiske-

tomme. Staten har finansiert slik kalking av vassdrag siden 1983. I denne perioden (1983 tom. 1994) er det over Miljøverndepartementets budsjett bevilget til sammen nærmere 235 millioner kroner til dette tiltaket.

Senter for oppdragsforskning i Ås har foretatt flere nytte-kostnadsanalyser av den samfunnsøkonomiske lønnsomheten til slike kalkingsprosjekter (Se f.eks. Navrud 1993). Verdien av det økte fisket er verdsatt ved hjelp av transportkostnadsmetoden og intervjuundersøkelser (CVM, jf. del V, *"Eksplisitt verdsetting av miljøgoder"* i avsnitt 16.4.1.1). Prosjektene viser da svært god lønnsomhet. For elva Audna i Vest-Agder, hvor laksen var utryddet og øvrige fiskebestander sterkt desimert, har kalkingen gitt klar forbedring i fisket. Analysen viser her 4-5 kroner i økt miljønytte pr. krone brukt til kalking. De øvrige prosjektene som er undersøkt viser lavere, men likevel klart positivt, samfunnsøkonomisk resultat.

Figur 25.1 Fangst av laks og sjøaure i kg pr. år (3-års midler) i Audna. Kalking ble satt i gang høsten 1985.

Ozon ved bakken

Årsakene til dette problemet er som nevnt både utslipp av NO_X og av VOC. Man er ennå i startfasen av arbeidet med å redusere ozonproblemet, og det er hittil benyttet få virkemidler. NO_X -utslippene er beskrevet under forsuring ovenfor. Mot *NMVOC-utslippene* er det foreløpig ikke satt i verk varige formelle virkemidler. Det pågår imidlertid prøveprosjekter ved de viktigste kildene, med sikte på oppfylling av 30 %-målet på den mest kostnadseffektive måten. De viktigste av disse dreier seg om å redusere avdampningen fra lasting av råolje i Nordsjøen, og ved omlasting og distribusjon av bensin og olje fra de store tankanleggene på land. Det synes også å være mulighet for en viss frivillig gjennomføring av slike tiltak, da de kan være bedriftsøkonomisk billige eller lønnsomme. Foreløpig er det gjennomført tiltak uten pålegg ved oljeterminalen på Sjursøya i Oslo.

I tillegg har avgasskravet for biler som allerede er innført også positiv effekt på VOC-utslippene fra biltrafikk. Det foregår også arbeid med flere forslag til reguleringer av VOC-utslipp i EU, som kan bli førende for norske tiltak og virkemidler. EU har under utarbeidelse et direktiv om gjenvinning av bensindamp i kjeden frem til bensinpumpa («stage I»), et direktiv om tiltak ved fylling av bensin fra pumpe til bil («stage II»), og et direktiv om begrensning av VOC-utslipp fra særskilte industriaktiviteter. St.prp. nr. 1 (1993-94): «Miljøverndepartementet» varslet at det vil bli utarbeidet en plan for reduksjon av de norske VOC-utslippene.

25.2 VURDERING AV VIRKEMIDDELBRUKEN PÅ OMRÅDET OG BEHOVET FOR ENDRINGER

25.2.1 Oppnådde miljøresultater

25.2.1.1 Norske utslippsreduksjoner i forhold til mål

Forsuring

Norges nasjonale mål for reduksjon av SO_2 -utslippene i perioden 1980-1993, som gikk lenger enn de internasjonale forpliktelsene våre, var å redusere utslippene med 50 % innen 1993 med 1980 som basisår. Dette målet ble nådd med god margin. Totalutslippene av SO_2 er redusert med omlag 74 % mellom 1980 og 1993, til 37.000 tonn årlig. Fremskrivinger som er gjort av Statistisk sentralbyrå i forbindelse med handlingsplanarbeidet for klima og NO_X , viser at SO_2 -utslippene vil bli om lag 46.000 tonn i år 2000 hvis ingen nye virkemidler settes i verk. Dette tilsvarer en reduksjon på 67 % i forhold til basisåret 1980. Det gjeldende nasjonale målet for reduskjon av SO_2 som følger av Osloprotokollen, er et utslippsnivå på 34.000 tonn eller 76 % reduksjon innen år 2000.

Norge vil oppfylle den internasjonale forpliktelsen om å stabilisere NO_X -utslippene på 1987-nivå innen 1994 uten ytterligere nye virkemidler i tillegg til de som allerede er vedtatt gjennomført. Dessuten har Norge undertegnet en intensjonserklæring, som er felles med flere andre land, om å redusere utslippene av NO_X med i størrelsesorden 30 % innen 1998 med 1986 som basisår. Det kreves en vesentlig skjerping av virkemiddelbruken om dette målet skal kunne nås. Totalutslippene av NO_X i Norge var i 1992 redusert med om lag 5 % i forhold til basisåret 1986.

Ozon ved bakken

Utslippene av VOC er i Norge fortsatt økende, bl.a. fordi det ennå ikke er satt i verk vesentlige virkemidler rettet mot dette problemet. Veksten har vært svakere fra 1989 til i dag enn den var tidligere på 80-tallet.

25.2.1.2 Utvikling i miljøtilstand

Forsuring

Som nevnt skyldes mer enn 90 % av det sure nedfallet i Norge utslipp i andre land. Utslippene av SO_2 i Europa ble redusert med ca 30 % i perioden 1980-92. Utslippene av NO_X *økte* med 2 % i samme periode, mens ammoniumutslippene var noenlunde konstante. De landene som har undertegnet målet om 30 % reduksjon av SO_2 -utslippene har nå nådd dette målet. Som gruppe har disse landene nå redusert utslippene med 46 %, mens tallet for hele Europa er 43 % reduksjon.

Reduksjonene i SO_2 -utslipp siden 1980 har gitt lavere konsentrasjoner av svovel i luft og nedbør. Foreløpig er det likevel ingen bedring i forsuringstilstanden i de rammede områdene, og undersøkelser viser at *skadene fortsatt brer seg til stadig nye områder* både på Øst- og Vestlandet. Nedfallet av sure forbindelser er omtrent like stort som før pga. økte nedbørmengder og økte NO_X -utslipp. I tillegg er naturens motstandskraft sterkt redusert pga. store tilførsler over så lang tid.

Den nye svovelprotokollen vil gi en samlet utslippsreduksjon i Europa på henholdsvis 45 % i 2000 og 52 % i 2010 i forhold til 1980. Dette vil gi henholdvis 55 % og 65 % reduksjon i nedfallet til Norge fordi de landene som er viktige for oss reduserer relativt mer enn gjennomsnittet. Effekten av dette på miljøtilstanden i Norge er anslått i beregninger utført av Meteorologisk Institutt og NIVA, som viser at det

skadede arealet på Østlandet (Østfold, Oslo/Akerhus, Hedmark, Oppland, Buskerud og Vestfold) vil bli drastisk redusert og forholdene bedre seg relativt raskt for fisk og andre organismer. I Agderfylkene og også i Rogaland vil det forsuringsskadede arealet bli lite endret, mens det fortsatt vil være risiko for negativ utvikling i skadet areal på Vestlandet (Hordaland og Sogn og Fjordane).

Totalt for Norge vil arealet hvor tålegrensene for svovelnedfall er overskredet, reduseres fra ca 35 % til 16 %. I områdene som fortsatt vil ha overskridelser betyr likevel en reduksjon i svovelbelastningen en bedring som kan være avgjørende for organismer som ikke er blant de mest følsomme, men som påvirkes negativt ved dagens nedfallsnivå.

Utslippsreduksjonene som følger av den nye svovelprotokollen er ikke tilstrekkelige til å hindre forsuringsskader i Norge. For å oppnå dette vil ytterligere reduksjoner av både svovel- og NO_X -utslipp være nødvendige.

Ozon ved bakken

De målinger som er foretatt i perioden 1981-93 viser ingen tydelig utvikling i ozonkonsentrasjonene i Norge. Både kortids- og spesielt langtids grenseverdier overskrides i et betydelig omfang.

25.2.1.3 Årsakene til utslippsutviklingen for SO_2

Innledning

Flere faktorer er med på å forklare nedgangen i SO_2 - utslippene. I tillegg til de virkemidlene som har vært benyttet overfor industriutslipp og bruk av oljeprodukter, har også andre forhold vært viktige. Dette gjelder bl.a. omfanget av den generelle økonomiske aktiviteten og den teknologiske utviklingen. Strukturendringer og ny teknologi i industrien må antas å gi varige utslippsreduksjoner, mens virkningen av faktorer som relative priser på ulike energikilder, værforhold, konjunkturene for prosessindustrien og omfanget av den økonomiske aktiviteten ellers må antas å variere over tid. Disse faktorene synes imidlertid å ha bidratt betydelig til å redusere utslippene de siste årene, som har vært preget av milde vintre og betydelige perioder med lavkonjunktur og billig tilfeldig kraft.

Figur 25.2 viser utslippsutviklingen fra 1973 til 1993 for de tre hovedgruppene av kilder. Det er oppnådd størst reduksjoner i utslippene fra stasjonær forbrenning, og minst i utslippene fra mobil forbrenning. Figur 25.3 viser utviklingen i forbruket av oljeprodukter i perioden 1973-93.

Figur 25.2 Utviklingen i totalutslippet av SO_2 i Norge fordelt på de tre hovedkategoriene av kilder for perioden 1973-93.

Figur 25.3 Utviklingen i forbruket av de fire viktigste fyringsoljekvalitetene for stasjonære kilder i Norge i perioden 1973-93. Millioner liter.

Prosessutslippene

Fra 1973 til 1993 ble prosessutslippene av SO_2 redusert med ca. 70 %. De viktigste *tiltakene* bak dette resultatet er bygging av renseanlegg, lukking og annen omlegging av prosesser og generell effektivisering av produksjonen. For øvrig har strukturendringer og nedleggelser påvirket utslippene.

Det viktigste *virkemiddel* bak reduksjonen, spesielt frem til midten av 1980-tallet, har vært utslippskonsesjonene. Særlig i andre halvdel av perioden synes imidlertid andre drivkrefter også å få stor betydning, ikke minst prosessomlegginger ut fra rent bedriftsøkonomiske vurderinger.

Det meste av de gjenværende prosessutslippene skyldes bruk av koks og kull som reduksjonsmiddel. Overgang til kull med svovelinnhold ned mot 0,5 – 0,7 vektprosent har også hatt betydning for utslippsutviklingen. Denne utviklingen har dels vært fremskyndet av konsesjonskrav eller forventning om slike, men har også skjedd på frivillig grunnlag. Lavsvovlig kull er dyrere enn høysvovlig kull, men det har større energieffektivitet.

De største utslippsreduksjonene har skjedd i treforedlingssektoren. De samlede prosess- og forbrenningsutslippene herfra er redusert fra 33.000 tonn i 1976 til 2.900 tonn i 1991. Denne sektoren er den største brukeren av tilfeldig kraft.

Nedleggelsene av Smeltehytta ved A/S Sulitjelma gruver (1987) utgjør alene 10-12 prosentpoeng av den samlede nedgangen i totalutslippene av SO_2 fra 1980 til 1993 på 74 %.

Stasjonære brenselsutslipp

Stasjonære brenselsutslipp av SO_2 er redusert med ca. 90 % i perioden 1973-93. Utslippene skyldes forbrenning av fyringsoljer, og er omtrent likt fordelt mellom små kilder som boligoppvarming m.m. og forbrenning til energiformål i industrien. De viktigste årsakene bak den oppnådde reduksjonen er:

– *Reduksjon i det samlede fyringsoljeforbruket på over 70 % fra 1973 til 1993*, jf. også figur 25.3. Dette skyldes delvis at prisen på elektrisitet har ligget lavt i forhold til fyringsolje, noe som i sin tur bl.a. skyldes milde vintre med stort tilsig i 1980-årene, og sterkt fluktuerende priser på oljeprodukter. Dette har ført til at det de senere år har vært langt vanligere at oppvarmingen i nye bygg baseres på elektrisk kraft. I tillegg har dereguleringen av kraftmarkedet gitt økte muligheter for å dra nytte av lave priser på tilfeldig kraft. De viktigste offentlige virkemidler som er benyttet for å stimulere til denne utviklingen er stimulering av energiøkonomisering, økte miljøavgifter på oljeprodukter og fritak for el-avgift for brukere med elektrokjele som kan erstatte kraften fullt ut gjennom oljefyring.

– *Overgang fra normalsvovlet til lavsvovlet tungolje, og sterk reduksjon i bruken av tungolje*. Mens tungolje i 1973 utgjorde nær 45 % av det stasjonære oljeforbruket, var andelen i 1991 under 20 %. Samtidig har andelen av lavsvovlet tungolje i det stasjonære tungoljeforbruket økt fra 5 til over 90 %. Denne utviklingen i bruken av tungolje er den klart viktigste enkeltfaktoren bak de utslippsreduksjoner som er oppnådd, og står alene for om lag halvparten av den samlede nedgangen i SO_2 -utslipp fra 1973 til 1993.

Overgang til andre energikilder som tilfeldig kraft og biobrensel er sammen med nedleggelse av virksomheter viktige og bedriftsøkonomisk funderte årsaker til denne utviklingen for tungolje. Konsesjonskrav til samlede SO_2 -utslipp fra industribedrifter kan også tenkes å ha bidratt til slike overganger. En annen årsak som kan ha bidratt er ny raffineringsteknologi som har muliggjort en produktmiks med høyere andeler lette oljeprodukter. Dette har ført til en tilnærming mellom prisene på ulike oljekvaliteter.

Reduksjonen i bruken av tungolje og vridningen innen tungoljeforbruket fra normalsvovlet til lavsvovlet må imidlertid også sees i sammenheng med *forskriften* om svovelinnhold i fyringsolje. Forskriften innebærer i praksis et forbud mot normalsvovlig (NS) tungolje i de 12 sørligste fylkene og forbud mot all tungolje i Oslo og Drammen fra 1985. Dette samsvarer noenlunde med den siste knekken på tungoljekurvene i figur 25.3.

Avgiften på svovel i olje har først de senere år hatt en slik størrelse at den har kunnet påvirke denne utviklingen i vesentlig grad. Eksempelvis var det først i 1989 at avgiften bidro til at lavsvovlet tungolje ble rimeligere enn normalsvovlet. I tillegg

til det som kan forklares ved prisvirkninger, kan signaleffekten av avgiften også ha hatt betydning.

– *Redusert svovelinnhold i de lettere oljetyper.* Svovelinnholdet er redusert i de fleste oljekvaliteter. Svovelinnholdet i lett fyringsolje er blitt mer enn halvert siden midten av 1970-tallet. Gjennomsnittlig svovelinnhold i lettolje og andre mellomdestillater ligger i dag på rundt 0,16 vektprosent mot 0,40 vektprosent på midten av 1970-tallet. Svovelavgiften har antakelig heller ikke kunnet påvirke denne utviklingen i vesentlig grad[20] . Avgiften har ikke vært tilstrekkelig differensiert til å gi oljeselskapene insitament til å redusere svovelinnholdet i mellomdestillater som inntil 1992 uansett har ligget på laveste avgiftstrinn. Innføringen av den nye avgiftsfrihetsgrensen på 0.05 % gir imidlertid i prinsippet et insitament i denne retningen, men ikke stort nok til alene å kunne utløse ytterligere svovelrensing av oljen. Den viktigste årsaken til utviklingen mot stadig lavere svovelinnhold er antakelig at råolje fra Nordsjøen med lavt svovelinnhold er blitt den billigste råvaren for det norske markedet.

– *Økt svovelrensing.* Rensing av røykgassene fra stasjonær forbrenning er teknisk mulig for alle typer kilder. For de små kildene som oppvarming av boliger, kontorbygg, mindre industri mm. vurderes imidlertid dette som lite praktisk gjennomførbart og helt urealistisk kostbart. I forbindelse med konsesjonsbehandling av mellomstore kilder ut fra lokale forurensningsproblemer har det bare vært stilt krav om skorsteinshøyde ol., og ikke om rensetiltak. Utslippskrav som innebærer rensing av forbrenningsutslipp, er bare blitt satt for enkelte svært store kilder, eller for utslipp som kan ledes til felles renseanlegg med store prosessutslipp.

Ordningen med refusjon av svovelavgiften gir et tilnærmet teoretisk optimalt insentiv til slik rensing for alle forbrenningsovner, men avgiftsnivået ser ikke ut til å være høyt nok til å utløse særlig mange investeringer i rensetiltak. Dette reflekterer trolig at få tiltak er lønnsomme ved dagens avgiftsnivå og dagens priser på alternative energikilder.

Mobile brenselsutslipp

Mobile brenselsutslipp av SO_2 er redusert med 46 % i perioden 1973-93. Utslippene økte med ca 30 % fra 1973 til 1987, men har deretter sunket sterkt. Mobile brenselsutslipp av SO_2 kommer hovedsakelig fra forbrenning av diesel ved vegtransport og ulike oljetyper ved sjøtransport og fiske. Svovel i vanlig bensin utgjør nå 3 % av totalutslippet av SO_2 . Maksimumsgrensen for svovel i blyfri bensin er 0,1 vektprosent. Grensen er satt av hensyn til katalysatorenes effekt. Gjennomsnittlig svovelinnhold i all bensin har ligget konstant rundt 0,05 vektprosent. Verdiene var eksempelvis 0,05 % i 1980, 0,03 % i 1992 og 0,053 % i 1993.

Forbruket av autodiesel er nær doblet, og bruken av marine oljer har økt med rundt 30 % siden begynnelsen av 1970-årene. Dette forklarer økningen i utslippene fra 1973 til 1987. Nedgangen etter 1987 skyldes generelt lavere svovelinnhold i produktene, og overgang fra tungolje til lettere oljer i kysttrafikken og fiskeflåten. Svovelinnholdet i autodiesel og marine oljer var i 1992 0,13 vektprosent mot 0,22 vektprosent i 1987.

Mineraloljeavgiften har som nevnt ovenfor ikke vært tilstrekkelig differensiert til å gi oljeselskapene insitamenter til å redusere svovelinnholdet i mellomdestillater. Endringer i produktenes svovelinnhold skyldes i første rekke lavere svovelinnhold i råoljen og i noen grad ny raffineriteknologi.

20. Overgangen fra avgiftstrinn på 0,5 % til 0,25 % kom først i 1988.

25.2.1.4 Årsakene til utslippsutviklingen for NO_X

NO_X -utslippene økte jevnt fra 1980 til 1987. Økningen skyldtes i hovedsak økt vegtrafikk. Fra 1987 til 1992 er utslippene redusert med om lag 7 %. Viktige årsaker til denne reduksjonen er redusert fakling i Nordsjøen, lavere bensinforbruk og større andel katalysatorbiler, og lavere aktivitet i fiske, sjøfart og industriprosesser.

25.2.2 Kostnader knyttet til oppnådde reduksjoner

Det er stor usikkerhet knyttet til å anslå kostnadene ved oppnådde utslippsreduksjoner på dette området. Dette henger dels sammen med det mer generelle problemet med å skille miljøinvesteringer fra andre investeringer i industrien, og dels med at det er usikkert hvilke reduksjoner som er en følge av virkemiddelbruken, og hvilke som skyldes andre årsaker. Det er uten tvil oppnådd større reduksjoner som følge av andre årsaker enn miljømotiverte virkemidler for SO_2 enn for mange andre stoffer. Dette skyldes bl.a.:

- Omstrukturering og bedriftsnedleggelser har gitt betydelige reduksjoner med få eller ingen direkte miljørelaterte kostnader.
- Reduserte utslipp i industrien utover pålagte tiltak har forskjellige forklaringer som redusert aktivitet og energiøkonomisering.
- Redusert forbruk av fyringsolje til industri og boligoppvarming har sammenheng med bl.a. god tilgang på billig elektrisk kraft.
- Redusert svovelinnhold i olje skyldes for en del god tilgang på lavsvovlig råolje fra Nordsjøen.
- Reduserte utslipp i innenriks sjøtransport og fiske er knyttet til redusert aktivitet og lavere svovelinnhold i olje.

Grove overslag kan tyde på at disse andre årsakene til sammen utgjør en betydelig andel av den samlede reduksjonen på 74 % fra 1980 til 1993. Det er likevel grunn til å anta at det spesielt i visse perioder også har vært betydelige reelle kostnader forbundet med de virkemidler som er iverksatt. Grove beregninger gjort av SFT (1992) angir en samlet investeringskostnad på 560 millioner kroner for alle pålagte SO_2 -tiltak fra 1980 til 1992. Dette inkluderer tiltak i treforedling, 2 oljeraffinerier og 2 aluminiumsbedrifter. Kostnader ved overgang fra normalsvovlig tungolje (NS) til lavsvovlig tungolje (LS) eller reduksjon i svovelinnhold i andre oljeprodukter er ikke inkludert i disse investeringskostnadene. Disse antas å være relativt lave.

Det forligger heller ikke kostnadstall for de kravene til utslippsgrenser for NO_X som er pålagt industrien. Det viktigste tilfellet er Norsk Hydros kunstgjødselproduksjon på Herøya. Tiltakene besto i dette tilfellet av at Norsk Hydro bygde ny salpetersyrefabrikk med vesentlig større kapasitet enn eksterende anlegg, men med ny egenutviklet teknologi som ga vesentlig reduserte utslipp av NO_X pr. tonn produsert salpetersyre. Samtidig la de ned de 2 eldste produksjonslinjene med størst utslipp pr. produsert enhet, slik at resultatet ble en betydelig nedgang i utslippene av NO_X . Det er ikke mulig å tallfeste hvilken andel av denne store investeringen som evt. skal betraktes som miljøkostnaden tilhørende de oppnådde reduksjoner.

Kostnader ved avgasskravene for biler er behandlet i *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24. Det er ikke satt inn vesentlige virkemidler rettet mot utslippene av ammonium fra landbruket og mot NMVOC, og det er dermed ingen vesentlige direkte kostnader på disse områdene.

25.2.3 Internasjonale rammebetingelser

Når det gjelder miljøproblemer knyttet til langtransporterte luftforurensninger er det særlig EU-regler som vil få betydning for virkemiddelbruken i Norge fremover. EU-direktivet om utslipp fra store forbrenningsanlegg er sentralt i EU, men har liten praktisk betydning i Norge foreløpig. Direktivet stiller krav til prosentvise reduksjoner i utslippene av svovel og NO_X fra eksisterende anlegg (>50 MW energitilførsel) og fastsetter utslippsstandarder for svovel og NO_X for nye anlegg (>50 MW energitilførsel). Norge har ingen eksisterende anlegg som faller inn under direktivets virkeområde. Derimot vil direktivets bestemmelser for nye anlegg gjelde som minimumskrav f.eks. for et eventuelt norsk gasskraftverk (250-300 MW energitilførsel).

EØS-avtalen innebærer videre innføring av et EU-direktiv med maksimalkrav til svovelinnhold i mellomdestillater og autodiesel på henholdsvis 0,2 vektprosent fra 1. oktober 1994 og 0,05 vektprosent fra 1. oktober 1996. Kostnadene ved en norsk tilpasning til EU-kravene er anslått til 25 kr/kg redusert SO_2 . Disse er i sin helhet knyttet til investeringer i raffineriene for å tilfredsstille kravet til svovelinnhold i autodiesel. Vanlige mellomdestillater har i dag lavere svovelinnhold enn EU-kravet. Videre må EUs regelverk for avgasskrav til motorkjøretøyer implementeres, noe som kan tenkes å gi ytterligere føringer for drivstoffenes kvalitet fremover.

Videre stiller EU-direktivet om titandioksidindustri bestemte krav til utslippsgrenser for SO_2 for alle slike bedrifter. For VOC er det under arbeid en rekke reguleringer som vil få betydning i Norge, bl.a. tiltak for å ta hånd om avdampingen i hele kjeden fra lasting av råolje til fylling av drivstoff på bensinstasjonene (jf. *"Gjennomgang av virkemiddelbruken"* i avsnitt 25.1.4 foran).

I den følgende analysen vil EU-regler som allerede er vedtatt, og som gjelder for Norge gjennom EØS-avtalen, bli lagt til grunn. Mulig kommende EU-regelverk er ikke vurdert i detalj. Utvalget ser det derimot som sin oppgave å legge noe av det faglige grunnlaget for eventuelle norske innspill til disse prosessene, gjennom å utrede hva som er en teoretisk og praktisk best mulig virkemiddelbruk på disse områdene.

25.2.4 Vurdering av kostnads- og styringseffektivitet

Kostnadseffektivitet på tvers av kilder og sektorer for SO_2

Den teoretisk optimale virkemiddelbruken overfor SO_2 vil være todelt, siden utslippene skaper to relativt uavhengige problemer. Overfor det lokale luftforurensningsproblemet bør man bruke individuelt tilpassede virkemidler, og overfor regionale forsuringsproblemer som evt. krever ytterligere reduksjoner ut over effekten av de lokale tiltakene bør man bruke virkemidler som sikrer like marginale kostnader for alle kilder som har like skadevirkninger.

Som det går frem av *"Gjennomgang av virkemiddelbruken"* i avsnitt 25.1.4 foran, har hovedtyngden av virkemidlene rettet mot SO_2 hittil vært begrunnet ut fra de lokale skadene av utslippet. Dette gjelder for de aller fleste industrikonsesjonene og for de spesielle grensene for svovel i fyringsolje i Oslo og Drammen. Siden de lokale problemene er forskjellige, følger det som en naturlig konsekvens at marginalkostnadene vil variere mellom de konsesjonsregulerte bedriftene. Det er teoretisk riktig med høyere marginalkostnader overfor de utslippene som gir størst skader.

Ut fra de betydelige negative virkningene av høye lokale SO_2 -konsentrasjoner, mener utvalget at styringseffektivitet og lokaltilpasning er viktige hensyn, og at man derfor også i fremtiden på de steder der dette er nødvendig bør ha konsesjonsgrenser

overfor de store enkeltkildene som sikrer en akseptabel lokal luftkvalitet. Det er imidlertid viktig å arbeide for å effektivisere bruken av utslippskonsesjoner, jf. også *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21. Samvariasjon i utslipp og spesielle lokale samvirkninger i resipientene mellom SO_2 og andre komponenter som støv trekker også i retning av individuell vurdering. Utvalget vil imidlertid peke på at ytterligere reduksjoner i utslippene fra industrien, ut over det som er nødvendig av rent lokale hensyn, i prinsippet vil stille andre krav til virkemiddelbruken, jf. den videre fremstilling og særlig *"Virkemiddelbruk for å oppnå ytterligere utslippsreduksjoner for SO_2"* i kapittel 25.3 nedenfor.

Det vil føre for langt å vurdere balansen mellom konsesjonskravene som er stilt overfor ulike bedrifter i særlig detalj her. Bygging av renseanlegg er imidlertid typiske enten – eller tiltak, som når man først foretar en investering har svært lave ekstrakostnader ved å oppnå en 80-95 % effekt i forhold til lavere rensegrader. Kostnadseffektivitetsvurderingen i forhold til bygging av slike renseanlegg må derfor som beskrevet i *"Oversikt og sammendrag"* i kapittel 1 om konsesjonssystemet i praksis i stor grad knyttes til *rekkefølgen* av tiltak, idet omfanget av hvert enkelt tiltak må oppfattes som gitt og ikke relevant å avstemme mot en felles marginalkostnad (DNVI-ECON 1993a). For prosessomlegginger og skifte av brensel m.m. vil det være mindre sprang, og i mange tilfeller gradvis stigende marginale tiltakskostnader.

Vurdert i ettertid synes det å ha vært riktig å regulere de store prosessutslippene fra industrien først, da det var disse som skapte de største lokale problemene. Bl.a. var det åpenbare problemer lokalt ved en rekke større treforedlingsanlegg. Innenfor den konsesjonsbehandlede industrien i kontrollklasse 1 er det nå bare ferrosilisium-, silisiummetall- og silisiumkarbidverkene som ikke har fått sine annengenerasjons utslippstillatelser. Prosessutslippene av SO_2 fra disse bransjene er de siste store bidragene som ikke er regulert. De tre karbidverkene har fått trukket tilbake sine tillatelser fra 1.1.1996, og annen konsesjonsrunde er dermed innledet for disse. De øvrige bedriftene i disse bransjene har fremdeles svært enkle og like utslippstillatelser, som er gitt ved kongelig resolusjon helt tilbake i 1975. Disse tillatelsene vil bli vurdert på nytt i løpet av 1994 med sikte på en effektivisering, og en gjennomgang av både avfallssiden og alle utslipp til luft og vann. Eventuelle SO_2 -krav er bare et av flere elementer i denne gjennomgangen.

DNVI-ECON (1993f) påpeker i sin vurdering av SO_2 -politikken at ferrolegeringsindustrien ikke har vært regulert like strengt som øvrige industribransjer, og konkluderer med at dette isolert sett har vært økonomisk ineffektivt. Utvalget vil imidlertid understreke at det er flere faktorer som taler for at en utsettelse av pålegg overfor denne bransjen likevel ikke har vært ineffektivt. Selv om det fortsatt er viktige lokale problemer ved noen av smelteverkene, synes det å ha vært rimelig å prioritere regulering av andre bransjer med større lokale problemer først. Disse andre tiltakene var sammen med virkemiddelbruken overfor mineralolje tilstrekkelig til å oppfylle målet om 50 % reduksjon i SO_2 -utslippene, som har vært gjeldende inntil nå. I tillegg har kunnskapen om de lokale problemene ved disse bedriftene vært for dårlig. Fordi en rekke av bedriftene har gått med redusert kapasitetsutnyttelse de siste årene, har det ikke vært grunn til å anta at de lokale problemene har vært store i disse periodene. Det synes også rimelig å vente med å gjennomføre kostbare måleprogrammer av lokal luftkvalitet til perioder hvor anleggene kjøres med full kapasitet, for så å sette eventuelle krav basert på måleresultatene. Tiltakskostnadene pr. kg SO_2 i ferrobransjen varierer fra de svært billige til de relativt dyre, sammenlignet med dagens avgiftssats for svovel i fyringsolje. Denne avgiften ble imidlertid først trappet vesentlig opp fra 1989-90. Før dette var avgiften lavere enn tiltakskostnadene ved de fleste smelteverkene. Det er likevel mulig at enkelte av de billigste ren-

seanleggene innen ferrolegering burde vært gjennomført i en tidligere fase ut fra kostnadseffektivitet i forhold til 50 %-målet. Det er også grunn til å tro at hensynet til bedriftenes økonomi og konkurransevne ut fra miljømyndighetenes totalvurdering og forurensningslovens bestemmelser også kan ha vært medvirkende til at pålegg har blitt utsatt.

Spørsmålet om det har vært og er balanse i kravnivået mellom de kildene som er omfattet av konsesjonssystemet og andre kilder er vanskelig å konkludere klart på. De virkemidlene som er benyttet mot slike kilder, er forskriften om og avgiften på svovelinnhold i fyringsolje. Forskriften har en delt begrunnelse, ved at den bidrar både til lokale forbedringer spesielt i byene, og ved at den bidrar til regionale reduksjoner som er differensiert mellom områdene sør og nord for Dovre. Slik differensiering synes nødvendig, da nyere data viser at utslipp på Sørlandet vil gi om lag 5 ganger større forsuringsskader enn tilsvarende utslipp i Trøndelagsområdet.

De differensierte kravene i forskriften kan sees som en brukbar tilnærming til lokalt orienterte utslippsgrenser, slik de ville blitt satt dersom det som et tenkt sammenligningstilfelle hadde vært praktisk mulig med konsesjonsbehandling av alle de små kildene. Finere inndeling i områder og mer differensierte krav i forskriften ville vært en forbedring ut fra en slik synsvinkel. Kostnader ved lagring og transport av mange oljekvaliteter, samt kontrollproblemer taler mot en slik utvikling. Datagrunnlaget med hensyn til geografiske variasjoner i forsuringsvirkning har hittil ikke vært tilrettelagt med sikte på en slik ytterligere differensiering, men dette er i prinsippet mulig med de tilgjengelige data og meteorologiske spredningsmodeller.

Avgiften på svovel i fyringsolje bidrar til reduksjoner for de kildene som ikke er regulert ut fra lokale hensyn, og til evt. reduksjoner ut over de lokale kravene for de kildene som har lokalt begrunnede krav. Geografisk differensierte avgifter vurderes som et lite aktuelt alternativ, og både svovelavgiften og øvrige avgifter på fossile brensler må betraktes som generelle virkemidler for å redusere de samlede utslipp først og fremst ut fra hensynet til regional forsuring. En finere inndeling av avgiftstrinnene kan være et egnet virkemiddel for å få gjennomført spesielle lokalt viktige tiltak for f.eks. bussflåten i de store byene, men dette vil eventuelt være motivert mer ut fra hensynet til partikler enn til SO_2 alene. Slike problemstillinger omtales i *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24 om lokale luftforurensninger og støy.

Som vi har vist i *"Oppnådde miljøresultater"* i avsnitt 25.2.1 foran, har mange andre forhold enn forskriften og avgiften vært viktig for å redusere utslippene fra ikke konsesjonsregulerte kilder. Det er likevel klart at virkemidlene også har bidratt, ikke minst gjennom å hindre uønskede økninger av svovelinnhold, og gjennom å gi klare signaler om myndighetenes politikk. Det kan synes som det er en viss grad av dobbeltregulering mellom forskriften og avgiften overfor *forsuringsbidraget* fra små kilder. Utvalget mener likevel at forskriften bør beholdes, for å kunne differensiere reguleringen av SO_2 -utslippene geografisk i forhold til de lokale helse- og miljøeffektene som kan følge av slike utslipp. Utvalget er videre oppmerksom på at både gjeldende EU-direktiv om grenser for svovel i autodiesel og mellomdestillater, og et direktiv med krav til svovelinnholdet i øvrige oljekvaliteter, bl.a. tung fyringsolje, som er under utarbeidelse, i henhold til EØS-avtalen må implementeres i norsk lovverk. Det vil derfor av denne grunn alene være nødvendig å ha en slik forskrift.

Utvalget mener videre at det bidrar til økt kostnadseffektivitet i virkemiddelbruken å ha en avgift på svovel i tillegg til de geografisk differensierte minstekravene som forskriften setter. Dette vil gi insentiv til alle kilder til å vurdere tiltak som rensing av avgasser og bruk av de reneste alternative brensler, og til å oppnå like marginale kostnader for alle tiltak ut over de krav som er gitt i konsesjon eller forskrift ut fra lokale behov.

Dersom kravene i forskriften som følge av EU-krav blir svært strenge, slik at de krever lavere svovelinnhold enn de svovelnivåer som den optimale avgiftssatsen kan gi insentiver til, faller argumentet om at avgiften er nødvendig for å gi oljeselskapene dynamisk insentiv til å utvikle stadig renere brensel bort. Dette er imidlertid ikke tilstrekkelig til å si at avgiften er overflødig. De andre virkningene av avgiften, som allerede i dag er de viktigste, vil fortsatt være til stede.

Forbedringspunkter for svovelavgiften

En svakhet ved svovelavgiften er at det ikke er en fullkommen sammenheng mellom avgiftens størrelse og svovelinnholdet i oljen. Det teoretisk mest tilfredstillende ville vært å la avgiften være lik en gitt sats pr. kg svovel, og så regne ut for hvert enkelt parti den «riktige» avgiften ut fra den målte svovelprosenten og egenvekten til oljen helt eksakt. I praksis er en slik tilnærming ikke egnet. Det vil være kostbart å måle, og vanskelig å kontrollere.

En finere gradering av avgiftstrinnene vil likevel kunne ha klare fordeler, og utvalget vil derfor støtte en omlegging i denne retningen. Utvalget ser videre positivt på at grenseverdiene i avgiftsordningen og forskriften samordnes. Dette er imidlertid mer av praktisk og pedagogisk interesse, og synes ikke vesentlig ut fra en ren økonomisk effektivitetsbetraktning.

Avgiften omfatter som nevnt i dag 70 % av SO_2 -utslippene fra forbrenning. En utvidelse av avgiftsgrunnlaget til også å gjelde alle øvrige brensler vil prinsippielt være en forbedring ut fra kostnadseffektivitetshensyn. En utvidelse til også å omfatte bensin, kull og koks til energiformål synes å være en viktig forbedring som også synes praktisk gjennomførbar. For øvrige brensler synes det mer usikkert om en avgiftsregulering vil gi vesentlige effektiviseringsgevinster, og om dette er praktisk mulig.

Utslippene fra søppelforbrenning (3 %) er allerede sterkt regulert ved konsesjoner, og har høy rensegrad. Avgift på fyring med bark og trevirke synes å være mindre aktuelt av flere grunner. I treforedlingsindustrien synes slik brenning ut fra en helhetsvurdering å være samfunnsøkonomisk og miljømessig fordelaktig, og virkemidler som svekker insentivet til å bruke denne energiformen vil være uheldig. Innkreving av en avgift på husholdningenes forbruk av ved synes videre praktisk vanskelig.

Kostnadseffektivitet på tvers av kilder og sektorer for NO_X

Virkemiddelbruk overfor NO_X -utslipp ble utførlig drøftet av Miljøavgiftsutvalget (NOU 1992:3), og har siden vært fulgt opp i en egen interdepartemental samarbeidsprosess knyttet til arbeidet med en handlingsplan mot NO_X -utslipp. NO_X -problematikken er derfor gitt lav prioritet i dette utvalget. Vi skal her avgrense oss til å gi en kortfattet og prinsippiell beskrivelse av sammenhengen mellom miljøproblemets og kildenes karakter, og hva som prinsippielt synes å være optimal virkemiddelbruk.

Den teoretisk optimale virkemiddelbruken overfor NO_X vil være noe annerledes enn for SO_2 og CO_2 , selv om utslippene av alle gassene i hovedsak skyldes bruk av fossile brensler. Hele 78 % av NO_X utslippene skyldes forbrenning i mobile kilder (herav 36 % fra vegtrafikk, 35 % fra skip og 7 % fra andre mobile kilder), mens stasjonær forbrenning utgjør 6 % på land og 13 % i oljeutvinning, og industriprosesser de resterende 3 % (1992-tall). *Miljøproblemets karakter* er mer komplekst enn for SO_2 , selv om hovedmønsteret er det samme. NO_X har liksom SO_2 lokale helsevirkninger, og bidrar regionalt til forsuring og fiskedød. I tillegg bidrar

NO_X til dannelse av bakkenær ozon og evt. disproblemer i et noe større lokalt område, og til regional overgjødsling.

Det er imidlertid ulikheter i *kildenes karakter* som er hovedårsaken til ulikheter i optimal virkemiddelbruk. Mens utslippene av CO_2 er direkte proporsjonale med innholdet av karbon i brenslet, og utslippene av SO_2 for kilder uten renseanlegg i stor grad er proporsjonale med innholdet av svovel i brenslet, er NO_X -utslippet dårlig korrelert med både energiforbruket og nitrogeninnholdet i brenslet. De viktigste tiltakene for å redusere NO_X -utslippene er endret forbrenningsteknologi og rensing av avgassene, men generell reduksjon i forbruket av fossilt brensel vil selvsagt også virke positivt inn. Virkemiddelbruken overfor CO_2 vil derfor i hovedsak bidra til å redusere NO_X -utslippene, men det finnes også eksempler på det motsatte, ved at f.eks. mer energieffektive motorer i noen situasjoner kan gi økte NO_X -utslipp.

Måling av utslipp er teknisk mulig, men vil være uforholdsmessig kostbart for små kilder. Siden slike kilder, inkludert kjøretøy, står for de største utslippene, og korrelasjonen mellom utslipp og brenselsforbruket ikke er god, synes det vanskelig å utforme generelle virkemidler som vil treffe alle kilder på en kostnadseffektiv måte. En kombinasjon av mer avgrensede administrative og økonomiske virkemidler som rettes inn mot spesielle kilder, som utformes på grunnlag av en konkret vurdering av alternativ virkemiddelbruk i hvert tilfelle, vil derfor trolig være mest aktuelt. Doseringen og rekkefølgen av en slik virkemiddelbruk bør avpasses i forhold til en sektorovergripende analyse av kostnadseffektiviteten av virkemidler og tiltak på ulike områder, slik at man kan realisere en tilpasning som samlet sett er mest mulig i tråd med det en først-best virkemiddelbruk ville ha gitt. Siden de lokale miljø- og helsevirkningene vil veie tungt i en økonomisk analyse av samlede nytte- og kostnadsvirkninger, vil det innen en gruppe av tiltak med like store kostnader pr. kg redusert NO_X -utslipp være riktig å utløse de tiltakene som har størst lokal effekt først.

De tiltak som hittil er gjennomført overfor NO_X -utslipp synes å være motivert først og fremst ut fra lokale forhold, selv om det også er lagt noe vekt på regionale effekter. Konsesjonkrav overfor Norsk Hydros gjødselproduksjon i Porsgrunn og Glomfjord er de viktigste industritiltakene. Innføringen av avgasskrav til biler er det viktigste enkelttiltaket, som gir en reduksjon i utslippene fra vegtrafikk selv om det totale trafikkomfanget er økende.

Virkemiddelbruken fremover må tilpasses dels til kildenes karakter som beskrevet ovenfor, og dels til de rammebetingelser som følger av konkurransehensyn og internasjonale avtaler. EØS-regelverket for bilavgasser vil bl.a. stå sentralt her. For store enkeltkilder der måling eller beregning av utslipp kan være økonomisk forsvarlig, er utslippsavgifter et interessant virkemiddelalternativ. Ellers vil både konsesjonsregulering, forskrifter med standarder for små forbrenningsutslipp og differensierte, ikke bruksavhengige avgifter for biler og skip inngå i den videre vurderingen av virkemiddelbruken. Det vises for øvrig til Regjeringens handlingsplan overfor NO_X -utslipp, som er under utarbeidelse.

Kostnadseffektivitet på tvers av stoffer – forsuring

Hovedfokus i arbeidet med å redusere forsuringsskadene i Norge var fra starten tidlig på 70-tallet rettet mot SO_2 . Man hadde ikke tilstrekkelige kunnskaper om andre komponenter som var vesentlige. Først da man i 1986 gjennomførte den såkalte 1000-sjøersundersøkelsen og kontrollerte tilstanden i en lang rekke sjøer som også var undersøkt 11-12 år tidligere, ble det for alvor klart at nitrogenforbindelser også stod for et vesentlig bidrag til forsuringen. Siden slutten av 1970-tallet hadde utslip-

pene av svovel etter hvert avtatt i Europa, mens nitrogenforbindelsene var sterkt økende, spesielt på grunn av veksten i biltrafikken.

Den teoretisk riktige tilnærmingen her vil være å regulere de to stoffene slik at de marginale kostnadene ved å redusere utslipp av SO_2 , NO_X og NH_3 blir like regnet pr. enhet forsuringsvirkning. I utgangspunktet kan det synes som det ville vært en fordel om tiltak mot NO_X kunne vært faset inn tidligere. Et forhold som taler for at det likevel har vært kostnadseffektivt å redusere SO_2 først, er at SO_2 har stått for en hoveddel av forsuringen, og at de marginale tiltakskostnadene tidligere synes å ha vært vesentlig lavere for SO_2 enn for NO_X .

Det er stor usikkerhet knyttet til både størrelsen av utslippene av ammonium fra landbruket, og til kostnadene ved å redusere dem. Det kan derfor ikke nå trekkes endelige konklusjoner om flere tiltak overfor disse utslippene burde vært faset inn tidligere ut fra et forsuringssynspunkt. Sannsynligvis vil kostnadene ved slike tiltak være relativt høye i Norge sammenlignet med landene på kontinentet, da vi allerede i dag har de laveste utslippene pr. produsert enhet. Dette skyldes forskjeller i bygningsmasse, gjødsellagring og fôring av husdyrene. Det er grunn til å tro at tiltak i landbruket vil være relativt billige i forhold til NO_X -tiltak innen samferdsel og industri i mange europeiske land, men altså ikke nødvendigvis i Norge. Problemkomplekset knyttet til utslipp av ammoniakk (NH_3) fra landbruket er under arbeid i regi av Landbruksdepartementet, og dette vil gi et forbedret beslutningsgrunnlag.

Et problem som kompliserer kostnadseffektivitetsvurderingen på tvers av de tre stoffene, er at de vil ha ulik geografisk fordeling av utslippene, og ulike spredningsmønster også ved utslipp på samme sted. Avslutningsvis vil utvalget påpeke at balansen i virkemiddelbruken mellom SO_2 , NO_X og NH_3 ikke kan vurderes bare ut fra forsuring, men også må ta hensyn til lokale miljø- og helseskader, til dannelse av bakkenær ozon og til overgjødslingsproblemet. En slik samlet vurdering, der de lokale helseffektene vil veie tungt på nyttesiden, synes å trekke i retning av sterkere tiltak mot nitrogenkomponentene, og særlig mot NO_X , enn om man bare ser på forsuring isolert.

Kostnadseffektivitet på tvers av stoffer – ozon ved bakken

Bakkenær ozon og andre fotokjemiske oksidanter dannes ved reaksjon mellom VOC og NO_X under påvirkning av sollys og ved normal sommervarme i lufta. Det teoretisk optimale er å redusere utslippene av en eller begge komponenter slik at en viss reduksjon i konsentrasjonen av ozon oppnås på billigst mulig måte. Det er imidlertid svært kompliserte naturvitenskapelige mekanismer forbundet med ozondannelse, og det er ingen generell sammenheng for hvilken av de to stoffgruppene som det vil være mest effektivt å redusere. Dette vil variere i tid og rom. Det ser ut til at NO_X er den viktigste faktoren mht. de generelt økende bakgrunnsnivåene av bakkenær ozon i Europa, som bl.a. skader planteveksten. Metan er det viktigste enkeltstoffet innen VOC-gruppen mht. dette problemet. For dannelsen av de akutte ozonepisodene med høye konsentrasjoner i kortere perioder, som kan være helseskadelige, betyr derimot metan lite. Her er det de mest reaktive delene av VOC-ene, som alkener, aromater og aldehyder, som dominerer. Videre er forholdet mellom mengdene av VOC og NO_X viktig.

Siden problemene i Norge for en stor del skyldes langtransporterte forurensninger, synes ut fra dette nødvendig å redusere utslippene av både NO_X og ikke-metan-VOC (NMVOC) vesentlig i Europa for å få en vesentlig nedgang i ozonepisoder i Norge. For å redusere bakgrunnsnivået av ozon, synes reduksjon av NO_X å være mest effektivt kjemisk sett. Om forskjeller i marginalkostnader mellom NO_X og metan (CH_4) kan endre denne prioriteringen er ikke endelig avklart. Mye tyder like-

vel på at begge disse gassene bør reduseres vesentlig, ut fra en helhetsvurdering der både klimavirkningen av metan og de øvrige effektene av NO_X trekkes inn.

Den inngåtte NMVOC-protokollen om 30 % reduksjon i utslippene, er en avtale for å redusere ozonepisodene, og ikke primært bakgrunnskonsentrasjonene. Metan omfattes ikke av denne protokollen, men er en viktig komponent i klimapolitikken.

Utvalget har valgt ikke å prioritere å analysere den framtidige virkemiddelbruken overfor NMVOC i stor detalj. Utvalget mener likevel at hovedtrekkene i en effektiv virkemiddelbruk avtegner seg rimelig klart allerede, ut fra miljøproblemets og kildenes karakter. Jf. også den foreløpige tiltaksanalysen SFT-rapport 92/11, s.18 og Norsk Petroleumsinstitutt (NP) (1994).

De fleste NMVOC-utslippene er avdampning og lekkasjer ved omlasting og bruk av oljeprodukter og løsemidler m.m., samt utslipp fra bensinmotorer. Utslippene kan sies å være ikke tilsiktede fra aktørenes side og stor grad diffuse i sin karakter. De fleste aktuelle tiltakene består i tekniske tiltak for å hindre disse lekkasjene. Aktuelle tiltak for noen av disse situasjonene er vel kjent, mens andre vil kreve utviklingsarbeid. Det foregår nå prøveprosjekter med sikte på å utvikle teknologi for å begrense VOC-utslippene fra lasting av råolje i Nordsjøen, som er en hovedkilde for utslipp i Norge.

En del tiltak som bl.a. gjelder utslipp ved distribusjon og lagring av bensin på de største lagrene, synes å være så lønnsomme at de i stor grad allerede er gjennomført ut fra bedriftsøkonomiske motiver, og ytterligere tiltak kan sannsynligvis utløses gjennom *informasjon* om myndighetenes prioriteringer. Eksempelvis distribueres allerede i dag vel 70 % av bensinen som omsettes ut til bensinstasjonene i lukket system med dampgjenvinning. Disse tiltakene er i hovedsak de samme som de som er foreslått i EUs såkalte «stage I» -direktiv som er under utarbeidelse.

De fleste tiltakene vil likevel kreve en sterkere virkemiddelbruk i form av økonomiske eller juridiske alternativer. Hovedproblemet forbundet med å anvende utslippsavgifter er at NMVOC-utslippene er diffuse, og vanskelig kan måles eller beregnes med god nøyaktighet. Det er prisippielt mulig å tenke seg bruk av avgifter knyttet til ulik teknologi, der avgiften for ulike utforminger av anleggene kunne være basert på faste anslåtte utslippsmengder pr. tonn olje/bensin som passerer anlegget. Alternativt kan alle som frakter, lagrer eller omsetter oljeprodukter og løsemidler ilegges en høy avgift basert på de antatte utslippene uten tiltak, med mulighet for refusjon av innbetalt avgift i forhold til dokumentert gjenvinning av damp eller gjennomførte tiltak. Det synes imidlertid relativt komplisert å utforme et slikt system i praksis. Det er heller ikke klart at denne teknologiorienterte bruken av avgifter vil være mer effektivt enn å sette utslippskrav til anleggene.

EU-regelverket om NMVOC vil også få betydning for den norske virkemiddelbruken. Noen av kravene i dette regelverket er av en slik karakter at de innebærer bruk av direkte regulering.

Utvalget vurderer alt i alt NMVOC som et område der juridiske virkemidler synes å være det mest aktuelle for de fleste tiltakene. Imidlertid kan avgifter være meget aktuelt på produktsiden. Det viktigste eksemplet er differensierte engangsavgifter for å stimulere til overgang fra totakts- til firetaktsmotorer i påhengsmotorer og mopeder m.m., som er relativt kostnadseffektive VOC-tiltak. Produktavgifter knyttet til innholdet av løsemidler i maling m.m. er også tenkelig.

25.3 VIRKEMIDDELBRUK FOR Å OPPNÅ YTTERLIGERE UTSLIPPS-REDUKSJONER FOR SO_2

Innledning

Utslipp av svoveldioksid stammer som beskrevet fra fyringsolje som forbrennes i stasjonære og mobile kilder, og fra prosessutslipp. Vi har ovenfor konkludert med hensyn til virkemiddelbruken overfor lokale problemer. Overfor ytterligere tiltak rettet mot brenselsutslippene, ut over det som er påkrevd å fastsette som konsesjonskrav for de store punktkildene ut fra lokale behov, antas avgiften på svovelinnholdet i mineraloljer kombinert med en refusjonsordning i utgangspunktet å være en god tilnærming til et optimalt virkemiddel. Forbedringsmulighetene for den eksisterende avgiften er i første rekke knyttet til inndelingen av avgiftstrinnene, og til en utvidelse av avgiftsgrunnlaget til å omfatte bensin, koks og kull til forbrenningsformål.

Med utgangspunkt i at Norge i forbindelse med den nye svovelprotokollen har forpliktet seg til å redusere SO_2 -utslippene til 34.000 tonn årlig, eller med 76 % i forhold til 1980, innen år 2000, blir spørsmålet hvilke virkemidler som bør velges for å oppfylle denne forpliktelsen mest mulig kostnadseffektivt[21] . Forutsatt at svovelavgiften på mineralolje ligger på et optimalt nivå lik grensekostnaden for å nå dette målet, vil man oppnå en optimal gjennomføring av rensetiltak overfor disse utslippene, og en optimal grad av overgang til andre energikilder mm. hvis prisene på disse er samfunnsøkonomisk riktige. De tiltak overfor forbrenningsutslipp som da ikke utløses, vil ut fra en teoretisk betrakting ikke være samfunnsøkonomisk lønnsomme innenfor det gitte målet. For å overkomme informasjonsproblemer m.m., og eventuelle skjevheter i prisene på andre energikilder m.m., kan det likevel være effektivt å benytte informasjon, rådgivning og støtte teknisk utvikling m.m. for å stimulere til energiøkonomisering og andre tiltak.

Den delen av den nye forpliktelsen som ikke oppfylles gjennom de tiltakene som gjennomføres ut fra lokale hensyn eller utløses av avgiften på bruk av fossile brensler til energiformål, må gjennomføres ved ytterligere reduksjoner i *prosessutslippene*. I det følgende vil vi se nærmere på hvilke alternativer som foreligger for å regulere disse på en kostnadseffektiv måte.

25.3.1 Teoretisk optimal virkemiddelbruk rettet mot prosessutslippene

Prosessutslippene av SO_2 skyldes bruk av innsatsvarer som inneholder svovel, og som inngår direkte i selve de kjemiske produksjonsprosessene med andre formål enn å produsere energi. Disse utslippene kan reduseres enten ved rensing av avgassene, ved redusert produksjon, og i noen tilfeller ved overgang til andre innsatsvarer med mindre svovelinnhold.

Prosessutslippene av SO_2 fordelte seg i 1991 mellom ulike innsatsvarer på denne måten:

Kull og koks i alt		72 %
- Kull	41 %	
- Koks	16 %	

21. Protokollen åpner også for felles gjennomføring av forpliktelsene med andre land.

- Petrolkoks	15 %	
Råolje (utslipp fra raffineriene)		9 %
Andre råvarer		19 %
I alt		100 %

Som det går frem er kull, koks og råolje de dominerende kildene til prosessutslipp. Hovedbruksområdet for kull og koks er som reduksjonsmiddel i metallfremstilling. Andre råvarer omfatter bl.a. svovelsyre i treforedlingsindustrien.

Det er i utgangspunktet to virkemidler som sikrer like marginale tiltakskostnader på tvers av kilder, nemlig avgift og omsettelige kvoter. Begge virkemidlene kan knyttes enten direkte til utslippet, eller til svovelinnholdet i innsatsvarene. Vi skal se kort på de fire mulighetene.

Avgift på utslippet av SO_2 er det prinsipielt beste virkemidlet. Det kreves imidlertid utstrakt og pålitelig, og helst kontinuerlig, *måling* av utslippet for at avgiften skal fungere perfekt. For de fleste anleggene vil dette være teknisk mulig, men relativt kostbart. Det er imidlertid også store prosessutslipp som har en diffus karakter, f.eks. fra raffineriene og fra åpne smelteovner. Ved relativt store avgiftsbeløp involvert vil det også stilles betydelige krav til kontroll og til sikkerhet i målingene. I dag blir SO_2 -utslippene i de fleste tilfeller beregnet ut fra forbruket av innsatsfaktorer, men ulike metoder for direkte målinger i skorsteinen finnes også.[22]

Avgift på svovel i innsatsvarene kombinert med en refusjonsordning for svovel som er renset bort eller bundet i produktene, vil ha tilnærmet de samme egenskaper som en utslippsavgift. Ved en avgift som omfatter alle mulige innsatsvarer med en lik avgift pr. kg svovel, og en perfekt refusjonsordning, vil insentivene i teorien være identiske med en avgift basert på målte utslipp. Avgiftsbeløpene vil være identiske, de bare beregnes på en annen måte. Dersom avgiften bare omfatter noen av de svovelholdige innsatsvarene kan det tenkes å oppstå vridninger mot ikke avgiftsbelagte alternativer, noe som vil være mindre effektivt enn den løsningen som den teoretisk optimale utslippsavgiften ville gitt (forutsatt at den omfattet alle kilder med samme sats). Med de relativt oversiktlige prosessene og begrensede antallet bedrifter det her er tale om, vil dette imidlertid ikke være noe problem i de fleste bransjene.

Imidlertid oppstår det et behov for å kontrollere og innkreve avgiften på innsatsvarene. Mens dette er et lite problem for råolje og oljeprodukter, der man kan forholde seg til en bransje med bare 6 selskaper, vil dette være et større problem for andre innsatsvarer. Ser vi først på kull og koks, importeres disse ofte direkte av den enkelte bedrift, og en ny administrativ ordning for innkreving og kontroll vil måtte innføres. Denne kan i noen grad bygge på systemet for CO_2 -avgiften som fra 1992 også omfatter kull og koks. En svovelavgift vil imidlertid også kreve data om svovelinnholdet i hvert parti, og ikke bare om mengden kull og koks som brukes. Svovelmengden i forbrukt kull og koks inngår i dag i de data som bedriftene i følge sine konsesjoner må rapportere til SFT. Dersom disse dataene skal legges til grunn for avgiftsinnkreving, vil det kreves kontroll, f.eks. ved stikkprøver.

For raffineriene synes en slik ordning å være en direkte utvidelse av dagens svovelavgift på mineralolje. I dag pålegges denne i prinsippet når produktene forlater raffineriet. Hvis man flyttet innkrevingen av avgiften frem til inntaket av råolje, og

22. Erfaringen fra Sverige synes å være at innføringen av NO_X -avgiften der som forutsetter måling av utslippene har medført en forbedring av kvaliteten på utslippsmålingene, bl.a. gjennom en økt innsats både i bedriftene, på konsulent/laboratoriesiden og hos myndighetene.

gav refusjon for mengden svovel som kan dokumenteres renset bort, ville man langt på vei ha prissatt raffinerienes utslipp. Det svovelet som går videre bundet i oljeproduktene vil jo raffineriet få «refundert» fra kundene, og virkemidlet vil slik fungere helt parallelt med dagens ordning for andre typer bedrifter. Svovel bundet i produkter som eksporteres måtte eventuelt også refunderes, for å unngå konkurransevridninger i eksportmarkedene.

I prinsippet burde en slik avgift omfatte alle svovelholdige innsatsvarer som kan gi SO_2 -utslipp, og slik bidra til å oppnå like marginale kostnader ved alle kilder. På samme måte som nevnt i *"Vurdering av kostnads- og styringseffektivitet"* i kapittel 25.2.4 foran under diskusjonen av en mulig utvidelse av avgiften til å omfatte alle innsatsvarer til energiformål, er det noe mer usikkert hvilke effektiviseringsgevinster som i praksis kan oppnås ved en slik omlegging for andre innsatsfaktorer som er mindre viktige svovelkilder. Effekten av en avgift på svovel i de andre aktuelle innsatsvarene i ulike bransjer må derfor evt. vurderes nærmere i hvert tilfelle.

Omsettelige utslippskvoter for SO_2 vil i teorien insentivmessig kunne virke likt med utslippsavgifter, og slik sett ivareta hensynet til kostnadseffektivitet like godt som avgiftsregulering og bedre enn dagens konsesjonssystem. Omsettelige kvoter vil også være styringseffektivt, siden egenskapene ved dette virkemidlet virker til at det samlede utslippet blir lik den totale kvoten. Dette vil sammenliknet med avgiftsregulering gi økt sikkerhet for å nå et utslippsmål og for at måloppnåelsen holder seg over tid. Betydningen av dette avhenger av miljøproblemets karakter. Sammenlignet med direkte regulering gir omsettelige kvoter den fordel at at bedrifter som ikke utnytter sin tillatte utslippsmengde, kan selge dette kvantumet til andre aktører, slik at samfunnet samlet sparer tiltakskostnader.

Fordelingsvirkningene av omsettelige kvoter kan varieres betydelig avhengig av hvordan systemet utformes og på hvilken måte kvotene tildeles initialt. Hvis kvotene auksjoneres ut vil fordelingsvirkningene bli tilnærmet lik virkningen av en utslippsavgift. Hvis kvotene deles ut gratis og utgjør f.eks. 90 % av dagens utslipp for alle bedrifter, og markedet fungerer som et frikonkurransemarked, vil de bedriftene som ennå ikke har foretatt noen tiltak kunne få dekket deler av tiltakskostnadene sine gjennom å selge sine kvoter til bedrifter som allerede har høye marginale tiltakskostnader. Utvalget tar ikke stilling til om en slik ordning er rettferdig eller ønskelig, men vil her illustrere at dette kan være et virkemiddel for å sikre at de gjenstående store prosessutslippene blir renset med mindre økonomisk belastning for disse bedriftene enn ved f.eks. utslippsavgifter.

Hvor godt kvotemarkedet vil kunne fungere avhenger bl.a. av antallet aktører, den fleksiblitet de har til å velge ulike tilpasninger for utslippsmengden sin, og den tillit de har til systemet. Dette avhenger igjen av hvordan systemet avgrenses i forhold til de øvrige virkemidler. Dersom det blir et lite antall aktører, som hver for seg har små muligheter til nyansere tilpasningen av utslippet ut over en «enten-eller» beslutning knyttet til investering i renseanlegg, er det mulig at et slikt marked vil fungere relativt dårlig. De fleste transaksjoner kan da bli avgrenset til å foregå innen samme eierselskap. Det kan likevel være betydelig kostnadsgevinster ved å innføre en slik mulighet for fleksibilitet sammenlignet med ordinær konsesjonsregulering.

Kontrollproblemene overfor den enkelte bedrift ved slike utslippskvoter vil kunne være noenlunde like med dagens konsesjonssystem, men det er mulig at kontrollhyppigheten og straffene ved overtredelse spesielt i etableringsfasen må økes noe for å gi den nødvendige tillit til systemet fra alle parter. I tillegg må man administrere og kontrollere et system for å formidle og registrere kjøp og salg av kvoter, noe som vil innebære kostnader også for myndighetene.

Mulige systemer for omsettelige kvoter for SO_2 -utslipp er nærmere drøftet av ECON (1993, 1994).

Omsettelige kvoter på svovel i innsatsvarer er den siste muligheten. Slike kvoter vil gjelde retten til å kjøpe en hvis mengde svovel i form av innhold i alle typer innsatsvarer. Dette virkemidlet kan i utgangspunktet synes å treffe dårligere insentivmessig enn de tre andre, fordi det mangler en nær kopling til selve utslippet. En form for godskriving av visse fradrag i forbrukt kvote basert på rensing eller binding av svovel i produktene er imidlertid mulig. Dette innebærer imidlertid at en her nærmet seg et system med omsettbare *utslipps*kvoter på en administrativt komplisert og antakelig lite treffsikker måte. For innsatsvarer der utslippene i stor grad kan renses, f.eks. koks og kull til prosessformål, synes det lite hensiktsmessig med kvoter på innsatsvarene.

Derimot kan slike kvoter være et interessant virkemiddel for innsatsvarer der utslippene i liten grad renses, f.eks. oljeprodukter. Ut fra administrative hensyn synes det nødvendig å legge kvotene på produsent eller importørleddet. Dette innebærer at det er disse aktørene (f.eks. oljeselskapene), som må inneha kvoter tilsvarende det samlede svovelinnholdet i produktene de skal selge. Mangel på kvoter vil gi produsent/importør (oljeselskapene) insentiv til å redusere svovelinnholdet i produktene, og/eller øke prisene. Kjøperne vil dermed stilles overfor marginalkostnaden ved å redusere mengden svovel omsatt i produktene. Hvis rensing ikke er mulig, vil dette tilsvare marginalkostnaden ved å redusere utslippene.

Kvoter på innsatsvarer kan i imidlertid være problematisk i forhold til frihandelshensyn, fordi det har «rasjoneringskarakter». Dette vil eventuelt måtte vurderes i forbindelse med utformingen av systemet i hvert enkelt tilfelle.

25.3.2 Aktuelle prosesstiltak for å nå et 76 %-mål etter at alle lokale tiltak er gjennomført

For å kunne vurdere hvor aktuelt det er å innføre et av de virkemidlene som er drøftet foran, vil vi her se kort på SO_2 -reduksjoner og kostnader ved de mest aktuelle tiltak i prosessindustrien. Dette er typer av utslipp og kilder som forurensningsmyndighetene har god kjennskap til, og det er derfor grunn til å anta at alle de viktige utslippene og hovedkategoriene av tiltak er dekket. Det er likevel selvsagt betydelig usikkerhet knyttet til anslagene.

Det er videre stor variasjon i bedriftenes tiltakskostnader anslått i kr pr. kg redusert SO_2 -utslipp, jf. figur 25.4. Som et sammenligningsgrunnlag tilsvarer dagens avgift på svovel i fyringsolje i størrelsesorden 15-17 kr pr. kg SO_2 [23] .

Det mest aktuelle rensetiltak for SO_2 -utslipp er sjøvannsvasking av avgassene. For bedrifter som ikke ligger ved sjøen, kan kalkvasking være det mest hensiktsmessige alternativ. Lutrenseanlegg kan også i noen tilfeller være aktuelle. Sjøvannsvasking gir jevnt over lavere investerings- og driftskostnader enn kalkvasking, og unngår problemet med dannelse av slam. Begge alternativer gir en rensegrad på 80-95 prosent.

* *Ferrolegeringer.* Bransjen består av 14 bedrifter, og ingen av dem har i dag konsesjonskrav for SO_2 -utslippene. Rensing av utslippene i form av sjøvanns/kalkvasking er det mest aktuelle tiltak i denne bransjen. Det er sannsynligvis kun aktuelt

23. En avgift på 7 øre pr. 2.5 gram svovel tilsvarer 28 kr pr. kg svovel, som igjen tilsvarer 14 kr pr. kg SO_2 . Dette hadde vært riktig dersom 1 liter olje hadde veid 1 kg. Vi må imidlertid korrigere avgiften for egenvekten til den enkelte olje. For tung fyringsolje med egenvekt 0.95, blir derfor avgiften knapt 15 kr/kg SO_2 , mens for lett fyringsolje med egenvekt 0.86 blir avgiften pr. kg SO_2 nesten 17 kr. I tillegg vil avgiften regnet pr. kg svovel variere innen hvert trinn, slik at den effektive avgiften blir noe lavere øverst i hvert 0.25 %-intervall, og noe høyere nederst i hvert intervall.

med tiltak hos ferrosilisium- og silisium-metallprodusentene. Utslippene fra manganverkene er små, fordi 95 % av svovelet i innsatsvarene bindes i prosessen. Kostnadsanslagene for rensetiltak i ferrolegeringsbransjen varierer betydelig mellom de enkelte bedriftene. For noen verk er tiltakskostnadene pr. kg SO_2 svært lave, mens andre har kostnader betydelig over dagens nivå på svovelavgiften for mineralolje. Lønnsomheten i bransjen har vært svak, noe som har betydning for muligheten for å gjennomføre tiltak.

* *Silisiumkarbid.* Bransjen består av 3 bedrifter og har ikke utslippskrav for SO_2 . Bransjen oppgir at de kan redusere utslippene med 25-30 % ved å gå over til petrolkoks med lavere svovelinnhold. Sjøvannsvasking antas å være relativt kostbart målt pr. kg redusert SO_2 , fordi det kreves store investeringer i oppsamling av avgassene. Tiltakene vil kunne ha stor innvirkning på bransjens lønnsomhet. Denne bransjen har fått trukket sine utslippstillatelser tilbake med virkning fra 1.1.1996, dvs. at andre konsesjonsrunde er startet for disse bedriftene.

* *Aluminium.* SO_2 -utslippene fra aluminiumsbedriftene er allerede renset gjennom installering av sjøvann/kalkvasking. Dette skyldes pålagte utslippskrav. Ytterligere rensning vil derfor bli svært kostbart og gi liten total reduksjon sammenlignet med kostnadene i andre bransjer.

* *Treforedling.* Utslippene fra bransjen er i dag forholdsvis lave, bortsett fra enkelte prosessutslipp fra celluloseindustrien. Ytterligere reduksjoner i prosessutslippene vil enten kreve ytterligere rense- eller prosesstiltak. Kostnadene ved en del tiltak kan være relativt lave, men antakelig noe høyere enn for ferrolegeringsprodusentene.

Brenselsutslippene kan reduseres noe gjennom installering av bark/multibrenselkjele i de bedrifter som ennå ikke har gjort dette. På grunn av relativt høye investeringer er dette i praksis bare aktuelt for de store bedriftene. Svovelavgiften på mineralolje gir i prinsippet de riktige insentiver til gjennomføring av slike tiltak.

* *Raffineriene*. Bransjen består av tre bedrifter, og utslipp skyldes avsvovling av råolje og fyring med olje og mellomprodukter (fyrgass). På grunn av utslippskrav er det allerede gjennomført betydelige rensetiltak i bransjen (sjøvannsvaskere). Disse fanger imidlertid ikke opp alle utslippene, og det er mulig å gjennomføre ytterligere tiltak til relativt lave kostnader pr. kg redusert SO_2 .

* *Sement- og kalkproduksjon.* Bransjen har ikke utslippskrav for SO_2 . Mindre reduksjoner i utslippene kan trolig oppnås ved tiltak med forholdsvis lave kostnader, som overgang til lavsvovlet kull eller fyring med oppkuttede bildekk. Tiltak ut over dette, som f.eks. sjøvannsvasking eller prosesstekniske tiltak, vil trolig medføre betydelige kostnader.

* *Titandioksid.* Bransjen består av en bedrift, som omfattes av EU-direktivet om denne typen industri. Her angis detaljerte krav til utslipp, og disse er nylig implementert gjennom konsesjonskrav. Kostnadene er så vidt høye at tiltaket neppe hadde blitt gjennomført innenfor dagens norske politikk, hvis det ikke hadde fulgt av EØS-avtalen. Tiltaket er hittil ikke vurdert som påkrevd ut fra lokal luftkvalitet.

"" i Figur 25.4 viser en sammenstilling av kostnadene som er beregnet for alle bedriftene.

Den siste fremskrivingen fra Statistisk sentralbyrå viser at SO_2 -utslippene i år 2000 vil være ca 46.000 tonn om ingen nye tiltak settes inn. Framskrivningen bygger på basisalternativet i Regjeringens langtidsprogram, og inkluderer effekten av alle tiltak som allerede er pålagt gjennomført, unntatt for titandioksid-produsenten. Resultatet av beregningene er:

– prosessindustriens utslipp forutsettes å ligge på 1989-nivå, med noen prosentvise korreksjoner for enkelte bransjer
– oljeforbruket tar utgangspunkt i 1989-nivået, og forutsettes å øke med 6 %

innen år 2000
– svovelinnhold og produktsammensetning for olje er forutsatt å holde seg som i 1992. Kravet om maksimalt 0.05 % svovel i autodiesel fra 1996 er likevel lagt inn.

Figur 25.4 Årlige kostnader forbundet med å redusere SO_2 -utslippene i forhold til fremskrevet utslipp i år 2000. Kostnader og effekter er anslått for enkeltbedrifter og rangert etter kostnadseffektivitet. Kilde: SFT.

Norge har i den nye svovelprotokollen forpliktet seg til å reduseres utslippet til 34.000 tonn. Handlingsrommet for bruk av virkemidler framover er altså om lag 12.000 tonn (46.000 – 34.000). Innenfor dette regner SFT med at fortsatt overgang fra NS til LS tungolje på land og på skip i kysttrafikken vil gi en gevinst på noe under 600 tonn. Dette er overganger som med dagens svovelavgiftssats skulle være privatøkonomisk lønnsomme, og man må anta at det er et tids- og informasjonsspørmål når de skjer fullt ut. Videre overgang fra LS tungolje til marin gassolje i kysttrafikken vil gi en reduksjon på 820 tonn og skulle med dagens avgiftssats være marginalt privatøkonomisk lønnsomt. Denne overgangen bør kunne stimuleres med informasjon el.l. om den ikke utløses av avgiften alene.

Ser vi videre på de tiltak som vil bli vurdert pålagt i prosessindustrien ut fra lokale behov knyttet til 6 bedrifter[24] , og EU-kravet for titanoksid, utgjør dette 3.400 tonn med lavere kostnader enn dagens avgiftsnivå (på svovel i fyringsolje), og 2.700 tonn med høyere kostnader. Trekker vi alle disse effektene fra 12.000 tonn, får vi en rest på 4.500 tonn. Dette utgjør omlag tiltakene i 3-5 marginale bedrifter, og inkluderer praktisk talt samtlige gjenstående bedrifter med store SO_2 -utslipp. Det er

24. For flere av disse bedriftene kan de lokale problemene løses også med lavere reduksjoner enn de 80-95 % som følger av investering i sjøvannsvasker eller tilsvarende rensing. Vi forutsetter i dette regnestykket at aktuelle mellomalternativer ikke finnes, slik at alle anlegg hvor det er nødvendig med tiltak renser fullt ut. Selv om dette nødvendigvis ikke er riktig for alle verkene, spesielt silisiumkarbid-verkene, vil det ikke endre hovedkonklusjonen her. Slike tiltak vil imidlertid kunne bli utløst gjennom det forhandlingselementet på konsernnivå som diskuteres i 8.3.3. Muligheten for å løse lokale problemer ved å bygge høye skorsteiner anses ikke som aktuell politikk.

videre mulig at man vil få SO_2 -reduksjoner på grunn av ENØK og overgang til varmepumper som vil redusere omfanget av nasjonalt begrunnede tiltak i prosessindustrien ytterligere.

25.3.3 Valg av virkemidler for å nå målet om maksimalt 34.000 tonn SO_2 -utslipp i år 2000

Foreløpig oppsummering

Utvalget har ovenfor konkludert med at dagens virkemiddelbruk overfor utslipp fra fyringsolje er en rimelig god tilnærming til det teoretisk optimale, og at systemet med refunderbare avgifter på svovel i innsatsvarer bør videreføres som hovedvirkemiddel overfor SO_2 -utslipp. Videre mener utvalget prinsipielt at avgiften bør utvides til å omfatte andre innsatsvarer enn fyringsolje med både energi- og prosessformål, slik at den dekker en størst mulig andel av de totale utslippene.

Alt i alt tyder kostnadstallene i *"Aktuelle prosesstiltak for å nå et 76 %-mål etter at alle lokale tiltak er gjennomført"* i avsnitt 25.3.2 på at potensialet for kostnadsbesparelser ved overgang til økonomiske virkemidler overfor de gjenstående prosessutslippene av svoveldioksid kan være betydelig. Det er som "" i figur 25.4 viser stor variasjon i bedriftenes tiltakskostnader anslått i kroner pr. kg redusert SO_2 -utslipp, og det er usikkerhet om hvor store reduksjoner i prosessutslippene som vil være nødvendig for å nå det nasjonale reduksjonsmålet. Det forhold at senere reforhandlinger av internasjonale avtaler kan tenkes å gjøre det aktuelt med enda høyere reduksjonsmål for SO_2 i Norge, taler isolert sett til fordel for økonomiske virkemidler. De marginale kostnadene vil da bli høyere og betydningen av å gjennomføre de mest kostnadseffektive tiltak blir større.

En avgift på svovel i kull og koks, og evt. råolje og øvrige innsatsfaktorer lik dagens avgift på svovel i olje, kombinert med en refusjonsordning, synes å være den tilnærmingen som gir best kontroll med utslippene innenfor et administrativt enkelt system. Den konkrete utformingen av systemet må utredes nærmere, og andre administrative løsninger kan tenkes.

Innføring av avgifter på alle innsatsvarer som forårsaker prosessutslipp kan imidlertid vise seg problematisk i praksis. Dersom en full innføring av et slikt avgiftsregime ikke er mulig, er det to mulige veger å gå. Man kan (i) beholde avgiften med et virkeområde likt med eller noe større enn dagens, og supplere dette med annen virkemiddelbruk overfor de utslipp som ikke dekkes av avgiften (utslippstillatelser, eventuelt med mulighet for overføring mellom bedrifter innen samme konsern). Alternativt kan man (ii) fjerne hele avgiften og erstatte denne med omsettelige kvoter, hvis disse kan omfatte alle viktige utslippskilder.

Virkemiddelbruken overfor prosessutslippene dersom svovelavgiften videreføres

Innenfor en ramme der svovelavgiften videreføres for fyringsolje m.m., men ikke er aktuell som virkemiddel overfor vesentlige deler av de gjenstående uregulerte prosessutslippene fra industrien, blir spørsmålet hvilke virkemidler som bør brukes overfor disse utslippene. Ser en på de gjenstående prosessutslippene som ikke vil bli vurdert regulert også ut fra lokale luftforurensningsproblemer (jf. *"Aktuelle prosesstiltak for å nå et 76 %-mål etter at alle lokale tiltak er gjennomført"* i avsnitt 25.3.2), er det relativt få bedrifter og enda færre eierselskaper involvert. Dette er en faktor som taler mot innføring av et nytt system for omsettelige utslippskvoter for SO_2 bare for disse utslippene. Det er grunn til å anta at for disse bedriftene sett isolert, kan man oppnå mye av kostnadsbesparelsen i et system med omsettelige kvoter gjennom en mer effektiv praktisering av konsesjonssystemet. Utvalget mener derfor

at det ikke vil være rom for å innføre et nytt system for omsettelige utslippskvoter for SO_2 bare for disse utslippene. Utvalget mener derimot at det i en slik situasjon vil være interessant å vurdere hvordan en størst mulig del av de kostnadsbesparelser som bruk av økonomiske virkemidler overfor prosessutslippene av SO_2 i teorien ville gitt, kan sikres ved en annen praktisering av konsesjonssystemet. Denne muligheten diskuteres i det følgende, jf. også kapittel 1.4.1 foran om konsesjonssystemet.

Hovedtanken bak en slik justering er å legge inn i saksgangen et ledd med samlede drøftinger med et eller flere av eierselskapene for de gjenstående bedriftene som ikke har konsesjonskrav før konsesjonene fastsettes, der konsernene selv får velge hvordan en viss samlet renseforpliktelse skal fordeles mellom deres egne bedrifter. For å få et grunnlag å vurdere dette på, skal vi her kort se på lokaliserings- og eierforholdene for de aktuelle bedriftene i bransjene ferrolegering, silisiumkarbid og sementproduksjon som er uten konsesjonskrav for SO_2 . De 16 viktigste bedriftene fordeler seg med 9 nord for Dovre, 1 på Vestlandet, 4 på Sørlandet og 2 på Østlandet. Totalt sett synes bare en håndfull konserner å være implisert, med Elkem, Norton-konsernet og Ila/Lilleby/Hafslund som de dominerende aktørene.

Mulighetene for overføring av renseforpliktelser mellom flere bedrifter innenfor samme eiergrupperinger synes relativt gode, spesielt dersom man likebehandler utslipp sør og nord for Dovre. Som nevnt vil dette ikke være fullstendig riktig, hvis man tar i betrakting den betydelige variasjon mellom landsdeler i de forsuringsskader som en enhet SO_2 gir. I prinsippet burde man derfor legge inn en vekslingsfaktor på f.eks. 5 ved overføringer over Dovre. Dette ville imidlertid i praksis sannsynligvis fungere nokså likt med et forbud mot slike overføringer. Man vil derfor måtte foreta en avveining mellom den økte miljønytte som en best mulig geografisk fordeling av tiltakene vil gi, opp mot de kostnadsbesparelser en friere tilpasning kan innebære.

Uansett eventuelle restriksjoner av denne typen vil det imidlertid være riktig å gi selskapene muligheten til å finne frem til de billigste tiltakene innen sine bedrifter. Med utgangspunkt i at det ikke er nødvendig med full rensing av alle utslippene for å nå målet, kan en slik deling av forpliktelsene gjøre det økonomisk mulig å få gjennomført de mest kostnadseffektive tiltakene. Selv om det blir få endringer i forhold til den fordeling av utslippskrav som miljømyndighetene i utgangspunktet ville ha prioritert, kan gevinstene bli av betydning da enkeltinvesteringene er store. Under forutsetning av at de lokale luftkvalitetskrav nås, og at de nasjonale totale forpliktelser oppfylles, synes omstendighetene slik at myndighetene bør vise stor fleksibilitet i utformingen av utslippskravene.

Det vil føre for langt å utrede i detalj alle muligheter og problemer knyttet til en slik fleksibilitet på konsernnivå her. Utvalget mener imidlertid at dette er en interessant mulighet, som forurensningsmyndighetene bør utrede nærmere. De aktuelle tilpasningene vil kunne foretas innenfor gjeldende regelverk. Mulighetene for å gi økt fleksibilitet over tid, slik at bedriftene bedre kan utnytte konjunktursvingninger m.m., vil også være et verdifullt bidrag. En mulighet her kan være å anvende f.eks. et 24 måneders løpende middel som formulering av utslippskravet, eller vurdere en mer direkte administrert spareordning for kvoter innenfor klare regler. De lokale hensyn må ivaretas f.eks. gjennom times- eller 24-timersgrenser for utslipp som ikke kan brytes.

Omsettelige kvoter som alternativ til svovelavgiften

Dersom en utvidet bruk av avgift på svovel i innsatsvarer i tråd med utvalgets primære syn ikke lar seg realisere, er opphevelse av svovelavgiften og innføring av et

system med omsettelige kvoter som dekker alle utslipp et mulig alternativ til den kombinerte virkemiddelbruk som er skissert i foregående avsnitt. Gevinstene ved en slik tilnærming vil i første rekke være at man forutsettes å sikre overensstemmelse mellom marginalkostnadene for reduksjon av prosessutslipp med utslipp fra bruk av oljeprodukter. Det vil være nødvendig å se nærmere på en rekke aspekter ved utforming og praktisering av et slikt system.

Utvalget har ikke vurdert denne muligheten grundig, men er kjent med at en skisse til et slikt system nylig er utarbeidet av ECON Energi a.s. på oppdrag av NHO. Et slikt system bør etter utvalgets mening være med som et element i det videre arbeidet med virkemiddelutformingen overfor SO_2 .

25.4 OPPSUMMERING

Hovedmomentene i utvalgets vurderinger av virkemiddelbruken på dette området kan oppsummeres i følgende punkter:

Historisk virkemiddelbruk

- Utslippene av svoveldioksid i Norge og i Europa er redusert sterkt de siste 15 årene. Hoveddelen av de lokale problemene i Norge er løst, men forsuringsproblemet er fortsatt økende og er en av de alvorligste truslene mot norsk natur. En betydelig del av nedgangen i norske utslipp er et resultat av andre forhold enn bruk av miljøvirkemidler, og kan derfor regnes som «gratiseffekter». Det er vanskelig å kvantifisere de historiske kostnadene ved virkemiddelbruken.
- Det er hittil oppnådd relativt små reduksjoner i utslippene av nitrogengasser og VOC. Konsentrasjonen av nitrogen i nedbør har økt de senere år samtidig som svovelinnholdet har avtatt, og områdene der nitrogen er en viktig medvirkende årsak til overskridelser av naturens tålegrense for forsuring er økende.
- Virkemiddelbruken overfor svovel synes alt i alt å ha vært relativt godt samordnet på tvers av industri-, transport- og forbrukersektorene.
- Kostnadseffektivteten av virkemiddelbruken vurdert på tvers av ulike stoffer som bidrar til samme problem, synes ut fra det materialet som foreligger å ha vært rimelig god. Tiltak overfor SO_2 synes å ha vært forholdsvis billige sammenlignet med tiltak mot NO_X for å oppnå samme effekt. Vurdert i ettertid synes det derfor i hovedsak å ha vært kostnadseffektivt å prioritere SO_2 først slik man har gjort.

Fremtidig virkemiddelbruk – svovel

- For store punktkilder som ligger i områder der hensynet til en akseptabel lokal luftkvalitet gjør det nødvendig med tiltak overfor disse kildene, bør systemet med konsesjonsgrenser og geografisk differensierte forskriftskrav for svovelinnholdet i fyringsolje opprettholdes. Det vil også være påkrevd å beholde forskriften av hensyn til EU/EØS-regelverk som skal implementeres.
- For ytterligere reduksjoner ut over disse administrative kravene, og for kilder som ikke omfattes av kravene, vil avgiften på svovel i mineralolje (fyringsolje, autodiesel og marine oljer) med tilhørende refusjonsordning sikre en kostnadseffektiv gjennomføring av tiltak.
- Utvalget ser positivt på en overgang til en finere inndeling av avgiftstrinnene spesielt for de laveste svovelkonsentrasjonene, og mener i utgangspunktet at avgiften bør utvides til å omfatte også svovel i kull og koks til energiformål og bensin.

- Utvalget mener prinsipielt at en utvidelse av avgiften til også å omfatte bruk av svovelholdige innsatsvarer til prosessformål er en god tilnærming til et ideelt virkemiddel for å oppnå tiltak rettet mot prosessutslippene av SO_2 ut over det som er påkrevd ut fra lokale hensyn. Fordi kull, koks og råolje til raffinering gir de største bidragene er det særlig viktig at avgiften omfatter disse innsatsvarene, men en eventuell utvidelse av avgiften burde i prinsippet omfatte alle innsatsvarer.
- Omsettelige kvoter vil i prinsippet kunne ha de samme effektivitetsegenskaper som en avgift, og er i teorien et mulig alternativ til bruk av avgift på svovel i innsatsvarer. Som det går frem av ovenstående punkter, mener utvalget bl.a. ut fra administrative hensyn at en utvidet bruk av avgift er det beste alternativet.
- Dersom svovelavgiften videreføres som hovedvirkemiddel, samtidig som en utvidelse av denne avgiften til å omfatte innsatsvarer med prosessformål av praktiske eller konkurransemessige årsaker ikke er mulig å gjennomføre, mener utvalget at en noe endret praktisering av konsesjonssystemet basert på konsernvis konsesjonsbehandling vil kunne være en aktuell virkemiddelbruk overfor disse utslippene.
- Utvalget har ikke vurdert om opphevelse av svovelavgiften og innføring av et system med omsettelige kvoter som omfatter alle utslipp kan være en praktisk og gjennomførbar tilnærming. Utvalget mener dette alternativet bør utredes videre. En slik utredning må sees i sammenheng med utarbeidelsen av en handlingsplan for å oppfylle det nasjonale målet om 76 % reduksjon i SO_2 -utslippene sammenliknet med 1980 innen år 2000.

Fremtidig virkemiddelbruk – øvrige stoffer

- NO_X -utslipp er årsak til flere ulike miljøproblemer. Reduksjoner i disse utslippene vil være vesentlige både i forhold til lokale helseskader, bakkenær ozon, forsuring og overgjødsling. Blant tiltak med like store kostnader pr. kg utslipp bør tiltak med store lokale effekter utløses først.
- Overfor utslippene av nitrogengasser og VOC vil det være vanskelig å anvende generelle sektorovergripende virkemidler på en kostnads- og styringseffektiv måte. En kombinasjon av mer avgrensede administrative og økonomiske virkemidler som rettes inn mot spesielle kilder vil derfor trolig være mer aktuelt. Doseringen og rekkefølgen av en slik virkemiddelbruk bør avpasses i forhold til en sektorovergripende analyse av kostnadseffektiviteten av virkemidler og tiltak.
- For store enkeltkilder der måling eller beregning av utslipp kan være økonomisk forsvarlig, er utslippsavgifter et interessant alternativ, forutsatt at hensynet til lokal luftkvalitet blir ivaretatt. Ellers vil både konsesjonsregulering, forskrifter og differensierte engangsavgifter og årsavgifter inngå i den videre vurdering av virkemiddelbruken overfor disse stoffene.

KAPITTEL 26

Klimaendringer

26.1 OVERSIKT OVER MILJØPROBLEMET OG ARBEIDET PÅ OMRÅDET

26.1.1 Beskrivelse av miljøproblemet

Den økende internasjonale fokuseringen på faren for globale klimaendringer førte i 1988 til opprettelsen av FNs klimapanel, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Panelet fikk i oppgave å gi en samlet vurdering av drivhuseffekten og dens virkninger, og vurdere strategier og tiltak for å motvirke og tilpasse seg fremtidige klimaendringer. IPCC fremla sin første hovedrapport sommeren 1990.

Rapporten dokumenterte bred enighet blant verdens ledende forskere om faren for klimaendringer og konsekvensene av disse: Menneskeskapte utslipp fører til økning i den atmosfæriske konsentrasjonen av klimagasser. Dette bidrar til økning i den globale middeltemperaturen fordi disse gassene fungerer som glasset i et drivhus – de slipper inn kortbølget stråling fra solen og hindrer langbølget stråling fra jorden å slippe ut igjen. Økning i den globale middeltemperaturen vil kunne føre til endringer i nedbørsmønstre og vindsystemer, forflytting av klimasoner og heving av havnivået. Disse klimaendringene kan komme så raskt og bli så store at de naturlige økosystemene vil ha problemer med å tilpasse seg, og dermed true opprettholdelsen av det biologiske mangfoldet. Det er fortsatt usikkerhet knyttet til størrelsen på temperaturstigningen, hastighet og tidsperspektiv for klimaendringene, og hvilke utslag disse vil gi på lokalt og regionalt nivå. Selv om vesentlige tiltak settes inn for å redusere utslippene av klimagasser, vil en neppe kunne hindre, bare redusere de ventede klimaendringene. Dette skyldes den konsentrasjonsøkning som allerede har funnet sted og klimagassenes lange levetid i atmosfæren.

IPCC-rapporten understreket at virkningene av en global oppvarming kan bli alvorlige mange steder, spesielt i den tredje verden. Dette skyldes særlig faren for mindre nedbør og uttørking av jordsmonnet i sentrale områder for matproduksjon, og faren for et stigende havnivå, som vil kunne føre til store folkevandringer og øke verdens fattigdomsproblem. Rapporten pekte videre på betydningen av tidlig handling for å begrense klimaendringene. Uten vesentlige nye skritt for å redusere utslippene av klimagasser antydet IPCC en økning i den globale middeltemperatur på omlag 1 grad frem mot år 2025 og 3 grader frem mot slutten av neste århundre. Dette vil kunne gi den raskeste økning i middeltemperaturen de siste 10.000 år og føre til at den globale middeltemperatur blir høyere enn den har vært de siste 150.000 år. IPCC la i februar 1992 frem en tilleggsrapport som bekrefter hovedkonklusjonene i hovedrapporten fra 1990.

26.1.2 Årsakene til miljøproblemet

Tabell 26.1 beskriver de norske utslippene av klimagasser fordelt på sektorer. De aktuelle klimagassene er karbondioksid (CO_2), metan (CH_4), lystgass (N_2O) og fluorholdige gasser (CF_4, C_2F_6, SF_6 og HFK).

Tabell 26.1: Utslipp av klimagasser i Norge i 1993

	CO_2	CH_4	N_2O	CF_4	C_2F_6	SF_6	HFK13 4	HFK15 2	CO_2 - ekviv.
	Mtonn	ktonn	ktonn	tonn	tonn	tonn	tonn	tonn	Mtonn
I alt	35,5	293,8	14,0	254	11	31,4	31,2	1,0	48,1
Stasjonær forbrenning	**14,1**	**13,2**	**1,4**						**14,8**
Oljeutvinning	7,1	2,6	0,1						7,1
Industri	4,9	0,7	0,9						5,2
Andre sektorer	2,1	9,9	0,5						2,4
Prosesser	**6,9**	**277,7**	**11,5**	**254**	**11**	**31,4**	**31,2**	**1,0**	**18,5**
Oljevirksomhet	0,4	9,5							0,6
Kullutvinning	0,0	4,8							0,1
Bensindistribusjon	0,0								0,0
Raffinering	0,0								0,0
Gjødselproduksjon	0,7		5,0						2,1
Karbid	0,4	0,8							0,4
Petrokjemisk	0,0	0,0							0,0
Sement	0,7								0,7
Ferrolegeringer	2,6								2,6
Jernverk	0,2								0,2
Aluminium	1,5			254	11	6,0			3,0
Magnesium	0,1					22.8			0,6
Metallstøperier						0,2			0,0
Landbruk	0,2	94,4	6,5						4,1
Avfallsdeponier	0,1	168,0							3,9
Annet	0,1	0,1				2,4	31,2	1,0	0,2
Mobile kilder	**14,4**	**2,9**	**1,1**						**14,8**
Vegtrafikk	8,5	1,7	0,7						8,7
Fly	1,3	0,0	0,1						1,4
Skip	3,7	1,0	0,2						3,8
Andre mobile kilder	0,9	0,1	0,1						0,9
I ALT CO_2 -ekviv.	**35,5**	**6,8**	**3,8**	**1,3**	**0,1**	**0,6**	**0,0**	**0,0**	**48,1**

Tabellen viser at CO_2 er den viktigste klimagassen i Norge. CO_2 -utslippet utgjør 74 % av det totale utslippet av klimagasser. De nest viktigste klimagassene i det norske regnskapet er metan og lystgass som utgjør henholdsvis 14 % og 8 % av det totale utslippet.

Globalt er fordelingen mellom de ulike klimagassene noe annerledes enn i Norge, men CO_2 er dominerende og omtrent av samme relative størrelsesorden som

her. I tillegg til utslipp av klimagasser bidrar avskoging med omlag 25 % av det menneskeskapte bidraget til netto utslipp av klimagasser. I norske skoger er det imidlertid en netto binding av karbon gjennom en økning i det stående volumet. Netto binding av CO_2 har de senere år trolig tilsvart vel 20 % av våre årlige CO_2 -utslipp (NLH-rapport 1990).

De norske CO_2 -utslippene utgjør omlag to promille av verdens samlede utslipp av CO_2 . Pr. innbygger er utslippene vel to tonn karbon pr. år. Dette er omlag det dobbelte av det globale gjennomsnittet og på samme nivå som gjennomsnittet for de vesteuropeiske landene. USA alene står for nær 25 % av de globale utslipp, med et utslipp pr. innbygger på omlag fem tonn karbon pr. år. Afrika og land i Sør- og Øst-Asia har til sammenligning et utslipp på mellom 0,2 og 0,3 tonn karbon pr. innbygger pr. år i gjennomsnitt. Utslippene særlig fra land i sydøst-Asia øker meget raskt, og i løpet av et par tiår kan utslippene fra dagens utviklingsland være høyere enn fra OECD-landene. De vil imidlertid fremdeles ha svært mye lavere utslipp pr. innbygger.

De store variasjonene i landenes CO_2 -utslipp pr. innbygger har bl.a. sammenheng med landenes utviklingsnivå, deres forbruksmønster og produksjonsstruktur, energibruk og energieffektivitet, nasjonal tilgang på fossile brensler, ulikheter i klimaforhold og landområdenes størrelse. Variasjonene har også sammenheng med den politikk landene fører når det gjelder priser og avgifter på energi.

26.1.3 Målsettinger og internasjonale forpliktelser

Klimakonvensjonen

FNs rammekonvensjon for klimaendringer ble ferdigforhandlet i mai 1992. Konvensjonen trådte i kraft 21. mars 1994, 90 dager etter at 50 parter, herunder Norge, hadde ratifisert den. I del III om internasjonale rammebetingelser er det i *"Klimaendringer"* i avsnitt 9.6 gitt en nærmere redegjørelse for innholdet i konvensjonen.

Nasjonal målsetting

Målsettingen fastsatt av Stortinget er at CO_2 -utslippene skal begrenses slik at de i år 2000 ikke er større enn i 1989. Dette målet er foreløpig og vil bli løpende vurdert i lys av videre utredninger, den teknologiske utviklingen, utviklingen i de internasjonale energimarkedene, internasjonale forhandlinger og avtaler.

26.1.4 Gjennomgang av virkemiddelbruken

CO_2 -avgiftene, som ble innført i 1991, er hovedvirkemidlet for å begrense utslipp av klimagasser. CO_2 -avgiften er begrenset til bruk av fossile brensler til energiformål og er i 1994 på 82 øre pr. liter bensin, 41 øre pr. liter mineralolje og 41 øre pr. kg kull og koks. Utslippene fra norsk kontinentalsokkel er avgiftsbelagt med 82 øre pr. standard kubikkmeter (Sm^3) gass og 82 øre pr. liter olje som forbrennes.

CO_2 -avgiften på mineralolje må sees i sammenheng med den svovelgraderte tilleggsavgiften som er på 7 øre pr. liter for hver påbegynt 0,25 % vektandel svovel i oljen (se *"Gjennomgang av dagens virkemiddelbruk"* i avsnitt 24.1.4).

Fra 1992 til 1993 ble CO_2 -avgiftene på mineralolje, kull og koks økt fra 30 til 40 øre (pr. liter eller kilo), slik at størrelsen på disse avgiftene har kommet noe nærmere avgiftsnivået på bensin og på olje og gass som forbrennes på kontinentalsokkelen. Fordi grunnavgiften på mineralolje samtidig ble fjernet, ble imidertid avgiften på mineralolje i realiteten redusert fra 62 øre pr. liter i 1991 til 41 øre pr. liter i dag (når man ser bort fra den svovelgraderte tilleggsavgiften).

Unntatt fra mineraloljeavgiften er luftfart, utenriks sjøfart, supplyflåten i Nordsjøen og fiske og fangst i fjerne farvann. Fiskefartøy registrert i Merkeregisteret og godstransport i innenriks sjøfart får refusjon av avgiften med unntak av den svovelgraderte tilleggsavgiften. I tillegg kommer at treforedlingsindustrien og sildemelindustrien bare betaler halv CO_2 -avgift. Unntatt fra CO_2 -avgiften på kull og koks er bruk som reduksjonsmiddel eller råvare i industrielle prosesser, og energibruk i produksjonen av sement og leca. Anvendelse av gass i fastlands-Norge er ikke pålagt CO_2 -avgift. CO_2 -avgiften dekker således ca. 60 – 70 % av de totale CO_2 -utslippene og dermed under halvparten av samlede utslipp av klimagasser.

Foruten CO_2 -avgiften er det i enkelte sektorer og bransjer innført virkemidler dels for å redusere utslippet av klimagasser, og dels for å løse andre miljøproblemer eller oppfylle andre samfunnsmål. Dette gjelder bl.a. innen energisektoren og samferdselssektoren. Videre er pålegg i henhold til forurensningsloven benyttet for å få samlet og brent metan (deponigass) fra nye avfallsdeponier både av hensyn til lukt, sikkerhet og klima.

Virkemidlene overfor *samferdselssektoren* er nærmere beskrevet i *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24, se spesielt *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i avsnitt 24.1.4.1. Alle virkemidlene som påvirker vegtrafikkens omfang vil også påvirke CO_2 -utslippene. Bl.a. må CO_2 -avgiften på bensin sees i sammenheng med bensinavgiften (som fra 1. juli 1994 er på kr. 4,03 pr. liter for blyholdig bensin og kr. 3,37 pr. liter for blyfri bensin).

Videre er det i *"Virkemiddelbruken overfor motorisert vegtrafikk"* i pkt. 24.1.4.1 beskrevet virkemidler i forhold til energieffektiviteten til det enkelte kjøretøy, som naturligvis vil ha betydning for CO_2 -utslippene.

Når det gjelder *energisektoren*, vil mer effektiv utnyttelse av fossile brensler, som utgjør halvparten av energibruken på fastlandet, gi lavere utslipp av CO_2 . Mer effektiv produksjon og bruk av vannkraftbasert elektrisitet gjør det mulig å erstatte bruk av fossile brensler med elektrisitet til visse formål. På denne bakgrunn kan virkemidler knyttet til *energiøkonomisering* også sees som en del av klimapolitikken. I denne forbindelse nevnes at energiverkene i henhold til energiloven er tildelt særskilt ansvar for å gi informasjon og veiledning om effektiv energibruk og energieffektiv teknologi til sine kunder. Viktige deler av denne virksomheten vil bli lagt til regionale ENØK-sentra, som også vil spille en viktig rolle i myndighetenes virkemiddelbruk.

Innenfor energisektoren vil det også være institusjonelle rammebetingelser som legger føringer på utslippene av CO_2 . Energiloven som trådte i kraft 1. januar 1991 har åpnet for konkurranse i elektrisitetssektoren og mer effektiv utbygging og bruk av vannkraftressursene.

26.2 VURDERING AV VIRKEMIDDELBRUKEN PÅ OMRÅDET

Innledning

Regjeringen har varslet at den vil legge frem en stortingsmelding med en handlingsplan mot klimaendringer. Denne vil legge føringer på det videre arbeid med økonomiske og administrative virkemidler for å begrense utslippene av klimagasser.

Virkemiddelbruken overfor CO_2 -utslipp ble dessuten relativt utførlig behandlet av Miljøavgiftsutvalget (NOU 1992: 3). Virkemiddelutvalget har derfor nedprioritert analysen av dette innsatsområdet. For helhetens skyld vil det likevel bli gitt en kort oversikt over problemstillinger vedrørende oppnådde miljøresultater og kostnadene som følge av virkemiddelbruken (*"Problemstillinger vedrørende oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken"* i avsnitt 26.2.1). Dessuten redegjøres det i *"Viktige hensyn ved valg av virkemidler mot kli-*

magassutslipp" i avsnitt 26.2.2 for viktige hensyn ved valg av virkemidler mot klimaendringer. Utvalget har imidlertid ikke vurdert konkrete forslag til endringer av virkemiddelbruken på dette innsatsområdet.

26.2.1 Problemstillinger vedrørende oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken

De norske CO_2 -utslippene økte sterkt fra 1960 til 1980, bortsett fra under oljekrisen i begynnelsen av 1970-årene. Etter 1980 har utslippene vært relativt stabile, til tross for en sterk økning i forbruket av naturgass i petroleumsvirksomheten. Økningen har blitt oppveid av nedgangen i forbruket av fyringsoljer. Fra 1989 til 1992 ble CO_2 -utslippene redusert med 4 %. De viktigste årsakene var redusert forbruk av bensin og fyringsoljer samt nedgang i produksjon av metaller. Fra 1992 økte utslippene igjen og lå i 1993 på omtrent samme nivå som i 1989. Den viktigste årsaken til økningen er høyere olje- og gassproduksjon og økt godstransport på veg. En feilkilde når det gjelder beregningen av bidraget fra godstransporten er imidlertid at det trolig har skjedd en viss hamstring av diesel før årsskiftet 1993/94 pga. en omlegging av regelverket som medførte høyere dieselpris fra 1. januar 1994.

Når det gjelder klimagassene sett under ett, var det en nedgang i utslippene på ca. 9 % fra 1989 til 1992.

Utviklingen i utslippene av CO_2 er fra 1991 bl.a. påvirket av CO_2 -avgiften. Det er vanskelig å tallfeste virkningen av en avgift på dette området med særlig sikkerhet fordi mange andre faktorer også influerer på utslippene. Viktige faktorer er bl.a. graden av økonomisk vekst og prisen på elektrisitet.

Et eksempel på at CO_2 -avgiften etter alt å dømme har hatt effekt, er det forhold at CO_2 -utslippene fra petroleumsvirksomheten på norsk sokkel de siste årene har økt mindre enn produksjonen av olje og gass. Grunnen til mindre utslippsintensiv produksjon har vært innføring av mer energieffektive løsninger. Selv om beslutningene om utvikling og implementering av ny teknologi i stor utstrekning var tatt før avgiften ble innført, antas det at CO_2 -avgiften har vært en medvirkende faktor. Dette fordi man ved nyinvesteringer ikke bare vurderer dagens virkemiddelbruk, men også hvilke virkemidler som kan forventes å tre i kraft i løpet av kapitalutstyrets (investeringens) levetid.

De norske CO_2 -avgiftene er høye i internasjonal sammenheng og bare 5 land har innført eksplisitte CO_2 -avgifter til nå. Når det gjelder det samlede avgiftsnivået på mineraloljer, er bildet noe varierende. Sammenlignet med avgiftsnivået i andre OECD-land er de norske avgiftene på bensin, autodiesel og tung fyringsolje blant de høyeste, mens det for lett fyringsolje finnes flere land som har betydelig høyere avgifter enn Norge.

Alle land har særordninger for energiintensiv industri som konkurrerer på verdensmarkedet. For andre deler av næringslivet varierer ordningene. Alle land har unntak for internasjonal flytrafikk, og de fleste land har også unntak for sektorer som lett kan kjøpe drivstoff i andre land (fiskeri, fly, båttrafikk). Generelt beskattes heller ikke energivarer brukt som råvarer i industriproduksjon.

I forhold til dimensjoneringen av virkemiddelbruken, bør det understrekes at det høyeste nivået på den norske CO_2 -avgiften (ca. 350 kr/tonn CO_2) utfra dagens kunnskap om drivhuseffekten trolig ikke på langt nær vil være nok til å realisere Klimakonvensjonens langsiktige mål, selv om det ble innført i forhold til alle CO_2 -utslipp i alle sektorer i alle land.

Det foreligger relativet lite tallmateriale vedrørende kostnadene ved de virkemidlene mot klimaendringer som hittil har vært benyttet. Som ved beregningen av oppnådde miljøresultater, er det en kompliserende faktor når virkemidlenes kostna-

der skal beregnes, at det er sammensatte årsaker til de ulike klimagassreduserende tiltakene som har blitt iverksatt. Dessuten er virkemiddelhistorien på dette feltet nokså kort.

26.2.2 Viktige hensyn ved valg av virkemidler mot klimagassutslipp

Teoretiske utgangspunkter

Ut fra teoridelen (del V) skulle forholdene i utgangspunktet ligge godt til rette for bruk av avgifter på betydelige deler av dette innsatsområdet. Det dreier seg om et globalt miljøproblem, slik at justeringen av avgiften av hensyn til lokale forhold ikke er nødvendig.

Når det gjelder CO_2 , som utgjør det største menneskeskapte bidraget til drivhuseffekten, stammer utslippene fra mange små kilder og noen store. At det dreier seg om flere kilder til samme problem, innebærer at kostnadseffektivitet på tvers av kildene er et viktig hensyn. Dette er et hensyn som generelle avgifter er egnet til å fremme.

Videre er det grunn til å anta at det vil være problematisk for myndighetene å ha sikker kjennskap til tiltakskostnadene i forbindelse med reduksjon av CO_2 -utslippene. Dette har bl.a sammenheng med det store antallet kilder av til dels ulik karakter, og at kostnadene ved tiltakene vil kunne variere med prisene på alternativ energi og andre konjunktursvingninger. I den grad private aktører har bedre kjennskap til tiltakskostnadene enn myndighetene, vil dette, som redegjort for i del V, være et viktig moment i favør av avgifter.

I og med at det er likegyldig hvor klimagassutslippene skjer, er det ikke nødvendig å kunne styre utslippene fra den enkelte kilde. Virkemidlenes styringseffektivitet må således bedømmes i forhold til de samlede utslippene over tid. Den fleksibiliteten dette åpner for tilsier at forholdene ligger godt til rette for bruk av avgifter. Miljøproblemets karakter tilsier videre at det er styringseffektiviteten i forhold til de globale utslippene som teller. I praksis må imidlertid virkemidlene også kunne være tilstrekkelig styringseffektive i forhold til nasjonale mål og internasjonale forpliktelser.

Praktiske forhold som modifiserer de teoretiske utgangspunktene

Teoretisk er avgifter knyttet direkte til utslippene å foretrekke. Men fordi det på klimaområdet til dels dreier seg om mange utslippskilder og fordi utslippsmålinger kan være administrativt krevende og kostbare (og i enkelte tilfeller umulig), kan innføring av avgift på selve utslippsleddet være lite hensiktsmessig. I forhold til CO_2 -utslippene ved bruk av fossile brensler til energiformål er man imidlertid i den relativt sjeldne situasjon at det eksisterer en entydig sammenheng mellom bruken av innsatsfaktoren (fossilt brensel) og størrelsen på utslippet. Det skyldes bl.a. at det for praktiske formål ikke er mulig å rense CO_2 -utslippene. Dette betyr at en produktavgift på dette området vil ha tilsvarende effektivitetsegenskaper som en utslippsavgift.

I det hele tatt er en konkretisering av *utslippskildenes karakter* nødvendig for å kunne vurdere hvilke virkemidler som er hensiktsmessige. For andre klimagasser enn CO_2 er det usikkert hvilke virkmidler som har de beste effektivitetsegenskapene. Hovedpoengene er at det for disse gassene til dels dreier seg om et mindre antall kilder, og at forholdene heller ikke avgiftsteknisk ligger så godt til rette som i forhold til CO_2 . Når det f.eks. gjelder industriens bidrag til andre klimagasser enn CO_2 , er det 7 bedrifter med utslipp av CF-gasser, 2 med N_2 O-utslipp og 1 med SF_6 -utslipp. Utvalget går ikke nærmere inn på aktuelle virkemidler overfor andre kli-

magasser enn CO_2 . Slike virkemidler vil bli gjennomgått i handlingsplanen mot klimaendringer.

Når det er snakk om mindre utslippskilder, som f.eks. de enkelte husholdningene, er det ikke nødvendigvis slik at de private aktørene har bedre kunnskap om tiltakskostnadene enn myndighetene. Situasjonen kan her være den omvendte (se *"Skjev informasjon om tiltakskostnadene"* i avsnitt 16.3.1.2). Dette er praktisk viktig bl.a. i forhold til energeffektivisering. F.eks. vil forbrukerne ofte ikke ha full oversikt over energieffektiviteten til produkter som vurderes kjøpt. I slike tilfeller vil informasjon (herunder energimerking) og minstestandarder kunne være aktuelle supplementer til CO_2 -avgiften.

I forhold til utslipp av CO_2 står man for øvrig i den spesielle situasjon at utslippene til atmosfæren begrenses i den grad det finner sted en nettobinding av CO_2 i skog, jordsmonn eller i det marine miljøet. Virkemidler for å bl.a. å øke tilplantningen og dermed opptaket av CO_2 i skog og annen biomasse, vil derfor være aktuelle.

Videre kan ulike *sammenhenger mellom forskjellige miljøproblemer* påvirke virkemiddelbruken. En sammenheng er at bruk av fossilt brensel i tillegg til CO_2 -utslippene medfører utslipp av bl.a. NO_X og SO_2 , slik at skadevirkningene blir både lokale, regionale og globale. For en nærmere beskrivelse av hvilke konsekvenser dette kan ha for virkemiddelbruken, kan det henvises til Miljøavgiftsutvalgets rapport (NOU 1992: 3), særlig *"Sverige"* i kapittel 10.

I relasjon til vegtrafikkforurensninger er den tilsvarende problemstillingen tatt opp i *"Lokale luftforurensninger og støy"* i kapittel 24 om lokale luftforurensninger og støy. Som det er redegjort for der, kan f.eks. restriksjoner på bilbruk som i første rekke iverksettes av hensyn til lokale miljøproblemer også ha effekt på CO_2 -utslippene. Omvendt vil CO_2 -avgiften på bensin kunne ha en positiv effekt på lokale miljøproblemer. I slike tilfeller bør virkemidlene i prinsippet fastsettes simultant, dvs. at helhetlige betraktninger må ligge til grunn for valg og dimensjonering av virkemidlene.

Internasjonale forhold vil på ulike måter påvirke virkemiddelbruken. For det første kan det være formelle *internasjonale rammebetingelser* for virkemiddelbruk, se *"Klimaendringer"* i avsnitt 9.6 hvor det bl.a. redegjøres for betydningen av Klimakonvensjonen.

For det andre vil *andre lands faktiske virkemiddelbruk* ha betydning for virkemiddelutformingen nasjonalt. Konsekvensen av å innføre en virkemiddelbruk som avviker fra andre lands, vil bl.a. avhenge av hvor konkurranseutsatte de forskjellige sektorene er. I enkelte tilfeller kan det være fare for såkalt «karbonlekkasje», f.eks. ved at industribedrifter flyttes til land med mildere virkemiddelbruk overfor klimagasser, eller ved at internasjonal skipsfart velger å bunkre i land med lavere avgifter på fossilt brensel. Dette er noe av bakgrunnen for de nasjonale unntakene fra CO_2 -avgiften som det er redegjort for i *"Gjennomgang av virkemiddelbruken"* i avsnitt 26.1.4, og for at CO_2 -avgiften er begrenset til fossilt brensel til energiformål og således ikke omfatter prosessutslipp av CO_2 .

26.2.3 Oppsummering

Avgifter er et velegnet virkemiddel på dette innsatsområdet. Dette bl.a. fordi det dreier seg om et globalt miljøproblem, slik at det ikke er nødvendig å justere avgiften av hensyn til lokale resipientforhold. Dessuten er ikke behovet for styringseffektivitet av en slik karakter at det krever bruk av kvantitative reguleringer, samtidig som generelle avgifters fordelaktige egenskaper med tanke på kostnadseffektivitet er viktige på dette området, bl.a. fordi det dreier seg om et stort antall utslippskilder

og fordi det av flere grunner vil være vanskelig for myndighetene å ha sikker kjennskap til tiltakskostnadene.

Når det gjelder utslippene av CO_2 , ligger forholdene avgiftsteknisk sett godt til rette for bruk av avgifter, fordi en produktavgift på fossilt brensel for de aller fleste utslippskilder har tilsvarende virkning som en avgift knyttet direkte til CO_2 -utslippene.

Avgiftsregulering av andre klimagasser enn CO_2 er avgiftsteknisk mer komplisert. Også andre hensyn innebærer at det i forhold til disse utslippene er mer usikkert hvilke virkemidler som har de beste effektivitetsegenskapene.

KAPITTEL 27

Reduksjon av ozonlaget

27.1 OVERSIKT OVER MILJØPROBLEMET OG ARBEIDET PÅ OMRÅDET

27.1.1 Beskrivelse av miljøproblemet

Ozonlaget beskytter mot skadelig ultrafiolett stråling (UV-stråling) og er helt nødvendig for livet på jorda. Økt UV-stråling kan føre til økt hyppighet av enkelte hudkreft-typer, forbrenningsskader, øyeskader, samt nedsatt immunforsvarsevne med mulig økt omfang av epidemier. UV-stråling kan også føre til økologiske skader. Disse skadene kan på lengre sikt få stor betydning fordi UV-eksponeringen påvirker hele næringskjeden gjennom å endre det komplekse samspillet mellom artene.

Nedbrytingen av ozonlaget har gått raskere på 80-tallet enn på 70-tallet. «Ozonhullet» over *Sydpolen* er en fortynning som inntreffer i de antarktiske vårmånedene (september og oktober). Graden av ozonnedbryting i vårmånedene avhenger ikke bare av klor- og bromkonsentrasjonene, men også av meteorologiske forhold. I de antarktiske vårmånedene ble det både i 1992 og 1993 målt rekordlave ozonverdier i stratosfæren over Sydpolen. Den geografiske utbredelsen av «ozonhullet» er også gradvis øket, og var i september/oktober 1993 på 23 millioner km^2 . Forskningsresultater viser en reduksjon i primærproduksjonen i det antarktiske havet. Hvilke konsekvenser dette får for den økologiske balansen i denne issonen er ennå ikke kjent.

På *den nordlige halvkule* har ozonlaget blitt redusert med ca. 0,5 % pr. år de siste 15 årene. I januar og februar 1992 og 1993 ble det målt spesielt lave ozonverdier over de nordlige breddegrader. Norske forskere ved Universitetet i Oslo og ved NILU har funnet at dette skyldes en kombinasjon av naturlige meteorologiske forhold og menneskeskapt kjemisk nedbryting. Denne kjemiske nedbrytningen skyldes etter all sannsynlighet aktivt klor som stammer fra utslipp av bl.a. KFK.

Vinteren 1994 har vært karakterisert av mer «normalt» ozonlag over Norge. Beregninger foretatt av NILU og NASA viser imidlertid at konsentrasjonen av aktivt klor har økt i stratosfæren fra slutten av februar, og at det har vært en viss kjemisk nedbryting av ozonlaget over våre områder.

Klor og brom fra menneskeskapte utslipp spiller en viktig rolle for svekkingen av ozonlaget. Disse stoffene har lang levetid, noe som gjør at konsentrasjonen av klor- og brom-forbindelser i atmosfæren ventelig vil øke og nå sitt toppnivå i atmosfæren rundt år 2000. Videre regnes det med at ozonhullet over Sydpolen først vil opphøre rundt år 2060 forutsatt at dagens internasjonale utfasingsplan for ozonreduserende stoffer blir gjennomført. Forskningsresultatene så langt styrker videre antakelsen om at det finnes en atmosfærisk tålegrense for konsentrasjoner av aktivt klor og brom i stratosfæren, hvor en ytterligere økning av belastningen medfører raske og omfattende ozonreduksjoner.

27.1.2 Årsaker til miljøproblemet

Først i den senere tid er det blitt klart at stoffer med klor- eller bromforbindelser bidrar til reduksjon av ozonlaget. Omkring 80 % av klorforbindelser og 30 % av bromforbindelser som i dag finnes i stratosfæren, er menneskeskapte. De enkelte stoffene har ulik ozonnedbrytende evne. Bromforbindelser er mer effektive enn

klorforbindelser i å nedbryte ozonlaget. På den annen side er det klorforbindelsene som utgjør de største utslippsmengdene.

De viktigste ozonreduserende stoffene er klorfluorkarboner (KFK), haloner, metylkloroform (1,1,1-trikloretan), karbontetraklorid (tetraklormetan), metylbromid, hydrobromfluorkarboner (HBFK) og hydroklorfluorkarboner (HKFK). Felles for disse ozonreduserende stoffene (med unntak av metylbromid) er at de opprinnelig ikke finnes i naturen.

Utslippene av ozonreduserende stoffer skjer på forskjellige stadier i livsløpene til de produktene som stoffene inngår i. I noen sammenhenger frigjøres de aktuelle stoffene ved bruken av produktene. Det gjelder f.eks. KFK i spaybokser og til bruk ved tøyrensing. I andre tilfeller er det i forbindelse med en eller annen fase av avfallshåndteringen av produktet at utslippet skjer. Dette gjelder f.eks. KFK i kuldeanlegg.

For miljøvirkningen av ozonreduserende stoffer er utslippsstedet irrelevant. Det er således de samlede globale utslippene som bestemmer miljøproblemets omfang. Ifølge UNEP 1991 var den totale produksjonen i 1991 av KFK på verdensbasis ca 680.000 tonn. Til sammenligning kan det nevnes at produksjonen i 1986 var ca 1.130.000 tonn. Ifølge samme rapport var halonproduksjonen i 1990 ca 24.800 tonn. I 1986 var produksjonen ca 25.600 tonn.

I 1993 var det norske forbruket av *KFK* ca 255 tonn (mens det i 1986 var ca 1411 tonn). Herav gikk ca. 70 % av det totale råvareforbruket til kjøleanlegg og 30 % til tekstilrens. Kuldebransjen har relativt sett redusert sitt KFK-forbruk mindre enn de andre bransjene.

Haloner blir i Norge hovedsakelig brukt til brannslokning. I 1993 var halonforbruket i Norge ca 22 tonn (mens forbruket i 1986 var ca 151 tonn).

Metylkloroform blir brukt i avfettingsprosesser, rense-/smøremiddel, lim, maling og lakk. I 1993 var forbruket av dette stoffet ca 611 tonn (mens det i 1989 var ca 884 tonn).

Bruk av *karbontetraklorid* i Norge er begrenset, både mht mengder og bruksområder. Karbontetraklorid blir hovedsaglig brukt til laboratorieformål og i mindre mengder til produksjon av korrosjonshindrende maling. I tillegg til å være ozonnedbrytende er stoffet klassifisert som meget giftig og lavpotent kreftfremkallende. I 1993 var forbruket ca 0,5 tonn (i 1989 var forbruket ca. 3 tonn).

Metylbromid er bare brukt ved desinfisering av lagerbygninger. Det årlige forbruket er ca. 14 tonn. Ved bruk av det aktuelle stoffet må bygningene være stengt i ca. ett døgn, mens bygningene må være stengt i nærmere en uke ved bruk av de alternativene som i dag er på markedet.

HBFK er vurdert som aktuelle erstatningsstoffer for haloner til brannslokning, men er sannsynligvis ikke tatt i bruk i Norge.

HKFK er en gruppe stoffer som har lavere ozonnedbrytningspotensiale enn KFK (fra 2 til 11 % av KFKs virkning) og kan erstatte dette stoffet på flere bruksområder. I 1993 var HKFK-forbruket i Norge ca 708 tonn (i 1989 var forbruket ca 900 tonn).

Norge har ingen egenproduksjon av de ovenfor nevnte ozonreduserende stoffene.

Utviklingen av substitutter til ozonreduserende stoffer og alternativ teknologi har gått raskt, og overgangen fra enkelte av de ozonreduserende stoffer til mer miljøvennlige stoffer har derfor gått lettere enn man antok da internasjonale forhandlinger om ozonreduserende stoffer startet i begynnelsen av 1980-årene. Utviklingen i retning av strammere utfasingskrav for regulerte ozonreduserende stoffer vil sannsynligvis føre til at alternative stoffer kommer på markedet enda raskere. Noen store produsenter av kjemiske produkter har allerede signalisert at de relativt snart vil

stanse produksjonen av stoffer med ozonreduserende evne for å konsentrere seg om teknologi som er helt uten skadevirkninger for ozonlaget.

27.1.3 Vedtatte miljømål og internasjonale avtaler

Målene er skjematisk satt opp i tabell 27.1 under.

Tabell 27.1: Forpliktelser til produksjons- og forbruksreduksjoner av stoffer regulert i Montrealprotokollen

PRODUKT	OPPRINNELIGE REDUKSJONS-FORPLIKTELSER	«LONDON-ENDRINGENE»	«KØBENHAVN-ENDRINGENE»
KFK (regulert i opprinnelig protokoll) Basisår 1986	Frys fra 1.7.1989 20 % innen 1.1.1993 50 % innen 1.1.1998	Frys fra 1.7.1989 50 % innen 1.1.1995 85 % innen 1.1.1997 100 % innen 1.1.2000	75 % innen 1.1.1994 100 % innen 1.1.1996
Haloner Basisår 1986	Frys fra 1.1.1992	50 % innen 1.1.1995 100 % innen 1.1.2000	100 % innen 1.1.1994
KFK (regulert i «Londonendringen») Basisår 1989		20 % innen 1.1.1993 85 % innen 1.1.1997 100 % innen 1.1.2000	20 % innen 1.1.1993 75 % innen 1.1.1994 100 % innen 1.1.1996
Karbontetraklorid Basisår 1989		85 % innen 1.1.1995 100 % innen 1.1.2000	85 % innen 1.1.1995 100 % innen 1.1.1996
Metylkloroform (1,1,1-trikloretan) Basisår 1989		30 % innen 1.1.1995 70 % innen 1.1.2000 100 % innen 1.1.2005	Stabilisering innen 1.1.1993 50 % innen 1.1.1994 100 % innen 1.1.1996
HBFK			100 % innen 1.1.1996
Metylbromid Basisår 1991			Stabilisering innen 1.1.1995
HKFK Basisforbruksnivå = Beregnet HKFK-nivå i 1989 + 3,1 % av beregnet KFK-forbruk i 1989			Stabilisering innen 1.1.1996 35 % innen 1.1.2004 65 % innen 1.1.2010 90 % innen 1.1.2015 99,5 % innen 1.1.2020 100 % innen 1.1.2030

Målet i Montrealprotokollen av 1987 (om stoffer som reduserer ozonlaget) er å stanse all produksjon og forbruk[25] av stoffer som bryter ned ozonlaget. I november 1992 ble protokollen reforhandlet for andre gang siden 1987, med det resultat at utfasingskravene for de regulerte stoffene ble skjerpet og nye stoffer ble regulert. Partene til protokollen er forpliktet til å stanse produksjon og forbruk av halon innen 1994 og en trinnvis reduksjon av produksjon og forbruk av KFK, karbontetraklorid og metylkloroform frem mot full utfasing innen 1996. For metylbromid skal produksjon og forbruk stabiliseres på 1991-nivå innen 1995. Produksjon og forbruk av HBFK skal stanses innen 1996 og HKFK skal trinnvis fases ut innen 2030. Høsten 1993 ratifiserte Norge disse siste endringene.

25. Med forbruk menes egenproduksjon pluss import minus eksport.

Norges vedtatte nasjonale mål er å stanse *forbruket* av KFK og karbontetraklorid innen 1.1.1995. Det tas imidlertid forbehold for bruksområder som aksepteres som essensielle (helse og sikkerhet) i henhold til Montrealprotokollen. Forbruket av KFK skal dog ikke overstige 10 % av 1986-nivået etter 1995. For de andre regulerte ozonreduserende stoffene skal vi i Norge minst oppfylle Montrealprotokollens og EUs bestemmelser (jf. St. prp. nr. 71 (1992-93)). Dette betyr at Norge stanset forbruket av halon fra 1.1.1994, og at metylkloroform og HBFK skal fases ut innen 1.1.1996. For stoffene HKFK og metylbromid har EU vedtatt strengere utfasingskrav enn Montreal-protokollen. Dette innebærer at Norge følger EUs målsetting og skal stanse forbruket av HKFK innen 1.1. 2015 og skal redusere forbruket av metylbromid med 25 % innen 1998. En felles nordisk målsetting for HKFK og metylbromid som er strengere enn EUs, er nå under vurdering.

Utfasingstidspunktene for de regulerte stoffene er sammenfallende i Norge og EU. Norge kan likevel sies å ha strengere bestemmelser enn EU på dette området fordi EU nøyer seg med å følge Montreal-protokollens bestemmelser om regulering av forbruk og produksjon, mens vi i tillegg regulerer *bruksområder* for KFK og halon bl.a. fordi vi vil unngå at de aktuelle stoffene tas i bruk på områder hvor de tidligere ikke har vært brukt. En annen begrunnelse for bruksregulering av KFK og halon er for å tilstrebe at de regulerte importerte kvanta av disse stoffene blir kanalisert dit nytten er størst. Videre regulerer EU bare import og eksport av KFK og halon som råvare, mens norske reguleringer også omfatter produkter som inneholder KFK eller halon. EUs bestemmelser legger ikke føringer på hvilke virkemidler det enkelte unionsland skal iverksette.

I henhold til EØS-avtalen kan Norge inntil videre følge egne regler på dette området. I løpet av 1995 skal området ozonreduserende stoffer gjennomgås på nytt i forhold til avtalen.

I henhold til GATTs artikkel III, paragraf 2 skal importerte produkter (i dette tilfellet f.eks. KFK-holdige produkter), verken direkte eller indirekte, pålegges interne skatter eller andre interne avgifter (også miljøavgifter) utover de som direkte eller indirekte blir pålagt tilsvarende produkter av innenlandsk opprinnelse. Det er dermed som en hovedregel i strid med GATT å diskriminere mellom like produkter på grunnlag av måten de er produsert på. Imidlertid finnes det en unntaksartikkel i GATT, artikkel XX, som lister opp forskjellige årsaker til at det kan foretas unntak fra de øvrige bestemmelsene i GATT. Blant dem er nødvendige tiltak for å beskytte menneskers, dyrs eller planters liv og helse. Det er uklart hvor langt unntaksadgangen går med hensyn til å ivareta mer rendyrkede miljøhensyn. Det kan dessuten i mange tilfeller oppstå uenighet om hvorvidt et lands påberopelse av artikkel XX i forbindelse med konkrete handelstiltak er legitim eller ikke. Det er imidlertid igangsatt et arbeid om handel og miljø i OECD og GATT, som bl.a. vil se på handelstiltak rettet mot produksjonsmetoder. Hensikten med dette arbeidet er å skape grunnlag for senere forhandlinger om eventuelle endringer i GATT-regelverket ut fra miljøhensyn.

27.1.4 Gjennomgang av virkemiddelbruken

27.1.4.1 Forskrifter

Ved forskrift ble det med virkning fra 1.7.1981 innført *forbud mot bruk av KFK i spraybokser*. Reguleringen av ozonreduserende stoffer ble betraktelig utvidet da *forskrift om tilvirkning, innførsel, utførsel og bruk av KFK og haloner (KFK-forskriften)* ble fastsatt av Miljøverndepartementet 21. januar 1991 med hjemmel i både forurensningsloven og produktkontrolloven. Forskriftens hovedregel er forbud mot bruk, import, eksport og produksjon av KFK og haloner uten tillatelse av

Statens forurensningstilsyn. Både ren vare, samt KFK og haloner i blandinger med andre stoffer, rammes av forbudet. I tillegg omfattes også skumplast fremstilt ved bruk av KFK eller haloner av forskriften.

Forskriften gjelder ikke for regulerte legemidler. Inntil videre omfattes heller ikke kuldeanlegg, klimaanlegg og varmepumper innstallert før 1. juli 1991.

Når produkt eller anlegg som inneholder KFK eller haloner skal tas ut av bruk, skal eieren sørge for at KFK eller halon tappes på forsvarlig måte og leveres til leverandør/importør, godkjent mottakssystem eller innsamler av spesialavfall. Stortinget vedtok våren 1994 at det skal opprettes et landsomfattende innsamlings- og gjenvinningssystem for KFK-holdige brukte hvitevarer. En forutsetning for etableringen av et slikt system er at norske kommuner pålegges å gjennomføre en slik innsamling og avtapping av KFK.

Som nevnt har SFT myndighet til å gi dispensasjon fra forskriften og i den forbindelse fastsette de vilkår som anses nødvendig. Dette kan gjøres i form av forskrift eller enkeltvedtak. Ved SFTs forskrift av 1.9.1994 er det gjort unntak for enkelte typer kuldeanlegg og klimaanlegg med KFK som varmevekslingsmedium, og for halon som brannslokningsmiddel i sivile og militære fly. I denne forskriften er det også gitt dispensasjon fra leveringsplikten for KFK som er tappet av kjøleanlegg som skal gjenbrukes til andre kjøleanlegg som er installert før 1.juli 1991.

Det foreligger nå et forslag til forskrift om *karbontetraklorid* og forskrift om *metylkloroform* som har vært på høring. Disse forskriftene er planlagt iverksatt våren 1995.

Miljøvernmyndighetene vil utarbeide et forslag til begrensning av HKFK, HBFK og metylbromid. På bakgrunn av dette skal det utarbeides en handlingsplan for reduksjon av disse stoffene. Handlingsplanen er planlagt ferdigstilt i løpet av 1995. Virkemiddelbruken vil bli vurdert i denne sammenheng.

27.1.4.2 Kontroll

For å sikre etterlevelsen av forskriften om KFK og haloner inneholder den bestemmelser om forurensningsgebyr og straff. Det er SFT som fører tilsyn med at forskriften følges.

I og med at det ikke produseres KFK eller halon i Norge består SFTs kontroll i første rekke av stikkprøver av importerte varer. Dette er viktig både av hensyn til miljøet og for å unngå konkurransevridninger mellom norske og utenlandske produsenter. Via Tolldirektoratet blir tollstedene informert om ulovlig import som SFT har avdekket. Tollstedene anmodes om å være spesielt årvåkne i forhold til de firmaene som tidligere er blitt tatt for ulovlig import, og gi SFT tilbakemelding ved ny import. Slike tilbakemeldinger følges opp med inspeksjoner og prøvetaking. Når det oppdages ulovlige forhold får importøren pålegg om å returnere produktene til leverandøren og krav om å dokumentere at retur har funnet sted. Anmeldelse til politiet blir vurdert i hvert enkelt tilfelle.

SFT foretar også stikkprøver av norskproduserte produkter som kan tenkes å inneholde KFK eller halon.

27.1.4.3 Avgifter

Regjeringen varslet i St.prp. nr. 1 (1988-89) at det skulle innføres en avgift på de to viktigste typene av KFK.

Under behandling av St.prp. nr. 1 (1989-1990) «Skatter og avgifter til statskassen» gjorde Stortinget et prinsippvedtak om å innføre avgift på KFK og haloner fra 1.7.1990 på kr. 40,- pr. kg. Av vedtaket fremgikk det at Kongen kunne bestemme at

avgiften likevel ikke skulle iverksettes fra den nevnte dato. Bransjene fikk således mulighet til å påvise at forbruket av KFK og haloner kunne reduseres i henhold til målsettingene uten at det ble innført avgift.

Industrien, under ledelse av KFK-brukernes fellesutvalg (KBF), arbeidet for å få myndighetene til å utsette iverksettelse av avgiften. De viste til at KFK-brukerbransjen allerede var kommet langt i sine KFK-reduksjoner. De mente at en avgift ytterligere ville forsinke KFK-reduksjonen dersom avgiften ikke kunne øremerkes til bruk i industriens KFK-avvikling. På bakgrunn av en miljøfaglig vurdering tilrådde Miljøverndepartementet at avgiften ikke ble iverksatt fra den nevnte dato. Dette ble vedtatt i Kgl. res. nr. 122 av 14. juni 1991.

Avgiftstrusselen og kjennskap til det pågående arbeidet med forskriftsregulering reduserte KFK- og halonforbruket og førte til økt overgang til alternativer før avgiften var planlagt innført. En annen årsak til reduksjon i KFK- og halonforbruket var økonomiske nedgangstider med mindre aktivitet i industri og byggebransje. Resultatet ble at Regjeringen bestemte at den aktuelle avgiften likevel ikke skulle iverksettes (Kgl. res. nr. 122 av 14. juni 1991).

27.1.4.4 Økonomisk støtte til teknologiutvikling

Det er gitt støtte til utvikling og utprøving av teknologi som kan erstatte bruk av KFK og haloner, f.eks. innenfor områdene elektronikkrens og kjøling. Av interessante prosjekter kan nevnes utvikling av en alkoholrensemaskin for rensing av elektroniske komponenter (Consolve A/S) og Sjøforsvarets utvikling av et alternativ til halon ved brannslokking i maskinrom på båter, som har fått både norsk oppfinnerpris og to amerikanske miljøpriser.

27.1.4.5 Kontakt mellom myndigheter og bransje

I arbeidet med utviklingen av virkemidler i forhold til ozonreduserende stoffer har det vært nær kontakt mellom myndigheter og bransje. Dette har bl.a resultert i bransjeordninger som supplerer virkemidlene på ulike måter.

Som nevnt inneholder forskriften om KFK og haloner en leveringsplikt når slike stoffer tas ut av bruk. I forkant av denne forskriften ble det i 1990 opprettet et organisert mottakssystem for brukt KFK – det såkalte Returprosjektet. Dette var et samarbeidsprosjekt mellom importører/distributører av KFK, kuldeentreprenører, SFT og KFK-brukernes fellesutvalg (KBF). Tre av aktørene (KBF, SFT og Unitor) har nå trukket seg ut av prosjektet.

Returprosjektets målsetting er å bidra til redusert netto forbruk av regulerte kuldemedier i Norge, og er finansiert ved et frivillig gebyr som nå er på kr. 55,- pr. kg nytt KFK-kuldemedium solgt. Returprosjektet fikk dispensasjon fra bestemmelser i prisforskriftene til å fastsette dette gebyret. Denne dispensasjonen er imidlertid nå under revurdering.

Ved innlevering av brukt kuldemedium utbetales returpant. Prosjektet skal sikre forsvarlig destruksjon eller gjenvinning av innsamlet KFK. Gjenvunnet KFK kan brukes om igjen på områder hvor bruk av dette stoffet fortsatt er tillatt.

Med økonomisk støtte fra Miljøverndepartementet har både renseribransjen og kuldebransjen innført frivillige godkjenningsordninger for standard og drift av anlegg. Hensikten er å høyne kvaliteten både på personalet og det tekniske utstyret slik at unødig utslipp og lekkasje av ozonreduserende stoffer kan unngås. Når det gjelder visse typer kuldeanlegg, vurderes det om en miljøsertifiseringsordning skal forankres i forskrift med hjemmel i plan- og bygningsloven (byggeforskriften).

Det kan også nevnes at før det ble innført forbud mot produksjon av skumplast ved bruk av KFK eller haloner, inngikk nordiske mykskumprodusentene i 1988 en avtale seg imellom som gikk ut på at de skulle slutte å produsere de letteste kvalitetene av myk skumplast.

27.1.4.6 Informasjon

Det er fortløpende informert om nytt regelverk, om ozonreduserende stoffers miljøeffekter og om alternativ teknologi.

Miljøvernmyndighetene har også bevilget penger til berørte bransjer for at de selv skal utarbeide informasjonsmateriell og sørge for distribusjonen. Et eksempel på dette er Kuldebrukernes avviklingsprosjekt, som skal drive informasjonsvirksomhet rettet mot brukergruppene om regelverk og konsekvenser av KFK-utfasingen.

Under arbeidet med en tiltaksplan for å redusere bruken av KFK etablerte NHO i 1988 «KFK-brukernes fellesutvalg» (KBF). Gruppen skal hjelpe industrien til å ta ansvar slik at industrien greier reduksjonskravene. MD har støttet utgivelsen av bladet «KBF-nytt», som KFK-brukernes fellesutvalg står bak. Bladet har vært et talerør for både miljøvernmyndighetene og bransjen selv. I tillegg arrangerer KBF årlige informasjonsseminarer og møter mellom myndighetene og bransjen.

27.2 VURDERING AV VIRKEMIDDELBRUKEN PÅ OZONOMRÅDET OG BEHOVET FOR ENDRINGER

27.2.1 Oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken.

27.2.1.1 Måloppnåelse

Internasjonale og nasjonale tiltak og virkemidler begynner nå å gi resultater i form av kraftige reduksjoner i forbruket av ozonreduserende stoffer. På verdensbasis er forbruket av *KFK* (den viktigste gruppen av ozonreduserende stoffer) redusert med ca. 40 % i forhold til 1986-nivå. Norge har redusert KFK-forbruket med ca. 85 % i forhold til forbruket i 1986, fra ca 1.400 tonn i 1986 til ca 255 tonn i 1993. Norges forpliktelser iht. Montreal-protokollen, dvs. 75 % reduksjon av KFK-forbruket innen 1994, ble dermed nådd med god margin. Forbruket av *haloner* er redusert med ca. 82 %, fra ca. 151 tonn i 1986 til ca. 22 tonn i 1992. Fra og med 1994 blir det ikke importert mer halon til Norge.

Karbontetraklorid-forbruket er i Norge redusert med 80 % i forhold til 1989-forbruket, fra ca. 3 tonn i 1989 til ca. 0,5 tonn i 1993. Dette resultatet ble oppnådd uten at karbontetraklorid var regulert i Norge. Årsaken til dette gode resultatet er at dette stoffet både er svært giftig og kreftfremkallende slik at brukerne (dvs. de som bruker stoffet som importeres) av den grunn vil stanse bruken av stoffet. I tillegg var brukerne tidlig orientert om at myndighetene planla å regulere stoffet.

Metylklorid-forbruket var i 1993 redusert med rundt 30 % av 1989-forbruket, fra 884 tonn til 611 tonn, og forpliktelsene i Montrealprotokollen ble overholdt. Denne reduksjonen ble oppnådd ved bruk av enkeltvedtak.

Den store utfordringen vi står overfor nå er å redusere, for så å stanse, KFK-bruken i kuldebransjen. Det er videre behov for virkemidler som kan redusere forbruket av andre ozonreduserende stoffer enn KFK og haloner.

En landsomfattende stikkprøvekontroll av skumprodukter i 1992 basert på 60 produkter fra 32 bedrifter viste at innholdet av KFK i sju prøver fra fem ulike importører var så høyt at det var mulig å fastslå at produktene var fremstilt med KFK.

27.2.1.2 Kostnader knyttet til virkemiddelbruken

Hittil er det kun stoffene KFK, halon, karbontetraklorid og metylkloroform som er regulert i Norge. De to førstnevnte stoffene er regulert ved forskrift, de to sistnevnte ved enkeltvedtak.

Kostnadsoverslagene under tar i stor grad utgangspunkt i at det skjer en utskifting av de aktuelle ozonreduserende stoffene med alternative stoffer. I praksis vil en slik prosess føre til at det utvikles ny teknologi og bedre alternativer som ofte fører til at kostnadene ved virkemiddelbruken blir noe lavere enn de mer statiske anslagene. Kostnadstallene nedenfor kan derfor i stor grad betraktes som maksimale anslag.

Kostnader ved å regulere KFK-bruken ved forskrift var i «Tiltaksplanen for reduksjon av norsk KFK-forbruk» av 21.03.1988 grovt anslått til i størrelsesorden 62-180 mill. kroner pr. år over en 8-års periode. I planen ble det forventet at den teknologiske utviklingen ville medføre at kostnadene ville bli lavere enn det som var anslått. Under utarbeidelsen av «KFK-forskriften» ble det også regnet på de samfunnsøkonomiske konsekvensene forbundet med å iverksette forskriften. Da ble kostnadene anslått til å være 65 mill. kroner pr. år. Det ble antatt at disse anslagene var en øvre grense for kostnadene og at det ville bli størst kostnader på bruksområdet polyuretan skum (38 mill. kroner). Spesielt ville dette gjelde isoleringen av kjøleskap. For produksjon av XPS-skum og på områdene rensing og avfetting ble kostnadene anslått til henholdsvis 10,5 og 11 mill. kroner. Det er bransjene selv som har måttet dekke kostnadene ved KFK-reguleringen.

Disse beregningene omfattet ikke kostnadene ved ombygging av eksisterende kuldeanlegg fordi da tiltaksplanen ble laget, var det ikke internasjonale krav om utfasing av KFK. Når importen av KFK til Norge stanses, vil brukerne måtte konvertere til erstatningsstoffer pga. mangel på KFK. Denne konverteringen vil innebære at anlegg vil måtte bygges om, evt. skiftes ut før anleggets «levetid» er over. Samlede kostnader ved å bygge om de kuldeanleggene som fins i Norge antas å være minst en milliard kr. Det vil være bransjene selv som vil måtte dekke disse kostnadene.

Før haloner til brannslokningsformål ble innarbeidet i forskriften, foretok SFT en kostnadsvurdering av dette. De totale kostnadene ved å avvikle bruken av halon i Norge ble anslått til 90 mill. kroner frem til år 2000. Inkludert i dette var det beregnet at det kom til å bli brukt ca 40 mill. kroner til destruksjon av brukt halon. De nye bestemmelsene i Montrealprotokollen har imidlertid åpnet for fri handel med resirkulert materiale, og derfor vil det på kort sikt ikke være behov for destruksjon av norsk halon. Kostnadene som følge av reguleringen av halon vil hovedsakelig falle på eierne av faste brannslokkeanlegg.

Bruk av karbontetraklorid i Norge er begrenset, både mht mengder og bruksområder. De administrative kostnadene ved å innføre foreslåtte forskrift om karbontetraklorid er av SFT derfor anslått som små (i størrelsesorden 26.000 kr pr. år). I den kost-nytte-analysen som ble utført av SFT i forarbeidet til forskriftsforslaget, ble det påpekt at forskriften ikke forventet å medføre videre økonomiske konsekvenser for brukergruppene.

De totale kostnadene ved utfasing av tetraklormetan er av SFT anslått til i størrelsesorden 200 mill. kroner. Hovedandelen av disse kostnadene (rundt 60 %) vil være på området avfetting av metall og elektroniske komponenter til bruk i teknologibedrifter. De administrative kostnadene, som av SFT er anslått til totalt rundt 1 mill. kroner over en periode på 25 år, vil måtte dekkes av miljøvernmyndighetene. De øvrige kostnadene vil de aktuelle bransjene selv måtte dekke.

27.2.2 Vurdering av virkemidler på ozonområdet

Gjennomgangen i *"Oversikt over miljøproblemet og arbeidet på området"* i avsnitt 27.1 viser at mange ulike virkemidler har vært benyttet for å redusere KFK- og halonforbruket. Hovedvekten har imidlertid vært lagt på bruk av administrative virkemidler, hvor forskrifter, informasjon, frivillige tiltak og samarbeid mellom myndighetene og bransjene har stått sentralt.

Ozonområdet er kjennetegnet ved at Norge er bundet av internasjonale avtaler som for de fleste stoffene setter relativt korte utfasingsfrister og at målsettingene og utfasingstidspunktene er skjerpet flere ganger. I tillegg innebærer målsettingene for de fleste stoffene delmål med trinnvis reduksjon av forbruket frem mot en endelig utfasing. Dersom utfasingsperioden er kort, vil effektivitetstapet ved at tiltak ikke gjennomføres etter stigende kostnader være relativt beskjedent. I utgangspunktet bør kostnadseffektivitet være det viktigste kriteriet for valg av virkemidler for stoffer med lang utfasingstid (forutsatt tilstrekkelig styringseffektivitet). Hyppige delmål for reduksjoner i forbruket i nedtrappingsperioden (som f.eks. for KFK) tilsier imidlertid at styringseffektivitet også vil være viktig tidligere i nedtrappingsperioden dersom delmålene skal kunne nås med stor grad av sikkerhet. Kravet til styringseffektivitet vil øke jo nærmere utfasingstidspunktet man kommer.

Bakgrunnen for at det kun er KFK og halon som er regulert ved forskrift, er hovedsakelig fordi de andre stoffene ble innarbeidet i Montreal-protokollen på et senere tidspunkt, slik at man har hatt kortere tid på seg til å regulere disse. Norge satte også tidlig strenge nasjonale reduksjons- og utfasingskrav for KFK og haloner. Aktuelle reguleringsformer for de andre stoffene vil bli omtalt i *"Analyse av forslag til forbedringer av virkemiddelbruken og vurdering av nye virkemidler"* i avsnitt 27.3.

Bransjene som bruker KFK og halon er relativt begrenset og dette gjør at bransjene er forholdsvis enkle å ha oversikt over. Innenfor den enkelte bransje, særlig kuldebransjen, er det imidlertid mange produsenter som bruker KFK og halon som innsatsfaktor, og dermed mange brukere som kjøper produkter med disse stoffene.

27.2.2.1 Forskrift

En vurdering av kostnadseffektivitet i virkemiddelbruken på dette området er beheftet med noe mangelfulle kostnadsdata.

Hyppige delmål for reduksjoner i forbruket i nedtrappingsperioden kombinert med at både de norske målsettingene og kravene i Montrealprotokollen skal oppfylles med stor grad av nøyaktighet, tilsier, som nevnt over, at det vil være viktig å legge betydelig vekt på styringseffektivitet i virkemiddelbruken.

Forskrift med forbud mot bruk av KFK som drivmiddel i *spraybokser* ble innført fra 1.7.1981. Siden våre nasjonale reduksjonskrav da lå langt frem i tid, valgte man å begynne med innføring av virkemidler (forbud) på et bruksområde der kostnadene ved betydelige reduksjoner var lave. Som erstatningsstoffer for KFK i spraybokser fantes det allerede i 1981 relativt lett tilgjengelige og billige erstatningsmedier. På denne bakgrunn ville også en avgift på KFK i spraybokser sannsynligvis ha gitt omtrent de samme effekter. Det er ikke kjent hvilke kostnader overgangen til andre drivmiddel har generert og hvilke muligheter som fantes for reduksjon i bruken av KFK på andre anvendelsesområder, samt kostnadene ved en slik reduksjon. Det synes imidlertid som om kostnadene pr. kg redusert KFK-forbruk har vært forholdsvis lave ved innføring av forbud mot KFK i spraybokser. Forbudet førte til en halvering av KFK-forbruket fra ca 1800 tonn/år i 1979/80 til ca 900 tonn årlig i 1982/83. Sprayboksforskriften krevde i underkant av ett årsverk pr. år bl.a.

til dispensasjonsbehandling de fem første årene. Oppfølging av overtredelse, bl.a. med anmeldelser, har vært og er fremdeles nødvendig.

Sprayboksforskriften har imidlertid vært enkel og veldefinert slik at styringseffektiviteten har vært god sett i forhold til innsats og oppnådde KFK-reduksjoner.

Etter 1983 økte forbruket av KFK fordi bruken av KFK økte på andre bruksområder utenom «sprayboks-området», hovedsakelig innenfor skumplastproduksjon som følge av omfattende aktivitet i bygningsbransjen. KFK-forbruket i 1986 var således vokst til vel 1400 tonn. For øvrig var forbruket av haloner i 1986 på 151 tonn. Siden Norge i 1988 ble internasjonalt forpliktet til å redusere forbruket av KFK og halon, ble det nødvendig å regulere KFK og haloner for at vi skulle oppfylle forpliktelsene. Man valgte forskrift som reguleringsform (avgift ble vurdert, se ovenfor). KFK-forskriften ble fastsatt 21.01.1991 og revidert 22.07.91 og 26.08.92. Den er et viktig virkemiddel for å kontrollere produksjon/import/eksport og bruk av KFK og haloner, samt KFK- og halonholdige produkter. Etter at den nye forskriften ble innført, gikk forbruket av KFK ned år for år til ca. 290 tonn i 1992. Allerede i 1992 hadde vi oppfylt Montrealprotokollens krav om 75 % reduksjon innen 01.01.1994 i forhold til 1986-nivået. Også halonforbruket er trinnvis redusert, og målet om utfasing innen 01.01.1994 er nådd.

Manglende og til dels sprikende kostnadsdata og usikkerhet om utviklingen av alternativer gjør det vanskelig med sikkerhet å vurdere i hvilken grad reguleringen av KFK-og halon-forbruket de senere år har vært kostnadseffektiv. Se mer om kostnader i *"Oppnådde miljøresultater og kostnader som følge av virkemiddelbruken."* i avsnitt 27.2.1. Teknologiutviklingen har gått raskt, meget raskere enn man regnet med da utfasingskravene ble satt. Det finnes derfor i dag erstatningsstoffer og alternative teknologier innen alle bruksområder. De kostnadsdata som foreligger tyder på at reduksjonskostnadene vil være høyere i bransjene kulde og vask/tøyrens enn i de bransjer som allererede har faset ut KFK-bruken, hovedsakelig pga. store ombyggingskostnader ved å gå over til alternative stoffer.

I Norge reguleres også *bruken* av KFK og haloner og ikke bare produksjon og forbruk av stoffene. Slik sett går vi lengre enn Montreal-protokollen forplikter oss til. I dagens virkemiddelbruk er hensynet til fleksibilitet søkt ivaretatt gjennom adgangen til å gi dispensasjon fra det generelle bruksforbudet på de områdene hvor det er mest kostbart å legge om KFK-bruken til alternative stoffer. Dette har gjort det nødvendig med en relativt omfattende behandling av mange dispensasjonssøknader, hvor miljøvernmyndighetene bl.a. har måttet vurdere i detalj på hvilke områder det vil være mest nødvendig fortsatt å bruke stoffene, og som det derfor vil være aktuelt å gi dispensasjon for.

Begrunnelsen for å regulere *bruken* var bl.a. å hindre at de regulerte stoffene tas i bruk på nye områder. Dette kan i utgangspunktet sees som lite effektivt da det kan være potensielle nye områder hvor bruken av disse stoffene kan være mer lønnsom. For å minimere mulighetene for effektivitetstap i økonomien er det derfor gitt anledning til å søke om dispensasjon for bruk av KFK på nye områder.

En annen begrunnelse for bruksregulering av KFK og halon er for å tilstrebe at de regulerte importerte kvanta av disse stoffene blir kanalisert dit nytten er størst.

Regulering av bruken har imidlertid ført til få konkurransemessige ulemper for norske bedrifter vis a vis utenlandske konkurrenter som ikke har vært pålagt slike restriksjoner. På det innenlandske markedet gjelder dette fordi det har vært importforbud av utenlandske produkter som inneholder KFK og haloner. For skumbedrifter som har konkurrert på det utenlandske markedet ble det t.o.m. 1991 gitt dispensasjon for å bruke KFK i produktet, slik at disse bedriftene kunne konkurrere på lik linje med utenlandske bedrifter. Nå har også de utenlandske bedriftene som har kon-

kurrert med de norske bedriftene, i stor grad lagt om produksjonen til å bruke alternative stoffer for KFK.

Tidligere har reguleringen av bruksområder hatt en viss miljøeffekt fordi den kvoten KFK/halon som Norge kunne disponere har vært relativt stor i forhold til den mengden som skulle til for å dekke de områdene som det var hensiktsmessig å gi dispensasjon for. Fremover vil imidlertid reguleringen av bruksområder for KFK/haloner ha begrenset miljøeffekt fordi den KFK-kvoten som Norge nå kan disponere er relativt liten. Siden det vil være tillatt å etterfylle KFK og halon i kuldeanlegg som var installert før 01.07.1991, vil de mengdene som importeres og som er i landet etter utfasingstidspunktet bli brukt til dette formålet. En slik tillatelse til etterfylling av anlegg bidrar imidlertid til at kostnadene for brukerne ved forskriften blir mindre enn det ellers ville ha blitt, ved at det gir brukerne mulighet til å utsette fornyelse av realkapitalen.

Kostnadsdataene som foreligger bekrefter langt på vei at myndighetenes dispensasjonsordning har fungert relativt effektivt siden reduksjonskostnadene er høyest der hvor dispensasjon er gitt. De berørte bransjer har gitt uttrykk for at myndighetene har ført en fleksibel politikk hvor det har vært relativt greit å få dispensasjon for de områder hvor dette har vært ansett nødvendig.

Dispensasjoner som har vært/blir gitt er både tidsbegrenset og mengdebegrenset. I tillegg må søkeren fremlegge en utfasingsplan. Dette vil begrense at ordningen virker som en «sovepute» for bedriftene, ved at de ikke får tilstrekkelig incitamenter til å utvikle og ta i bruk alternative løsninger. En slik situasjon kunne ha ført til at oppmerksomheten og innsatsen i større grad hadde blitt rettet mot å få dispensasjon i stedet for å ta i bruk alternativer. En avgift på de dispensasjoner som gis ville kunne bidratt til å minimere omfanget og samtidig stimulere til reduksjoner i forbruket også på de områder som har dispensasjon. Det er imidlertid etter utvalgets vurdering ikke aktuelt å iverksette en slik ordning for regulering av KFK siden dette stoffet er faset ut fra 1.1.1995. Se *"Analyse av forslag til forbedringer av virkemiddelbruken og vurdering av nye virkemidler"* i avsnitt 27.3 for nærmere omtale av et system med slik kombinert virkemiddelbruk.

Miljøvernmyndighetene har brukt forbudet aktivt for å sikre at Norge oppfyller de internasjonale og nasjonale reduksjonsmålene. Som nevnt innledningsvis innebar reduksjonsmålene på KFK en trinnvis reduksjon av forbruket frem mot den endelig utfasingen 1.1.1995. Dette tilsier at styringseffektivitet har måttet veie tungt ved valg av virkemiddel og tyngre enn hensynet til å få til en nedtrapping av bruken av KFK og halon etter stigende kostnader.

Forskriftens bestemmelser om full myndighetskontroll over bl.a. import og eksport av *råvare* virker styringseffektivt. Ved innvilgelse av importtillatelse til importørene har det blitt gitt mengdebegrensinger i importen for å oppnå reduksjonsmålene. For at miljøvern@myndighetene skal kunne avgjøre om tillatelse til import og eksport kan gis og å beregne omfanget av dette, må bedriftene søke om tillatelse for hvert år, samt opplyse om bl.a. tidligere års import. Importørene har blitt tildelt kvoter på bakgrunn av deres relative historiske markedsandeler. Potensielle nye importører har ikke kunnet få tildelt slike kvoter dersom ingen av de tidligere registrerte importørene har redusert importen mer enn de tildelte kvotene. Dette kan ha gitt de begunstigede importørene relativt stor markedsmakt. Alternativt kunne en tenke seg et system hvor kvotene ble auksjonert bort.

Siden det kun er ca. 15 importører i dette markedet har imidlertid saksbehandlingen vært oversiktlig og lite ressurskrevende, og det har krevd relativt små ressurser å kontrollere og styre dette.

Kontroll av at KFK-forskriften overholdes er nødvendig for at respekten for forbudene ikke skal undergraves og for at forbudet skal være effektivt. Kontroll av

importen av *ferdigvarer* med KFK/haloner og bruk av stoffene i norsk produksjon er en effektiv ordning mht at bransjen overholder reguleringene. Men da de omfatter all bruk på et utall små bruksområder, krever de imidlertid grundig oppfølging fra miljøvernmyndighetene bl.a. i form av omfattende saksbehandling i forbindelse med dispensasjoner og oppfølging av overtredelser de første årene etter innføringen av forbudet. Miljøvernmyndighetene bruker 2-3 årsverk for å administrere forskriften.

Industrien er sterke tilhengere av forbud mot ferdigvareimport og kontroll av innenlands bruk slik at ingen bedrifter oppnår konkurransefortrinn. Kontroll av at KFK-forskriften overholdes gir god styringseffektivitet i og med at innsatsen virker preventivt ved at aktørene ser at overtredelser blir oppdaget. På grunn av egeninteressen knyttet til faren for konkurransevridning følger industrien selv opp med tips og opplysninger til miljøvernmyndighetene om mulige overtredelser av importforbudet. Resultatene fra stikkprøvekontrollene som SFT foretok i 1992 og i 1993 tyder på at norsk industri overholder forskriften.

Norge ser ut til å nå miljømålene med god margin. Dersom norsk politikk på området hadde vært at vi ikke skal redusere forbruket av stoffene mer enn det vi er internasjonalt forpliktet til, kan doseringen av virkemiddelbruken på området ha vært noe sterk. På bakgrunn av at kunnskapen om kostnader og alternativer imidlertid er noe mangelfull, kan det være vanskelig å finne den optimale doseringen. Til tross for en del svakheter med forskriften som det ovenfor har vært redegjort for, kan det sies at forskriften har vært og er et relativt effektivt virkemiddel.

27.2.2.2 Avgift

Som nevnt innledningsvis gjorde Stortinget et prinsippvedtak om å innføre en *avgift* på KFK og haloner fra 01.07.1990. For 1990 og 1991 var således det viktigste virkemiddelet på dette området en trussel om avgift, frem til forskriften ble innført i 1991. I de siste årene har det for kuldebransjen imidlertid i realiteten vært en avgift på KFK, gjennom et frivillig bransjepålagt gebyr (jf. *"Kontakt mellom myndigheter og bransje"* i kap 27.1.4.5).

En avgift ville i utgangspunktet lettere sikre en kostnadseffektiv tilnærming og nødvendig fleksibilitet, samtidig som den ville innebære en sterkere stimulans til å redusere forbruket på alle områder enn en forskrift ville ha gjort. En avgift vil lettere kunne stimulere til at utslippsreduserende tiltak iverksettes der dette koster minst og at bransjer går over til alternative stoffer som vil bli mindre kostbare enn de avgiftsbelagte stoffene.

Administrasjonskostnadene ved dette virkemidlet ville også forventes å bli lavere enn ved en forskrift. En avgift på KFK og haloner ville ha slått forskjellig ut kostnadsmessig mellom ulike bransjer avhengig av hvor stor andel disse stoffene ville ha utgjort av de totale produksjonskostnadene.

En avgift kan imidlertid føre til konkurransevridning mellom norske og utenlandske produkter (særlig aktuelt i fht. skumplastprodukter) hvor det f.eks. er brukt KFK under produksjonsprosessen i utlandet (forutsatt at en ikke har avgift på KFK i det landet varen er produsert). De utenlandske produkter (som har billigere produksjonsprosess med KFK) kan derfor bli billigere enn norske produkter dersom avgift ikke legges på import av tilsvarende produkter.

Effekten av en avgift er avhengig av nivået på avgiften og kostnadene ved å redusere de miljøskadelige utslippene (som bl.a. avhenger av mulighetene for å bruke alternative stoffer). Som eksempel kan det nevnes at returgebyret på kjøp av ny KFK til kuldeanlegg på 55 kr/kg KFK (jf. Returprosjektet omtalt under *"Kontakt mellom myndigheter og bransje"* i avsnitt 27.1.4.5) ikke reduserte KFK-forbruket i

kuldeanlegg nevneverdig i forhold til andre bruksområder (KFK-forbruket i kuldebransjen var i 1986 ca. 310 tonn og i 1993 ca. 170 tonn), mens KFK forbruket på de andre bruksområdene (hvor det ikke har vært gebyr) var totalt 1100 tonn i 1986 og ca. 80 tonn i 1993). For at en avgift skulle ha hatt den nødvendige effekt på bruk i kuldesektoren måtte den sannsynligvis ha vært vesentlig høyere. Det kan nevnes at det i USA er innført en avgift på KFK som startet på 25-30 kr/kg, men som økes etter hvert som utfasingsfristen nærmer seg. En annen mulighet er å innføre en høy avgift umiddelbart. Naturvårdsverket i Sverige har foreslått en avgift på 300 kr/kg HKFK (som er et alternativt stoff til KFK) for å senke bruken av HKFK samtidig som de har innført forbud på noen bruksområder. Denne avgiften tilsvarer opp til 10 ganger kostprisen av HKFK som råvare. Samtidig har de foreslått en avgift på 600 kr/kg KFK for å unngå at bruken dreier tilbake til KFK. Dette tilsvarer opp til 20 ganger kostprisen på KFK som råvare. Dette kan gi en pekepinn på det nivå man sannsynligvis må legge seg på dersom bruksmønsteret skal påvirkes tilstrekkelig for å nå målene uten andre reguleringer.

Som nevnt innledningsvis skal både KFK og halon snart fases ut. Styringseffektiviteten og stabiliteten i forhold til allerede etablerte virkemidler må derfor etter utvalgets vurdering tillegges stor vekt ved valg av virkemiddel.

I ettertid har en ved gjennomføring av tiltak for å oppfylle Montrealprotokollen og de norske målsettingene sett at det har vært mulig med reduksjoner til forholdsvis lave kostnader innenfor andre bruksområder enn sprayboksområdet, i form av bedre drift av anlegg etc. Dette viser at kunnskapen om kostnadene ved reduksjonstiltak på dette området har vært og er mangelfulle og tilsier at det burde ha vært aktuelt å bruke avgift i en tidlig fase i den periode KFK ble regulert. Siden dette stoffet fases ut i 1995 er det imidlertid etter utvalgets vurdering ikke aktuelt å innføre en avgift nå.

27.2.2.3 Informasjon

Miljøvernmyndighetene har bevisst brukt *informasjon* som virkemiddel på dette området, for å motivere de aktuelle bransjene til å redusere KFK- og halonforbruket.

I og med at det på dette området dreier seg om en relativt oversiktlig bransje (med unntak av kuldebransjen), er bransjen forholdsvis enkel å nå med informasjon.

Hovedmengden av informasjonen fra miljøvernmyndighetene er knyttet til opplysninger om tiltak og reguleringer, samt informasjon om selve miljøproblemet og forskningsresultater. Informasjon er svært viktig i kombinasjonen med innføring av nytt regelverk, og i en slik kombinasjon vil informasjonen være styringseffektiv. Ved valg av avgift som hovedvirkemiddel på området ville informasjonsbehovet trolig vært mindre.

Hovedmengden av informasjonen har vært rettet mot yrkesmessig bruk av stoffene. Myndighetene har brukt lite ressurser på informasjon til forbrukerne for å endre holdninger/påvirke valg av produkter, m.v. Det har imidlertid vært stor offentlig debatt omkring ozonreduksjonen og dette har vært med på å påvirke og bevisstgjøre forbrukerne. I og med at man har innført et forbud mot bruk av KFK og haloner i produkter, skulle forbrukerne slippe å kontrollere produktene selv.

Bransjene har i tillegg fått en del midler fra miljøvernmyndighetene slik at de har kunnet drive informasjon selv. Bruken av KFK er som nevnt fordelt på mange små enheter, som hver for seg har små ressurser og liten oversikt over omstillingsmulighetene. Dette har ført til at deler av bransjen er blitt mer involvert og engasjert i problemstillingen. Samtidlig har dette virket slik at deler av bransjen tar mer ansvar selv. Dannelsen av KFK- Brukernes Fellesutvalg (KBF) er i denne sammenheng viktig. Gjennom denne organisasjonen tok bransjen etter hvert et betydelig

ansvar for å informere brukerne og også til en viss grad for å skaffe oversikt over og utvikle nye muligheter. Organisasjonen har også gjort det lettere for myndighetene å samarbeide med bransjen.

Informasjon om alternative stoffer for ozonreduserende stoffer har vært viktig, men blir raskt uaktuelt i og med at nye alternativer stadig dukker opp.

På dette området vurderes informasjon som et styringseffektivt virkemiddel dersom administrative og/eller økonomiske virkemidler ventes eller allerede er innført.

Alt i alt har miljøvernmyndighetene brukt ca.1-2 mill. kroner til informasjon.

Det er ikke mulig å vurdere effektiviteten av dette virkemiddlet siden det ikke er gjennomført noen egen vurdering av effekten av informasjonen. Siden informasjonsvirksomheten oftest har forekommet i tilknytning til innføring/bruk av andre virkemidler, har det vært vanskelig å måle effekten av dette virkemidlet alene.

27.2.2.4 Teknologiutvikling

I og med at Norge var tidlig ut med å regulere KFK og til dels har hatt strengere målsetting enn de gjeldende internasjonale forpliktelsene, begynte industrien tidlig å tilpasse seg reguleringene gjennom målrettet satsing på å utvikle nye, alternative produkter. Tilskudd til miljøteknologiutvikling er brukt i avviklingen av KFK og haloner. Det er et stort behov for å utvikle alternativer som er miljøvennlige og som ikke kommer i konflikt med regelverket i internasjonale avtaler. Fra 1990 til og med 1993 har myndighetene totalt brukt 18 mill. kroner som tilskudd til teknologiutvikling, hovedsakelig til støtte til enkelte prototypanlegg. Dette har bl.a. bidratt til at det er blitt utviklet en maskin for rensing av elektroniske komponenteret og utviklet et alternativ til halon ved brannslokking i maskinrom i båter som er blitt prisbelønnet internasjonalt og har fått forholdsvis stor oppmerksomhet i utlandet.

Dette virkemidlet kan imidlertid virke konkurransevridende fordi bedrifter som får tilskudd kan utkonkurrere andre bedrifter som ikke har råd til å investere i tilsvarende teknologi uten offentlig støtte. Som eksempel kan nevnes at miljøvernmyndighetene har bevilget kr. 700.000 til en renseribedrift (Kvalheim Vask) som har investert i ny teknologi for å klare seg uten KFK. Norsk Renseri- og Vaskeriforbund har sagt offentlig at de mener at dette tilskuddet vil føre til at denne renseribedriften utkonkurrerer andre bedrifter.

På området ozonreduserende stoffer, i første rekke innen KFK-bransjen, er det åpnet opp for et nytt markedspotensial m.h.p. teknologiutvikling. Norge som har svært god kompetanse (også i verdenssammenheng) på området miljøvennlige og naturlige kuldemedier, bør utnytte dette markedspotensialet. Hvis den norske verkstedindustrien klarer å utnytte denne muligheten, kan det føre til vekst i denne næringen, som igjen kan gi flere arbeidsplasser i tillegg til et bedre miljø. Det potensielle markedet både hjemme og ute er omfattende. Det kan være hensiktsmessig å bruke statlige midler til grunnfinansiering innen teknologiutvikling på dette området hvor Norge allerede har god kompetanse og har mulighet til å være tidlig ute på markedet med ny teknologi til konkurransedyktige priser. Når grunnfasen for forskning og teknologiutvikling er passert, kan industrien selv finansiere den videre utviklingen mot endelige produkter.

Det er for tidlig å gi en mer utdypende vurdering av effektiviteten av å gi tilskudd.

27.2.2.5 Andre virkemidler

Frivillige bransjeavtaler (avtaler mellom myndigheter og bransjen) kan i visse sammenhenger være velegnet som virkemiddel. Bortsett fra erfaringene fra en nordisk avtale i 1988 mellom mykskumprodusentene, har man på dette området ingen erfaringer med slike avtaler.

Frivillige bransjeordninger (avtaler innen bransjen) kan supplere eller støtte opp under myndighetenes virkemiddelbruk. Frivillige bransjeordninger vil ikke involvere forpliktende deltagelse fra myndighetenes side.

Renseribransjen har etablert en frivillig miljøgodkjenningsordning for de renseriene som har bestått en nærmere definert prøve i å minimalisere KFK-forbruket og perkloretylen-forbruket. Miljøvernmyndighetene er ikke involvert i denne ordningen som foreløpig ser ut til å fungere etter hensikten.

Kuldebransjen har etablert et eget mottakssystem (Returprosjektet) for brukt KFK siden brukerne er forpliktet til å levere brukt KFK til godkjent mottakssystem, eventuelt importør/leverandør eller innsamler av spesialavfall. Returprosjektet har midler (pga. frivillig gebyrordning) til å bekoste destruksjon av brukt KFK. Det er kun samlet inn begrensede mengder KFK i prosjektet slik at den miljømessige effekten hittil har vært liten.

27.3 ANALYSE AV FORSLAG TIL FORBEDRINGER AV VIRKEMIDDELBRUKEN OG VURDERING AV NYE VIRKEMIDLER

Det er i *"Vurdering av virkemiddelbruken på ozonområdet og behovet for endringer"* i avsnitt 27.2 påvist en del mangler med den nåværende forskriften som regulerer KFK og haloner. Haloner og KFK er i dag faset ut, og det er derfor ikke aktuelt å ta i bruk nye virkemidler eller å endre forskriften for disse stoffene som allerede er regulert.

Stoffer med kort utfasingstid – eksempel Metylkloroform og HBFK – *Metylkloroform* skal fases ut innen 1.1.1996 og skal reguleres ved forskrift (jf. St.prp. nr. 71, 1992-1993).

HBFK skal også fases ut innen 1.1.1996. Det vil også her etter utvalgets vurdering være lite aktuelt å innføre avgift først for så å gå over til forskriftsbestemmelser (absolutt forbud) etter en kort periode.

Stoffer med lang utfasingstid – eksempel HKFK

HKFK skal etter dagens mål utfases trinnvis over en lang tidsperiode. Tidshorisonten er foreløpig frem til 2030, men EUs og dermed Norges utfasingstidspunkt er 2015.

Det er ventet at HKFK-mengden i Norge om få år vil være begrenset og man bør sikre seg at denne mengden blir brukt på områder hvor samfunnet har størst nytte av stoffet. En reguleringsform kan være *avgift* som sikrer en kostnadseffektiv tilnærming. På den annen side skal HKFK-forbruket i Norge stabiliseres allerede i løpet av 1995. Styringseffektiviteten ved valg av virkemiddel er således viktig for å sikre stabiliseringskravet selv om utfasingsperioden er lang. En eventuell avgift må derfor være så høy at målet kan nås, jf. omtalen av det svenske forslaget i *"Avgift"* i avsnitt 27.2.2.2. Utfasing av HKFK skal som nevnt over foregå etter en gradvis nedtrapping av forbruket (se tabell 27.1 i *"Vedtatte miljømål og internasjonale avtaler"* i avsnitt 27.1.3 foran). Bruk av avgift kan føre til over- eller underoppfyllelse av målene siden effekten av avgift kan være vanskelig å forutse. En eventuell «overdosering» av avgiften kan medføre økte samfunnsøkonomiske kostnader i forhold

til mer styringseffektive virkemidler som kvoter eller forskrift. Dette avhenger imidlertid av hvor slavisk et slikt trinnvis nedtrappingsmål skal følges.

En annen reguleringsform kan være *bruk av omsettelige kvoter*. Et slikt system vil, noe avhengig av utforming, kunne ha de samme egenskaper som en avgift mht kostnadseffektivitet, og kan være mer styringseffektivt ved at totalforbruket kan fastsettes nøyaktig på grunnlag av de kvoter som utstedes. Kvotene må ut fra den trinnvise nedtrappingen være tidsbegrensede, og kan enten deles ut eller auksjoneres bort, f.eks. årlig. Det er likevel usikkert hvordan et slikt kvotesystem skal utformes i praksis.

Utvalget vil legge avgjørende vekt på at en helhetlig tilnærming tilsier at bruk av avgifter er det best egnede virkemidlet når det gjelder stoffer med lang utfasingstid. En avgift bør da opptrappes trinnvis i takt med reduksjonsmålene. Med trinnvise reduksjonsmål vil det måtte brukes tid på å tilpasse en avgift slik at det oppnås tilstrekkelig styringseffektivitet.

Slik EØS-avtalen og EU-regelverket i dag er utformet står Norge fritt til selv å velge virkemidler på dette området. EØS-avtalen legger opp til en ny gjennomgang av dette miljøproblemet i løpet av 1995. EU har imidlertid vedtatt et generelt forbud mot HKFK på alle bruksområder som ikke har unntak. Utvalgets konklusjon om avgift som det mest kostnadseffektive virkemidlet når det gjelder stoffer med lang utfasingstid må derfor tilpasses de krav som kan komme gjennom den inngåtte EØS-avtalen og gjennom EUs virkemiddelbruk på området.

Et aktuelt alternativ er da *regulering i form av forbud v.h.a. forskrift*. Vesentlig i denne sammenheng er at EU har vedtatt en forordning som innebærer et forbud mot *bruk* av HKFK på flere områder. Viktige områder som ikke omfattes av dette bruksforbudet er kjøleanlegg, laboratoriebruk, skumproduksjon, rensemidler ol. I prinsippet vil Norge gjennom vår nasjonale målsetting være bundet til å følge en slik forordning.

Ved innføring av en eventuell forskrift kan det i tillegg eventuelt pålegges avgift pr. kg HKFK i de tilfeller der dispensasjon innvilges. Dispensasjon fra forskriften gis etter nøye vurdering, men det vil ofte være vanskelig for miljøvernmyndighetene å vite nøyaktig hvilken mengde ozonreduserende stoffer det er hensiktsmessig å innvilge dispensasjon for. En avgift på den mengde ozonreduserende stoffer som får dispensasjon, vil, dersom den er dimensjonert riktig, ytterligere bidra til at forbruket ikke blir høyere enn ønsket. Dette vil også bidra til at industriens innsats for overgang til alternativer blir ytterligere stimulert.

KAPITTEL 28

Akutte forurensninger generelt, samt driftsutslipp til vann fra skip og petroleumsvirksomheten

Innledning

I forurensningsloven defineres akutte utslipp som forurensninger av betydning som inntrer plutselig, og som ikke er tillatt i henhold til loven (§ 38). Det er ikke noe skarpt skille mellom akutte og andre utslipp, og i utgangspunktet gjelder bestemmelsene i forurensningsloven for alle typer forurensninger. Imidlertid er det karakteristiske trekk ved akutte utslipp som gjør det hensiktsmessig med en selvstendig behandling av denne typen miljøproblemer. Bl.a. er forebygging, varsling og beredskap spesielt viktig. Videre har erstatning som virkemiddel større praktisk betydning her enn i forhold til andre utslipp.

Utvalget har funnet det hensiktsmessig å plassere driftsutslipp til vann fra skip og petroleumsvirksomheten i samme kapittel som akutt forurensning. Skipsfarten og petroleumsvirksomheten er de viktigste kildene til akutte forurensninger i Norge gjennom akutte oljeutslipp til vann. Driftsutslippene til luft fra skip (hovedsakelig CO_2 , NO_X og SO_2) og fra petroleumsvirksomheten (hovedsakelig CO_2 , NO_X , VOC og metangass) behandles derimot ikke her, men i *"Klimaendringer"* i kapittel 26 om klimaendringer (CO_2 og metangass) og *"Langtransporterte luftforurensninger"* i kapittel 25 om langtransporterte luftforurensninger (NO_X , SO_2 og VOC).

Akutte utslipp av radioaktive stoffer fra kjernekraftverk og tilknyttet industri (reprosessering) og transport, er en alvorlig forurensningstrussel, men behandles ikke i denne utredningen fordi utvalget i første rekke fokuserer på norsk virkemiddelbruk.

28.1 OVERSIKT OVER MILJØPROBLEMENE OG ARBEIDET PÅ OMRÅDET

28.1.1 Beskrivelse av miljøproblemene

Akutte forurensninger

Akutte utslipp kan være utslipp til vann, luft og jord av alle slags stoffer. Det er store variasjoner i utslippskildenes karakter. I prinsippet kan de fleste forurensere tenkes å forårsake akutte utslipp. Det er derfor vanskelig å si noe generelt om miljøproblemene som akutte utslipp kan forårsake. Mest vanlig i Norge er akutte oljeutslipp til sjø. Her vil det derfor kun bli gitt en beskrivelse av oljeutslippenes miljøkonsekvenser. Når det gjelder virkningen av andre typer akutte forurensninger, henvises til beskrivelsen av miljøproblemene under de andre innsatsområdene, som f.eks. *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22 om miljøgifter. Etter hvert som ordinære utslipp reduseres, blir akutte utslipp relativt sett viktigere.

Konsekvensene i naturmiljøet av akutte oljesøl vil variere svært mye fra situasjon til situasjon. Konsekvensene avhenger ikke primært av utslippets størrelse, men av omstendighetene for øvrig. F.eks. hadde utslipp av i underkant av 40 000 tonn råolje fra Exxon Valdez i Alaska i 1989 omfattende biologiske skadevirkninger, mens skadevirkningene forårsaket av det dobbelt så store utslippet fra Braer ved Shetland i 1993 ble vesentlig mindre. Viktige omstendigheter i tillegg til utslippsmengden vil være utslippskildens nærhet til land, oljetype, tilstedeværende biologiske ressurser (fugl, fisk, strandtype), vindstyrke, vindretning og beredskapstiltakenes effektivitet.

Viktigste effekter av oljesøl på sjøplanter, dyr og fugler er hindret opptak av livsviktige gasser og næringsstoffer, samt tap av isolerende og vannavstøtende egenskaper. Egg og larver av fisk, plankton, sjøfugl og havoter er eksempler på særlige utsatte organismer og artsgrupper. Videre vil oljeutslipp kunne ha skadevirkninger for akvakulturanlegg.

Akutte oljesøl har i første rekke lokale miljøkonsekvenser, men sammen med driftsutslippene av olje bidrar de akutte utslippene også til et forhøyet nivå av olje i vannmassene, noe som kan sies å være et regionalt miljøproblem (se nærmere om dette i tilknytning til driftsutslippene fra petroleumsvirksomheten).

Statens forurensningstilsyn (SFT) mottar årlig ca. 500 meldinger om akutte oljeutslipp, hvorav de fleste er små. Ca. 10 % av utslippene er over 5 tonn.

Driftsutslipp fra petroleumsvirksomheten og fra skip

Utslipp av oljebaserte borevæsker i forbindelse med *petroleumsvirksomheten* har medført oljeforurensning av sjøbunnen. Denne kilden til oljeutslipp er nå langt på vei eliminert pga. restriksjoner på utslipp av oljeholdig borekaks. Oljeinnholdet i bunnsedimentene rundt plattformene er derfor på vei ned.

Under videreforedlingen av råolje og gass produseres det vann, sammen med oljen. Det produserte vannet, som alltid vil inneholde en del olje, slippes ut i havet. Etter hvert som oljefeltene blir eldre, produserer de stadig mer vann. Dermed øker også oljeutslippene. I 1993 var driftsutslippene av olje fra installasjonene på norsk sokkel ca. 750 tonn.

Stans i utslippene av oljebaserte borevæsker og oljeutslippene i forbindelse med økt fjerning av vann fra oljeproduktene, vil trolig medføre at skader på bunnlevende dyr avtar, mens belastningen på organismer som lever i vannmassene kan øke. Dermed kan det sies at forurensningene fra offshorevirksomheten beveger seg fra å vurderes som et lokalt miljøproblem til også å vurderes ut fra regionale miljøkonsekvenser.

Når det gjelder utslippene av kjemikalier fra offshorevirksomheten, har det i de senere år vært en stigning. Imidlertid er utslippet av de mest skadelige kjemikaliene redusert. Utslippene av kjemikalier var i 1993 ca. 186 000 tonn, hvorav 183 000 tonn stammet fra boringen og 3000 tonn fra produksjon og rørledninger. (SFT 1994).

I forbindelse med driften av *skip* skjer det utslipp av olje og kjemikalier i form av oljeholdig drensvann fra maskinen, og ved spyling av skipenes tanker. Det foreligger i liten grad presise tall for størrelsen på disse oljeutslippene, men de beregninger som er foretatt tyder på at driftsutslippene av olje fra skip til norske farvann i betydelig grad overskrider driftsutslippene fra oljeinstallasjonene på norsk sokkel.

Når det gjelder skadevirkninger av oljeutslipp, henvises til beskrivelsen i avsnittet om akutt forurensning. En forskjell er imidlertid at driftsutslippene som regel er mer fortynnet enn akutte utslipp.

28.1.2 Årsakene til akutte utslipp

Akutte utslipp er i hovedsak utslipp som ikke er planlagte, men som skjer som følge av en eller annen irregulær omstendighet, f.eks. teknisk svikt, menneskelig svikt, mangelfulle rutiner ol. Ofte vil årsakene være et samspill mellom flere slike omstendigheter. Akutte utslipp kan imidlertid også være forsettlige, f.eks. når noen for å spare tid eller penger foretar ulovlig tømming av spesialavfall.

Når et akutt utslipp har skjedd, vil beredskapsopplegget for slike situasjoner kunne være av betydning for omfanget av skadevirkningene.

Fordi akutte utslipp kan skyldes alt fra feil i bedrifters renseanlegg, til tankbilulykker og plutselig lekkasje fra et husdyrgjødsellager, er det vanskelig å si noe mer generelt om årsaksforholdene. I det følgende gis i stedet en kort redegjørelse for årsakene til miljøproblemene vedrørende akutte oljeutslipp fra skip og petroleumsvirksomhet, fordi dette er praktisk viktig.

Blant de mest alvorlige akutte utslippene i Norge er det til nå *akutte oljeutslipp fra skipsfarten* som har forekommet hyppigst. Akutte utslipp fra skip skjer gjerne nær land. Det innebærer oftest stor sannsynlighet for landpåslag av olje, og at det er høy biologisk aktivitet i de berørte områdene.

Mange forhold er av betydning for sikkerheten, og følgelig ulykkesrisikoen, til sjøs. Viktige områder er: farled (los, fyr, merking, territorialgrense o.a), navigasjon, skipstekniske forhold (bl.a. skrogkvalitet), kontroll, overvåking, værforholdene og mannskapets kompetanse. Menneskelig svikt er trolig den direkte foranledning til over halvparten av ulykkene. Imidlertid virker den menneskelige faktor i samspill med de andre faktorene. F.eks. vil en dårlig merket farled stille desto større krav til mannskapet.

Utslipp etter skipsforlis skjer ikke nødvendigvis i umiddelbar sammenheng med forliset. Langs norskekysten ligger det flere *skipsvrak* med gjenværende olje som kan utgjøre en betydelig forurensningstrussel. Risikoen for slike utslipp er økende fordi vrakenes forfatning blir dårligere.

Utslipp fra skip kan også skyldes bevisste, ulovlige utslipp – hovedsakelig utslipp av oljeholdig vann ved spyling av oljetanker samt dumping av brukte smøreoljer og oljeholdig slam fra bunkerstanker. Disse utslippene later til å være økende.

Foruten Bravo-ulykken i 1977 har Norge ikke hatt store, akutte oljeutslipp fra *petroleumsvirksomheten*. Det forekommer imidlertid en rekke mindre utslipp fra petroleumsvirksomheten som følge av uhell og lekkasjer i forbindelse med driften.

Når det gjelder *oljevernberedskapen*, så vil suksessen til en oljevernaksjon avhenge av enkelte nøkkelfaktorer. Særlig viktig er hvor raskt oljevernressursene kommer til skadeområdet, utstyrets behandlingskapasitet samt mannskapets profesjonalitet og utholdenhet.

Risikoen for miljøskader som følge av akutte oljeutslipp er økende i de nærmeste årene. Aktuelle faktorer er eventuell økning i petroleumsaktivitet og skipsfart i nordlige og sårbare områder, økende skipsfart generelt og fortsatt økende gjennomsnittsalder for skip.

28.1.3 Målsettinger

Akutte forurensninger

Det er lite hensiktsmessig å operere med miljømål i vanlig forstand overfor akutte forurensninger. Dette fordi det er mange uforutsigbare faktorer som påvirker hyppighet og omfang av akutte utslipp. I arbeidet med å forebygge akutt forurensning og å utarbeide beredskapsopplegg benyttes det i stedet ulike strategier og prinsipper, som bl.a. er fastslått i St.meld nr. 25 (1993-94) Om norsk oljevern.

Driftsutslipp fra skip og petroleumsvirksomheten

I forhold til petroleumsvirksomheten foreligger det internasjonale krav til driftsutslipp til vann vedtatt innenfor rammene av Pariskonvensjonen. Et slikt krav er bestemmelsen om at oljeinnholdet i produsert vann ikke skal være høyere enn 40 mg pr. liter.

For driftsutslipp til vann fra skip foreligger det internasjonale utslippskrav fastsatt gjennom IMO. Se nærmere om IMOs regelverk i *"Virkemidler overfor driftsutslipp fra skip"* i pkt. 28.1.4.3 nedenfor.

28.1.4 Gjennomgang av virkemiddelbruken

28.1.4.1 Virkemidlene i forhold til akutt forurensning

Her vil det først bli redegjort generelt for virkemiddelbruken på dette området. Deretter gjennomgås de spesielle virkemidlene for forebygging av akutte utslipp fra henholdsvis skipsfarten og petroleumsvirksomheten. Til slutt vil virkemidlene i oljevernberedskapen bli utdypet.

Virkemidler overfor akutte utslipp generelt

Forurensningsforbudet i forurensningslovens § 7 første ledd rammer den som skaper *fare for* forurensninger og innebærer således en generell *plikt til å forebygge akutt forurensning*. Videre presiseres det i § 7 annet ledd at når det er fare for ulovlig forurensning, så skal den ansvarlige sørge for tiltak for å hindre at den inntrer. I en slik situasjon kan forurensningsmyndighetene gi pålegg om hvilke tiltak som skal iverksettes, jf. paragrafens fjerde ledd. For virksomheter som behøver utslippskonsesjon, kan det som vilkår for konsesjonen stilles krav om utslippsforebyggende tiltak (se *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 om konsesjonssystemet).

Forurensningslovens § 39 inneholder en bestemmelse om *varslingsplikt* ved akutt forurensning eller fare for slik forurensning. Varslingsplikten gjelder både for den ansvarlige og andre som måtte oppdage den akutte forurensningen. Varslingsplikten er utdypet i forskrift om varsling av akutt forurensning eller fare for akutt forurensning fastsatt av Miljøverndepartementet 9. juli 1992 i medhold av forurensningsloven. Forskriften inneholder bl.a. bestemmelser om hvilken myndighet som skal motta varsel ved ulike typer akutte utslipp.

I forurensningslovens § 40 første ledd fastsettes følgende *beredskapsplikt*:

> Den som driver virksomhet som kan medføre akutt forurensning skal sørge for en nødvendig beredskap for å hindre, oppdage, stanse, fjerne og begrense virkningen av forurensningen. Beredskapen skal stå i et rimelig forhold til sannsynligheten for akutt forurensning og omfanget av skadene og ulempene som kan inntreffe.

Paragrafens annet ledd gir forurensningsmyndighetene hjemmel til å fastsette nærmere krav til beredskapen enten i forskrift eller i enkeltvedtak.

Videre bestemmer forurensningslovens § 41 at forurensningsmyndighetene kan pålegge virksomheter som kan medføre akutte utslipp, å legge frem *beredskapsplaner* til godkjennelse.

I tillegg inneholder forurensningslovens §§ 43 flg. bestemmelser om *kommunal og statlig beredskap*. Det følger av § 46 at kommunen skal søke å bekjempe akutt forurensning dersom den ansvarlige ikke iverksetter tilstrekkelige tiltak. Ved større tilfeller av akutt forurensning eller fare for slik forurensning kan statlig myndighet helt eller delvis overta ledelsen av opprydningsarbeidet.

Når akutte utslipp har skjedd gjelder det en *opprydningsplikt* for den ansvarlige i henhold til forurensningslovens § 7 annet ledd.

Erstatningsreglene og *straffebestemmelsene* er praktisk viktige i forhold til akutte forurensninger, som pr. definisjon ikke er tillatt. At utslippene ikke er tillatt, innebærer bl.a. at det ikke er noe vilkår for erstatning at nabolovens tålegrense er

overskredet. I *"Regler om erstatning for forurensningsskade"* i avsnitt 4.3 er det gitt en nærmere redegjørelse for erstatningsreglene, mens straffebestemmelsene gjennomgås i *"Håndheving av regelverket"* i avsnitt 5.5.

Spesielt om virkemidler for å forebygge akutte utslipp fra skipsfarten

Ansvaret for det ulykkesforebyggende arbeidet vedrørende skip og skipstrafikk ligger hos sjøfarts- og fiskerimyndighetene.

Skipsfartens internasjonale karakter har medført et omfattende internasjonalt samarbeid om regelverket på dette området gjennom FNs skipsfartsorganisasjon IMO (International Maritime Organisation). IMO-konvensjonene inneholder regler om bl.a. skipenes bemanning, opplæring av mannskapet, farledstiltak samt skipenes konstruksjon og utrustning. Vedtak i IMO er som hovedregel utgangspunkt for implementering i norsk regelverk.

De norske reglene om *skipenes sjødyktighet og konstruksjon* er knyttet til Lov om Statskontroll med Skibes Sjødyktighed m.v. av 9. juni 1903 nr. 7 (Sjødyktighetsloven), som forvaltes av Utenriksdepartementet og Miljøverndepartementet med Sjøfartsdirektoratet som fagetat. Med hjemmel i Sjødyktighetsloven har Sjøfartsdirektoratet bl.a. fastsatt forskrift om hindring av forurensning fra skip m.m. av 16. juni 1983, som f.eks. inneholder pålegg om at nye oljetankskip skal ha adskilte ballasttanker. Denne forskriften er for øvrig også sentral i forhold til driftsutslipp fra skip (se nedenfor).

Norge har i svært liten grad nasjonale krav til skipenes sikkerhet som er strengere enn IMO-standardene.

Når det gjelder tilsyn og kontroll med farvann og havner, herunder *statens havne-, fyr- og lostjeneste*, ligger myndighetsansvaret hos Fiskeridepartementet med Kystdirektoratet som fagorgan. De aktuelle lovene på dette området er lov om havner og farvann m.v. av 8. juni 1984 nr. 51 og lov om lostjenesten m.v. av 16. juni 1989 nr. 59 I loslovens § 1 heter det:

> Formålet med loven er å sikre en effektiv lostjeneste, som kan bidra til å trygge ferdselen på sjøen og derigjennom verne om miljøet (.....).

Det er innført lostvang i områder hvor det er relativt stor risiko for ulykker som kan medføre akutte utslipp. I denne forbindelse nevnes for øvrig at det nylig er etablert trafikkovervåkingssentral for innseilingen til Mongstad- og Stureanleggene. Det prosjekteres også en trafikkovervåkingssentral for Oslofjorden.

Når det gjelder *skipsvrak*, er det i utgangspunktet den ansvarlige for skipet som plikter å sørge for den nødvendige opprydning, jf. forurensningslovens § 28. Særlig for eldre skipsvrak vil det imidlertid kunne være vanskelig å finne frem til en ansvarlig eier med de nødvendige økonomiske ressurser. Miljøverndepartementet har derfor igangsatt et såkalt «vrakprogram». Det er foretatt en vurdering av hvilke vrak som utgjør den største forurensningsfaren, og 15 vrak er prioritert for tilstandsundersøkelser med sikte på vurdering av eventuelle tiltak.

I henhold til sjøfartsloven av 20. juli 1893 nr. 1 foreligger det et *objektivt erstatningsansvar* for skader ved oljesøl fra skip. Erstatningsansvarets størrelse er imidlertid begrenset i henhold til internasjonale konvensjoner.

For oljeutslipp fra tankskip er det opprettet et internasjonalt fond som skal yte erstatning til skadelidte når disse på grunn av beløpsbegrensningene ikke får full erstatning. Fondet finansieres gjennom avgifter fra alle større mottakere av sjøtransportert olje i de kontraherende stater. Begrensningsbeløpet (høyeste erstatningspliktig beløp) ble for øvrig vedtatt økt betydelig i 1992. Det er ikke opprettet noe lignende fond for forurensning fra bulkskip.

Spesielt om virkemidler for å forebygge akutte utslipp fra petroleumsvirksomheten

Med hjemmel i petroleumsloven av 22. mars 1985 nr. 11 gis det tillatelser til undersøkelse etter petroleum, leteboring og utvinning av petroleum på avgrensede områder (jf. §§ 7 og 8), som dermed bestemmer i hvilken utstrekning ulike områder omfattes av forurensningsfare fra petroleumsvirksomheten.

Det er Kongen i statsråd som gir tillatelser til leteboring og utvinning. Før nye områder åpnes for petroleumsvirksomhet, skal det i henhold til petroleumslovens § 7 finne sted en avveining mellom de ulike interesser som gjør seg gjeldende på det aktuelle området. Under denne avveiningen skal det bl.a. *«foretas en vurdering av de miljømessige virkninger (.....) og mulige fare for forurensning»*.

Faren for akutte utslipp har sammenheng med den generelle sikkerheten i oljevirksomheten, hvor både kvaliteten på personell, organisasjon og teknisk utstyr spiller en rolle. Det er Kommunal- og arbeidsdepartementet som har myndighetsansvaret for sikkerheten i petroleumsvirksomheten. Sentralt på dette området er forskrift om gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten fastsatt av Oljedirektoratet (etter delegert myndighet fra Kommunal- og arbeidsdepartementet) og Miljøverndepartementet med hjemmel i bl.a. sikkerhetsforskriften (gitt ved kgl.res. 28. juni 1985) og forurensningsloven. Denne risikoanalyseforskriften pålegger virksomhetene på sokkelen å definere sikkerhetsmål og akseptkriterier for risiko i virksomheten, å gjennomføre en analyse av virksomhetens risikomomenter og dessuten så langt som mulig å gjennomføre risikoreduserende tiltak (sannsynlighets- og konsekvensreduserende).

Også for oljesøl fra petroleumsvirksomheten på kontinentalsokkelen gjelder et objektivt erstatningsansvar, jf. petroleumslovens kapittel V. Erstatningsansvaret etter petroleumsloven er ikke beløpsbegrenset slik som ansvaret for skipsforurensninger.

Nærmere om virkemidler i oljevernberedskapen

Det er Miljøverndepartementet som har myndighetsansvaret for oljevernberedskapen med SFT som fagorgan. Tredelingen av beredskapsplikten mellom private aktører, kommunene og staten fremgår av forurensningslovens *"Juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk"* i kap. 6, som er gjennomgått ovenfor.

Det er i *petroleumsvirksomheten* man finner hovedtyngden av den private beredskapen. Viktig på dette området er forskrift av 18. mars 1992 om beredskap i petroleumsvirksomheten fastsatt av Oljedirektoratet, Helsedirektoratet og Miljøverndepartementet med hjemmel i bl.a. sikkerhetsforskriften (gitt ved kgl.res. 28.juni 1985) og forurensningsloven. Kravene som stilles i denne forskriften baseres på den risikoanalysen virksomhetene er forpliktet til å gjennomføre (se ovenfor).

For å oppfylle sin beredskapsplikt har operatørene på norsk sokkel etablert en egen oljevernorganisasjon kalt Norsk Oljevernforening for Operatørselskaper (NOFO), som disponerer oljeverndepot og beredskapspersonell.

I tillegg til den felles oljevernberedskap som operatørene har etablert gjennom NOFO, stiller forurensningsmyndighetene (i praksis SFT) krav om at den enkelte operatør har en egen beredskap i forhold til mindre oljesøl.

Den private beredskapen offshore vil i praksis håndtere de fleste akutte utslipp. Det er i første rekke hvis oljen nærmer seg land at den offentlige beredskapen vil spille en aktiv rolle.

Skipsfartsnæringen er ikke pålagt en beredskapsplikt slik som petroleumsvirksomheten, og er heller ikke med på å finansiere beredskapsordninger ut over at den

ansvarlige for oljesøl må betale erstatning for kostnadene ved en eventuell oljevernaksjon.

Den kommunale beredskapen skal kunne håndtere mindre oljesøl i strandsonen og i indre farvann, og er basert på interkommunalt samarbeid. Hele kysten er delt i 53 interkommunale beredskapsområder med tilhørende interkommunale oljevernutvalg, som alle har beredskapsplaner godkjent av SFT.

Staten skal ta hånd om oljesøl som ikke kan håndteres tilfredsstillende av privat eller kommunal beredskap. Dette kan skje i form av bistand til den kommunale beredskapsorganisasjonen, eller, når det dreier seg om større søl, ved at det statlige oljevernet ved SFT overtar ledelsen av oljevernaksjonen.

Den statlige beredskapen ivaretatt av SFT omfatter bl.a:

- Oljevernavdelingen i Horten, med stasjoner i Tromsø og på Mongstad
- 15 oljeverndepoter med diverse utstyr
- 5 mindre oljevernfartøy og 6 kystvaktfartøy som er utrustet med oljevernutstyr
- 1 spesialutrustet overvåkingsfly
- Avtaler om bruk av private og offentlige fartøy til oljervern.

Et større oljesøl vil i mange tilfeller kunne komme til å berøre flere land. Da arbeidet med organiseringen av oljevernberedskapen ble igangsatt, var det derfor naturlig at regioner gikk sammen om dette. For nordsjølandene ble dette nedfelt i Bonnavtalen i 1969, mens de nordiske landene inngikk Københavnavtalen i 1971. Norge har også inngått en bilateral avtale med Storbritannia som innebærer en felles beredskapsplan for ulykker med oljesøl på de to lands kontinentalsokler (Nor-Britavtalen fra 1984). En lignende bilateral avtale med Russland er nylig undertegnet.

Videre ble det i 1990 undertegnet en global oljevernavtale (The International Convention on Oil Pollution Preparedness, Response and Co-operation (OPRC-konvensjonen).

28.1.4.2 Virkemidler overfor driftsutslipp fra petroleumsvirksomheten

Bestemmelsene i petroleumsloven vedrørende tillatelse til leting etter og utvinning av petroleum som er omtalt ovenfor, vil naturligvis også ha betydning for det totale omfanget av driftsutslippene og for hvilke områder som vil bli utsatt for slik forurensning.

Driftsutslippene fra den enkelte virksomhet på sokkelen reguleres gjennom vilkår for utslippstillatelse etter forurensningsloven. For en nærmere redegjørelse for dette konsesjonssystemet henvises til *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 ovenfor.

Reguleringene i utslippstillatelsene utfylles av forskrift om utslipp av oljeholdig borekaks fra petroleumsvirksomheten fastsatt av Miljøverndepartementet 10. juni 1991 i henhold til forurensningsloven. I forskriften nedlegges i utgangspunktet forbud mot utslipp av oljeholdig borekaks.

28.1.4.3 Virkemidler overfor driftsutslipp fra skip

Som i forhold til akutte utslipp fra skipsfarten, har det også når det gjelder driftsutslipp vært et utstrakt internasjonalt samarbeid om regelverket gjennom IMO. De internasjonale reglene på dette området er implementert i norsk rett i hovedsak gjennom forskrift om hindring av forurensning fra skip m.m. fastsatt av Sjøfartsdirektoratet i medhold av sjødyktighetsloven. Forskriften inneholder bl.a. regler om overvåkings- og kontrollsystem for oljeutslipp, separeringsutstyr for oljeholdig vann, føring av oljedagbok og grenser for tillatt oljemengde i driftsutslip-

pene. Ved en revisjon av IMOs regelverk i 1992 ble kravene til driftsutslippene av olje betydelig skjerpet. Denne skjerpelsen er implementert i norsk rett gjennom endring av den nevnte forskriften.

28.2 VURDERING AV VIRKEMIDDELBRUKEN PÅ OMRÅDET OG BEHOVET FOR ENDRINGER

Utvalget har valgt å ikke prioritere analysen av virkemiddelbruken på dette problemområdet. Det vil likevel under *"Oppnådde miljøresultater og enkelte kostnadstall"* i avsnitt 28.2.1 bli gitt en kortfattet fremstilling av oppnådde miljøresultater og enkelte kostnadstall. Utover dette vil det bli foretatt en kort drøftelse av enkelte sider ved virkemiddelbruken i forhold til å forebygge akutt forurensning. Driftsutslipp fra skipsfarten og fra petroleumsvirksomheten vil derimot ikke bli behandlet i denne sammenheng. For en vurdering av konsesjonssystemet, som reguleringen av driftsutslipp fra petroleumsvirksomheten baseres på, kan det imidlertid henvises til *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21. Oljevernberedskapen er grundig gjennomgått i den nylig avgitte St.meld nr. 25 (1993-94) Om norsk oljevern. Utvalget har derfor ikke foretatt en nærmere vurdering av virkemiddelbruken på dette området.

28.2.1 Oppnådde miljøresultater og enkelte kostnadstall

Akutte forurensninger

I forhold til akutte forurensninger byr det på vanskeligheter å konkretisere sammenhengen mellom virkemiddelbruk og hvilke resultater som oppnås. Dette fordi mange andre omstendigheter enn virkemiddelbruken influerer både på antallet og omfanget av utslippene og på hvordan beredskapen fungerer. Også på andre innsatsområder vil andre forhold enn virkemiddelbruken ha betydning for utslippenes størrelse, men dette er ekstra tydelig for akutte utslipp.

Som nevnt i *"Årsakene til akutte utslipp"* i avsnitt 28.1.2 ovenfor er det i Norge *skipsfarten* som hyppigst har vært årsak til alvorlige akutte utslipp. I de aller fleste tilfellene av skipsulykker med akutte utslipp er det bulkskip i fart langs kysten vår som er involvert. Det har ikke forekommet alvorlige tankbåtulykker. Standarden på tankbåtene er gjennomgående høyere, fartøyene går til få destinasjoner og overvåkingen av skipene under drift er bedre enn for bulkfartøy.

Over de senere år har det vært en stigende tendens i antall akutte utslipp fra skip. I 1993 var det imidlertid en viss nedgang. Det er vanskelig å si noe sikkert om årsakene til dette, men det kan bl.a. ha sammenheng med at deler av skipsflåten er gjenstand for økende gjennomsnittsalder og synkende standard.

Som nevnt i *"Årsakene til akutte utslipp"* i avsnitt 28.1.2 ovenfor har det med unntak av Bravo-ulykken ikke i Norge vært store akutte oljeutslipp fra *petroleumsvirksomheten*. Imidlertid har det forekommet en rekke mindre, akutte utslipp; med en viss økning i 1993. Selv om det er problematisk å sammenligne sikkerheten i ulike næringer, er det grunnlag for å hevde at sikkerhetsnivået i petroleumssektoren er høyere enn i skipsfarten, og at myndighetenes sikkerhetskrav til petroleumsvirksomheten er strengere enn i forhold til skip. En viktig årsak til dette er at norske myndigheter har bedre styringsmuligheter i forhold til det som foregår på vår kontinentalsokkel enn i forhold til den internasjonaliserte skipsfartsnæringen. En annen forklaringsfaktor kan være forskjellen i lønnsomhet mellom de to næringene.

Også i forhold til *oljevernberedskapen* er det vanskelig å finne objektive kriterier for hva som er oppnådd. Dette fordi oljevernaksjonenes effektivitet vil variere med slikt som bølgehøyde, vind- og strømforhold. Når dette er sagt, må det likevel

kunne sies at de siste års større statlige aksjoner (i forbindelse med utslippene fra «Sonata» og «Arisan») later til å ha vært gjennomført med større effektivitet enn tidligere aksjoner. Oljevernressursene ble mobilisert forholdsvis raskt og behandlingskapasiteten var tilfredsstillende.

Den årlige statlige bevilgningen til oljevernberedskapen har de siste årene ligget på ca. 100 mill. kroner, men var betydelig høyere i 1993 pga. ekstrabevilgninger til det såkalte «vrakprogrammet» (som bl.a. omfatter fjerning av olje fra «Blücher»). Midlene benyttes til å opprettholde et tilfredsstillende beredskapsnivå, f.eks. gjennom utskiftning av oljelensemateriell og øvelses- og opplæringsvirksomhet. Videre inkluderer bevilgningen støtte til forbedringer av den kommunale beredskapen.

De årlige driftskostnadene for den private oljevernberedskapen i regi av NOFO er beregnet til ca. 50 mill. kroner.

Driftsutslipp fra petroleumsvirksomheten

Forskriftsbestemmelsen om at det i utgangspunktet nedlegges forbud mot utslipp av oljeholdig borekaks, har som tidligere nevnt langt på vei eliminert denne kilden til oljeutslipp.

Når det gjelder produksjonsutslippene av olje i forbindelse med produsert vann, har det derimot som omtalt ovenfor vært en økning pga. økt oljeproduksjon og aldrende oljefelt. Oljeindustriens Landsforening (OLF) har beregnet at disse utslippene vil øke fra 300 tonn i 1990 til 2500 tonn i år 2000. Det bør imidlertid tilføyes at gjennomsnittlige oljekonsentrasjoner i produsert vann fra den norske petroleumsvirksomheten er omtrent halvparten av normen i Pariskonvensjonen.

Skjerpede krav i utslippstillatelsene for virksomhetene offshore, har medført at utslippet av kjemikalier har økt betydelig mindre enn produksjonen. Som tidligere beskrevet har det likevel vært en stigning i de samlede kjemikalieutslippene pga. økt oljeaktivitet og økt kjemikaliebehov som følge av aldrende felt. Imidlertid er utslippet av de mest miljøfarlige kjemikaliene redusert.

Driftsutslipp fra skip

På bakgrunn av skipsfartsnæringens internasjonale karakter, har man lagt seg på den linje at nasjonale utslippskrav ikke skal være strengere enn det som blir vedtatt internasjonalt gjennom IMO. Dette har i praksis ført til at utslippskravene i liten utstrekning har utgjort noe press i retning av teknologiforbedringer. I stedet har det gjerne vært slik at faktiske teknologiforbedringer har vært foranledningen til utviklingen av strengere utslippskrav. De skjerpede kravene vedrørende oljemengden i driftsutslippene som ble vedtatt av IMO i 1992, vil ikke føre til vesentlige kostnadsøkninger for norske rederier i og med at de fleste skip på forhånd tilfredsstilte kravene.

28.2.2 Drøftelse av enkelte sider ved virkemiddelbruken i forhold til akutt forurensning

28.2.2.1 Erstatnings- og straffeansvar

Det henvises til utvalgets vurdering av erstatningsreglene i *"Privatrettslige regler som miljøpolitiske virkemidler"* i avsnitt 16.7 om privatrettslige regler som miljøpolitiske virkemidler. Der gjøres det gjeldende at erstatningsansvaret i utgangspunktet har et begrenset anvendelsesområde som miljøpolitisk virkemiddel, samtidig som denne vurderingen blir noe annerledes i forhold til akutte utslipp. Dette har sam-

menheng med at slike utslipp ofte vil utgjøre et avgrenset og lokalt forurensningsproblem. Behovet for koordinering av virkemiddelbruken i forhold til andre utslippskilder er derfor ikke så stort. Dessuten vil erstatningsreglenes spesielle insentivvirkninger være særlig effektive nettopp i forhold til akutte utslipp.

Erstatningsreglenes insentivvirkninger er det redegjort nærmere for i *"Effektivitetsegenskapene til privatrettslige regler"* i avsnitt 16.7.1. Hovedpoenget er at det objektive erstatningsansvaret motiverer aktørene til å ta alle slags forsiktighetshensyn – ikke bare ved å iverksette ulike fysiske tiltak, men også ved å integrere sikkerhetsrutiner ol. i den daglige driften. I forhold til akutte utslipp er det ofte nettopp integrering av sikkerhetshensyn i alle deler av virksomheten som avgjør i hvilken utstrekning utslipp vil skje. F.eks. er det av sentral betydning at de ansatte i en produksjonsbedrift ikke bare fokuserer på produktenes kvalitet, men samtidig hele tiden er opptatt av forhold som har å gjøre med miljø- og sikkerhet.

Videre kan det objektive erstatningsansvaret ha gunstige dynamisk effektivitetsegenskaper ved å gi kontinuerlige insentiver til å vurdere nye forebyggende tiltak mot akutte utslipp.

En svakhet ved erstatningsansvarets insentivvirkning er at manglende betalingsevne hos den ansvarlige kan begrense realiteten i størrelsen på erstatningsansvaret. Dette blir særlig tydelig dersom skadevolderen er et aksjeselskap, fordi det ikke kan kreves dekning utover verdiene i selskapet.

I likhet med erstatningsansvaret kan trussel om *straffeansvar* bidra til å forebygge akutte utslipp. Dette er spesielt viktig i forhold til forsettlige utslipp, som på dette innsatsområdet særlig dreier seg om ulovlige oljeutslipp fra skip, f.eks. som følge av spyling av oljetanker. I *"Forutsetningen om at miljøreguleringene etterleves"* i kapittel 17 redegjøres det nærmere for hvilke forhold som kan bidra til å sikre at regelverket etterleves, og hvilken rolle straffebestemmelsene spiller i denne sammenheng.

28.2.2.2 Direkte regulering

Fordi akutte utslipp pr. definisjon ikke er tillatt, gir det for denne typen utslipp liten mening å operere med utslippsgrenser. I stedet må direkte regulering av slike utslipp knyttes til tiltak for forebygging av utslippene. IMOs regulering av skipsfarten, som er internalisert i norsk rett, inneholder en rekke slike bestemmelser. I medhold av forurensningsloven reguleres også andre mulige kilder til akutt forurensning på denne måten, samtidig som forurensningsloven hjemler pålegg knyttet til beredskapsplikt og beredskapsplaner.

I den grad virksomhetene har bedre informasjon om utslippsforebyggende tiltak og kostnadene ved dem enn myndighetene, taler dette for bruk av virkemidler som gir aktørene valgmuligheter i forbindelse med iverksettelsen av forebyggende tiltak. Imidlertid kan situasjonen i mange tilfeller være annerledes. Særlig når det er snakk om relativt mange aktører hvor lignende tiltak er aktuelle, kan myndighetene gjennom sin oppsamlede erfaring ha informasjonsfortrinn. Dette gjelder ikke minst i forhold til akutte utslipp som for den enkelte virksomhet oftest vil være et sjeldent forekommende fenomen. Det vil også kunne være en psykologisk forskjell som bunner i at man i den enkelte virksomhet vil kunne være fristet til å legge vekt på at sjansen for at det skjer noe uforutsett akkurat der ikke er så stor, slik at man f.eks. ikke legger særlig arbeid i beredskapen, mens situasjonen for myndighetene er at slike uhell statistisk sett vil skje, og at spørsmålet bare er hvor og når.

Samtidig understreker utvalget at utformingen av direkte reguleringer ikke må legge sterkere bånd på virksomhetene enn det som er nødvendig for formålet (jf.

bl.a. *"Forurensningslovens konsesjonssystem"* i kapittel 21 om konsesjonssystemet).

28.2.2.3 Avgifter og gebyrordninger

Selv om det gir liten mening å operere med utslippsgrenser for akutte utslipp, er det mulig å tenke seg *utslippsavgifter*. Etter utvalgets oppfatning er det imidlertid lite aktuelt å benytte utslippsavgift som et sentralt virkemiddel på dette området. Det forhold at det akutte utslippet er ulovlig, vil som nevnt kunne utløse erstatnings- og straffeansvar. Erstatningsansvarets insentivvirkninger ligner på utslippsavgiftens slik at behovet for denne typen avgift reduseres. Dessuten ville det kunne bli samordningsproblemer mellom et avgiftssystem og et mulig erstatnings- og straffeansvar, fordi størrelsen på optimal utslippsavgift vil variere med hvilke andre krav man kan regne med at utslippene vil utløse.

En annen sak er at dersom det etableres utslippsavgifter for de ordinære utslippene fra en virksomhet, vil avgift på akutte overutslipp være en naturlig del av avgiftsordningen.

Avgifter knyttet til i hvilken grad forebyggende tiltak iverksettes, vil kunne være et hensiktsmessig virkemiddel. Et område som etter utvalgets vurdering peker seg ut, er en *differensiering av eksisterende avgifter* i forhold til skipenes miljøstandard, som bl.a. må defineres ut fra tiltak mot akutte utslipp, men også ut fra nivået på driftsutslippene og iverksatte avfallsminimeringstiltak. Aktuelle avgifter kan bl.a. være havneavgiften, losavgiften og skipsavfallsavgiften. I og med at det allerede foreligger ordninger for innbetaling av slike avgifter, ville det ikke bli noen betydelig økning i administrasjonskostnadene som følge av en miljødifferensiering. Videre burde det etter utvalgets skjønn være mulig å finne frem til egnede kriterier for differensiering av avgiftene, men utvalget er klar over at dette vil innebære et omfattende arbeid, bl.a. fordi et slikt system som nevnt bør ta hensyn til både tiltak mot akutte utslipp, driftsutslipp til luft og vann, samt avfallsminimeringstiltak. For at miljøindekseringen skal bli effektiv, og for å unngå konkurransevridninger, bør det dessuten arbeides for et felles internasjonalt regelverk.

Norges Rederiforbund og Norges Naturvernforbund har sammen utgitt rapporten «Miljødifferensierte avgifter for skip» (1993). Utvalget er også kjent med at det pågår et arbeid internasjonalt med sikte på kriterier for miljøindeksering av skip som grunnlag for differensiering av avgifter i forbindelse med havneavløp. Etter utvalgets oppfatning bør Norge være en aktiv pådriver i dette arbeidet.

En annen innbetaling som finner sted i forbindelse med havneanløp er gebyr for innlevering av avfallsstoffer fra skipene. I dag er dette gebyret slik utformet at betalingen øker med avfallsmengden og skadeligheten av avfallet. Dette gebyret kan sies å ha den uheldige virkning at avfallsbesitterne kan fristes til ulovlig dumping av avfallet.

Utvalget er kjent med at Miljøverndepartementet vurderer endringer i forholdene omkring mottaksordningene for skipsavfall i Norge, herunder også den nevnte gebyrordningen. I denne sammenheng vurderes innføring av et såkalt «no special fee» system. Systemet innebærer at avfallsgebyret skal være uavhengig av hvor mye og hva slags avfall som leveres. Et motargument kan være at denne typen gebyr ikke gir noe insentiv til avfallsminimering. Lignende problemstillinger har utvalget vurdert i *"Avfall og gjenvinning"* i kapittel 29 om avfall og gjenvinning. I slike tilfeller må det legges vekt på hvor store muligheter avfallsbesitteren har for å bli kvitt avfallet på ulovlig måte uten å bli oppdaget. I og med at skipsavfall kan dumpes langt til havs med liten oppdagelsesrisiko, er det mye som taler for at det viktige i denne sammenheng vil være insentiver til innlevering av avfallet.

For å unngå at mesteparten av skipsavfallet kanaliseres til land med billige mottaksordninger, vil det være ønskelig med en viss internasjonal samordning av avgiftssystemene. I denne forbindelse nevnes at Sverige og Danmark allerede har «no special fee» system for mottak av avfall fra skip.

Et teoretisk poeng er at dersom det ble billigere å levere skipsavfall enn annet avfall, kunne man risikere unndragelse av gebyr ved at vanlig avfall ble levert som skipsavfall. Eventuelle prisforskjeller bør derfor ikke gjøres større enn at det kan oppnås tilfredsstillende etterlevelse gjennom de kontrollmuligheter som foreligger.

28.2.2.4 Tiltak som iverksettes direkte av myndighetene

Når det gjelder skipsfarten, kan også tiltak som iverksettes direkte av myndighetene bidra til å forebygge akutte utslipp (se *"Virkemidlene i forhold til akutt forurensning"* i avsnitt 28.1.4.1) – særlig ulike farledstiltak. Myndighetsfordelingen på dette området er relativt spredt, og bl.a. derfor ble det nedsatt et utvalg som skulle foreta en nærmere vurdering av kystforvaltningen. Virkemiddelutvalget har derfor ikke prioritert å gå nærmere inn på dette området, og nøyer seg med å henvise til Kystforvaltningsutvalgets rapport (Innstilling fra det interdepartementale kystforvaltningsutvalg (1993)). Der heter det bl.a. at:

> (.....) organiseringen er fragmentert og preget av tildels mangelfull informasjon og koordinering på tvers av etatsgrenser. De enkelte etater har etablert egne løsninger når det gjelder infrastruktur, overvåkingsfunksjoner, utstyr og beredskaps- og aksjoneringsplaner.

Kystforvaltningsutvalget konkluderte videre med at samordning av ulike myndigheters ressursbruk blir en essensiell strategi for bl.a. bedre å kunne forebygge ulykker i kystnære farvann. Det ble også fremmet flere konkrete forslag til omorganisering.

28.2.2.5 Oppsummering

Erstatningsansvaret er stort sett mer anvendelig som virkemiddelinstrument overfor akutte utslipp enn i forhold til andre typer forurensninger. Videre har erstatningsansvaret spesielle insentivvirkninger som vil kunne ha en gunstig effekt i forhold til akutte utslipp.

Direkte regulering av tiltak for å forebygge akutte utslipp kan i gitte tilfeller være hensiktsmessig, men må ikke legge sterkere bånd på virksomhetene enn det som er nødvendig for formålet.

Etter utvalgets vurdering bør Norge være en aktiv pådriver i det internasjonale arbeidet med å utarbeide kriterier for miljøindeksering av skip som grunnlag for en differensiering av avgifter i forbindelse med havneanløp.

Under gitte forutsetninger mener utvalget at det i forhold til skipsavfall kan være ønskelig at avfallsgebyret er uavhengig av hvor mye og hva slags avfall som leveres. Dette for å svekke motivene for ulovlig dumping av avfallet.

KAPITTEL 29

Avfall og gjenvinning

29.1 OVERSIKT OVER MILJØPROBLEMET OG ARBEIDET PÅ OMRÅDET

29.1.1 Beskrivelse av miljøproblemet

Det genereres årlig over 5 millioner tonn avfall i Norge i form av *forbruksavfall*, *produksjonsavfall* (ekskl. bl.a. treforedlings- og gruveavfall) og *spesialavfall*.

Det meste av avfallet går til *deponering* eller *forbrenning*. *Gjenvinningen* i Norge er preget av gode løsninger på enkelte områder, mens det på andre områder er lite gjenvinning i forhold til potensialet.

Dagens avfallshåndtering medfører en rekke miljøproblemer, hvorav de viktigste er forurensning av vann, luft og jord. Avfallsdeponiene legger beslag på arealer og skaper problemer med lukt, forsøpling og skadedyr, i tillegg til at det skjemmer omgivelsene. Forurenset sigevann fra avfallsfyllinger kan føre til akutte giftvirkninger og skader. Nedbryting av avfallet gir utslipp bl.a. av klimagassen metan. Forbrenning av avfall gir forsurende utslipp og utslipp av tungmetaller og organiske mikroforurensninger. Videre innebærer dagens avfallshåndtering en sløsing med ressurser.

29.1.2 Årsaker til miljøproblemet

De siste 40-50 årene har vært kjennetegnet av en sterk økonomisk vekst i hele den vestlige verden, som igjen har muliggjort en kraftig økning i forbruk av varer og tjenester. Utviklingen har derfor også medført en *kraftig økning av avfallsmengdene*.

Særlig etter 2. verdenskrig har det i tillegg skjedd en betydelig akkumulering av materialer og stoffer i produkter, bygninger, industrianlegg og infrastruktur. Denne materialakkumuleringen vil utgjøre et fremtidig avfallsproblem. Utrangering av oljeinstallasjoner og kassering av fritidsbåter er eksempler på avfallsproblemer som vi hittil i liten grad har blitt berørt av, men som i fremtiden vil bli betydelige.

I tillegg til at avfallsmengdene øker, endrer også *sammensetningen av avfallet seg*. Eksempelvis utgjør plast og aluminium en stadig større andel av avfallsmengdene, mens andelen av de mer tradisjonelle materialene som glass, stål og plantefibre går tilbake. Innslaget i avfallsmengdene av miljøskadelige stoffer som tungmetaller, løsemidler og en lang rekke kjemikalier har også vært økende.

De negative miljøvirkningene av avfallet er knyttet til flere forhold:

- Dårlig standard på fyllplasser og forbrenningsanlegg (bare en av ti fyllplasser oppfyller dagens krav til miljøstandard)
- Avfallsmengden
- Avfallets kjemiske og fysiske egenskaper

29.1.3 Vedtatte miljømål og internasjonale forpliktelser

På dette innsatsområdet er de overordnede målsettingene konkretisert i St.meld. nr. 44 (1991-92) «Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallsbehandling»:

> Avfallsproblemene skal løses slik at avfallet blir til minst mulig skade for mennesker og naturmiljø, samtidig som avfallet og håndteringen av dette legger minst mulig beslag på samfunnets ressurser.

Hovedstrategien på avfallsområdet er *i prioritert rekkefølge* (St.prp. nr. 1 1993-94):
- Hindre at avfall oppstår og redusere mengden skadelige stoffer i avfallet
- Fremme ombruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse
- Sikre forsvarlig behandling av restavfallet

Samfunnsøkonomiske vurderinger skal ligge til grunn for de enkelte tiltak. I St.meld. nr. 44 (1991-92) ble det ikke tallfestet konkrete mål for avfallsreduksjon og gjenvinning. I stedet legges det vekt på i størst mulig grad å komme frem til slike mål gjennom frivillige avtaler med de ulike bransjer. På enkelte områder har/er derfor Miljøverndepartementet i ferd med å konkretisere målsettinger som et resultat av slike forhandlinger. F.eks. har Miljøverndepartementet i samråd med bransjen inngått en avtale om at innsamlingen av papir (aviser, blader m.m.) i løpet av 1997 skal ha kommet opp på et nivå tilsvarende 175 000 tonn pr. år (65 % av dagens forbruk av denne type papir i Norge). Dette innebærer en dobling av dagens innsamlingsnivå.

I Innst. S. nr. 56 (1992-93) har Stortingets Kommunal- og miljøvernkomité enstemmig sluttet seg til Regjeringens hovedstrategi og stort sett også alle de forslag til virkemidler Regjeringen mener vil være nødvendig for å gjennomføre hovedstrategien på en effektiv måte. Videre har komitéen på enkelte områder gått lenger enn det Regjeringen har lagt opp til, bl.a. ønsker komitéen at det skal fastsettes en dato for når usortert avfall ikke lenger skal tillates deponert.

Når det gjelder *spesialavfall*, heter det i St.meld. nr. 46 (1988-89) «Miljø og utvikling. Norges oppfølging av Verdenskommisjonens rapport»:

> Fram mot år 2000 må forurensningsproblemene knyttet til spesialavfall reduseres til et nivå som ikke skader helse og miljø. Slikt avfall skal utnyttes på en ressursmessig forsvarlig måte.

I St.prp. nr. 111 (1988-89) «Om det videre arbeidet med spesialavfall» heter det videre at:
- Innen 1995 skal det bygges opp disponeringsordninger med tilstrekkelig kapasitet for alle typer spesialavfall i Norge.
- Innen år 2000 skal praktisk talt alt miljøfarlig avfall som genereres i Norge bli behandlet i godkjente norske behandlings- og deponeringsanlegg.
- Faren for alvorlige forurensningsproblemer som følge av tidligere feildisponeringer av spesialavfall skal reduseres til et minimum innen år 2000.
- Spesialavfallsmengden skal også reduseres ved at det finner sted en overgang til produksjonsmetoder og produkter som gir mindre spesialavfall. Gjenvinning av materialer og utnytting av energi fra spesialavfall skal stimuleres.

Tiltak som sikter mot de to siste strekpunktene er omtalt i *"Miljøgifter og helsefarlige kjemikalier"* i kapittel 22 (miljøgifter).

Norge har ratifisert Baselkonvensjonen (UNEP) som innebærer at Norge har forpliktet seg til å opprettholde et system med *konsesjoner og tillatelser ved eksport og import av avfall*. Samtidig innebærer Baselkonvensjonen at Norge forplikter seg til å arbeide for å begrense transporten av avfall over landegrensene.

Norge er også bundet av en OECD-resolusjon som regulerer myndighetenes prosedyrer ved behandling av søknader om eksport/import av avfall som skal gjenvinnes.

29.1.4 Tiltak og virkemidler

Virkemidlene på avfallsområdet har de seneste årene vært gjenstand for en grundig gjennomgang. Dette innebærer at en rekke av de omtalte tiltak og virkemidler er av relativt ny dato. Det vises i den sammenheng bl.a. til NOU 1990:28 «Avfallsminimering og gjenvinning», til St.meld. nr. 44 (1991-92) «Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallsbehandling» og til stortingsbehandlingen av denne meldingen (Innst. S. nr. 56 (1992-93)).

Utgangspunktet for gjennomgangen av avfallsområdet har vært et ønske om mer kostnadseffektive løsninger på avfallsfeltet som samtidig ivaretar hensynet til styringseffektivitet, dynamisk effektivitet, fordelingsvirkninger, internasjonal konkurranse og internasjonale rammebetingelser.

St.meld. nr. 44 (1991-92) tar utgangspunkt i fire forhold som søkes påvirket gjennom dagens tiltak og virkemiddelbruk. Disse er:

- Pris på avfallsbehandlingen skal reflektere de samfunnsøkonomiske kostnader ved de ulike måter å disponere avfallet på.
- Næringslivets ansvar for avfallet fra egne produkter utvides.
- Kommunenes ansvar og plikter i forbindelse med den totale avfallshåndteringen utvides.
- Kunnskapsnivået om avfall og avfallshåndtering skal heves.

Videre har myndighetene på avfallsområdet ønsket en nær kontakt med næringslivet for i fellesskap å komme frem til ordninger for evt. å få til reduksjoner i selve avfallsproduksjonen eller for å få til økt innsamling og gjenvinning av ulike avfallstyper. Gjennom slike forhandlinger har myndighetene de siste årene tatt sikte på å komme frem til konkrete mål for avfallsreduksjoner, innsamling og/eller behandling i enkelte bransjer. Fastsettingen av målene skjer nå på grunnlag av kost-nyttevurderinger. En viktig del av forhandlingene er derfor at myndighetene og den aktuelle bransje blir enige om hvilke kostnader og besparelser som ligger i en endret tilpasning.

Utvalget har ikke sett det som sin oppgave å gjennomgå de vurderinger som er gjort av Regjering og Storting i forbindelse med de siste års omfattende gjennomgang av virkemiddelbruken på avfallssektoren. Utvalget vil likevel slutte seg til hovedintensjonene i gjeldende avfallspolitikk.

29.1.4.1 Juridiske virkemidler

Forurensningsloven av 1981 inneholder i § 28 et alminnelig forbud mot forsøpling:

> Ingen må tømme, etterlate, oppbevare eller transportere avfall slik at det kan virke skjemmende eller være til skade eller ulempe for miljøet.

Av § 28 siste ledd følger at den som har forbrudt seg mot forsøplingsforbudet, plikter å sørge for nødvendig opprydning. For at denne plikten skal bli effektiv gir § 37 kommunene hjemmel til å gi pålegg om opprydning innen en viss frist.

Reglene om avfall skiller til dels mellom avfallskategoriene forbruksavfall, produksjonsavfall og spesialavfall, som er nærmere definert i forurensningslovens § 27. Som *forbruksavfall* regnes vanlig avfall fra husholdninger, kontorer og mindre butikker ol. Som *produksjonsavfall* regnes avfall fra næringsvirksomhet og tjenesteyting som i art eller mengde adskiller seg vesentlig fra forbruksavfall.

Som *spesialavfall* regnes avfall som ikke hensiktsmessig kan behandles sammen med forbruksavfall på grunn av sin størrelse eller fordi det kan medføre alvorlige forurensninger eller fare for skade på mennesker eller dyr. Både forbruks-

avfall og produksjonsavfall kan være å regne som spesialavfall. I så fall gjelder begge regelsettene.

I forurensningslovens § 30 gjøres *kommunene ansvarlige for innsamlingen av forbruksavfall*. Ved en lovendring i 1993 er det tilføyd at forurensningsmyndigheten kan pålegge kommunene å innføre ordninger for sortering av avfallet (kildesortering). Kildesorteringsløsninger er aktuelt for å sikre tilstrekkelige mengder returbasert råstoff av en tilfredsstillende kvalitet etter hvert som gjenvinningsindustrien vokser frem. Forutsetningen for pålegg om kildesortering er at det dreier seg om samfunnsøkonomisk lønnsomme prosjekter som ellers ikke ville blitt gjennomført.

Forskrift om retursystemer for emballasje til drikkevarer, fastsatt i 1993 av Miljøverndepartementet erstattet tidligere forskrift om retursystemer, og regulerer det avgiftssystemet som er beskrevet nedenfor for emballasje til drikkevarer. Forskriften gjelder bare emballasje som brukes ved distribusjon helt frem til forbruker.

I forurensningslovens § 32 bestemmes det at *produksjonsavfall* skal bringes til lovlig avfallsanlegg med mindre det gjenvinnes eller brukes på annen måte. Behandlingen av slikt avfall kan dessuten reguleres i bedriftenes utslippstillatelser. Det samme gjelder for øvrig for bedriftenes spesialavfall.

Med hjemmel i forurensningslovens § 31 fastsatte Miljøverndepartementet i 1984 *forskrift om leveringsplikt, innsamling, mottak og behandling/disponering av visse grupper spesialavfall*. Forskriften inneholder bestemmelser om plikt til å innlevere spesialavfall og at man må ha tillatelse fra Statens forurensningstilsyn (SFT) for å drive med innsamling, mottak og behandling av spesialavfall. Avfallsbesitter må i utgangspunktet selv betale kostnadene ved levering av spesialavfall. Prisen for mottak fastsettes av spesialavfallsoperatørene etter forholdene i markedet for spesialavfallstjenester.

Spesialavfallsforskriften har vært under revisjon, og ny forskrift trådte i kraft fra 1.7. 1994 (med unntak av kommunenes ansvar for å etablere mottakssystemer som trer i kraft fra 1.juli 1995). Hovedhensikten med revisjonen var å øke innsamlingsgraden, særlig gjennom følgende endringer:

– utvidelse av forskriftens virkeområde til flere avfallsgrupper
– utvidelse av leveringsplikten ved å senke nedre grense for leveringsplikt
– gi kommunene ansvar for å etablere mottaksordninger for spesialavfall fra husholdninger og fra næringsvirksomhet med inntil 400 kg spesialavfall pr. år.

I 1990 fastsatte Miljøverndepartementet *forskrift om eksport og import av farlig avfall* med hjemmel i forurensningsloven og produktkontrolloven. Forskriften innebærer en implementering av Baselkonvensjonens bestemmelser om grensekryssende transport av farlig avfall. Forskriften er nå under revisjon grunnet tilpasning til EUs regelverk.

For enkelte kategorier spesialavfall er det fastsatt egne forskrifter. *Forskrift om polyklorerte bifenyler (PCB)*, fastsatt av Miljøverndepartementet i medhold av produktkontrolloven i 1979 og revidert i 1990, inneholder bl.a. forbud mot å produsere, selge og ta i bruk PCB-holdige produkter, regler om avfallsbehandling av slike produkter og bestemmelser om at all bruk av PCB (gjelder særlig kraftkondensatorer og transformatorer) skal opphøre helt innen 31. desember 1994.

Forskrift om miljøskadelige batterier og akkumulatorer fastsatt av Miljøverndepartementet i 1990 med hjemmel i produktkontrolloven og forurensningsloven, innebærer merkeplikt for spesielt miljøfarlige batterityper (med innhold av kadmium, bly eller kvikksølv), forbud mot produksjon, eksport og import av spesielt miljøfarlige batterier, plikt for forhandlere av merkepliktige batterier til å ta tilsvarende batterier i retur og kommunalt ansvar for at det blir etablert et innsamlings-

system for returbatterier og akkumulatorer i kommunen. Forskriften er under revisjon.

Forskrift om oljeholdig borekaks fastsatt av Miljøverndepartementet i 1992 med hjemmel i forurensningsloven, forbyr utslipp av oljeholdig borekaks til sjøen. Dette innebærer at borekaks nå må leveres til godkjent behandling som spesialavfall. Borekaks er utboret bergmasse fra borehullet. Det produseres i store mengder og utgjør således en betydelig økning i de samlede mengder spesialavfall.

Forskrift om håndtering av fotokjemikalier fra virksomhetene innen foto, røntgen og grafisk industri, som ble fastsatt av Miljøverndepartementet i 1992 med hjemmel i forurensningsloven, pålegger innlevering og behandling/gjenvinning av brukte fotokjemikalier.

Forskriftene om de enkelte spesialavfallskategorier har alle som formål å få samlet inn avfallet til forsvarlig behandling. Forskriftene om PCB og batterier har i tillegg som formål å få stoffer/produkter som skaper spesielt farlig avfall ut av sirkulasjon.

I henhold til forurensningslovens § 33 kan forurensningsmyndighetene ved forskrift eller enkeltvedtak *fastsette at avfall skal gjenvinnes eller behandles på annen måte*. Tilsvarende gir produktkontrollovens § 4 tilnærmet samme hjemmel når det gjelder produkter. Det er i forurensningsloven presisert at dette bl.a. kan omfatte vedtak om ombruk, materialgjenvinning, utnyttelse av energi, destruksjon, innsamling, sortering og bindende mål for ombruk og materialgjenvinning. Etter en lovendring i 1993 gjelder bestemmelsen alle avfallskategorier. Lovendringen innebærer også at kretsen av de som vedtaket kan rette seg mot, er utvidet til å gjelde aktørene i alle relevante ledd i produktenes livssyklus, dvs. produsenter, importører, distributører, avfallsbesittere og avfallsbehandlere. Ved avgjørelser i henhold til § 33 skal det legges vekt på om de samlede miljøfordeler står i rimelig forhold til kostnadene, bl.a. sett i forhold til andre måter å behandle avfallet på.

Avfallsbehandlingen kan i seg selv medføre forurensning eller virke skjemmende. F.eks. vil et avfallsforbrenningsanlegg medføre utslipp til luft, deponering av avfall kan resultere i utslipp av forurenset sigevann og gjenvinning av avfall kan gi forurensning. Forurensningslovens § 29 bestemmer derfor at den som driver opplagsplass eller anlegg for behandling av avfall som kan medføre forurensning eller virke skjemmende, skal ha utslippstillatelse i henhold til lovens § 11. Som eksempel på vilkår som kan fastsettes i en slik utslippstillatelse nevner § 29 vilkår om «*transport, behandling, gjenvinning og oppbevaring av avfall og tiltak for å motvirke at anlegget virker skjemmende*». Slike vilkår vil i stor grad berøre den enkelte kommune gjennom plikten til innsamling og forsvarlig behandling av forbruksavfall (§ 30).

Kommunene ble i 1993 for øvrig pålagt å utarbeide *avfallsplaner* (forurensningslovens § 33a). Slike planer kan bidra til at det blir etablert avfallsordninger med tilfredsstillende miljøstandard samtidig som de samfunnsøkonomiske kostnadene holdes lavest mulig.

29.1.4.2 Økonomiske virkemidler

Offentlige avgifter og gebyrer

Med hjemmel i forurensningslovens § 34 skal kommunene kreve inn et avfallsgebyr. Med *avfallsgebyr* menes her den betaling kommunene krever av avfallsbesitterne (private husstander eller industri) til dekning av kostnadene ved de kommunale avfallstjenestene. Avfallsgebyrene blir normalt belastet ulike avfallsbesittere med *fast beløp pr. år* (kommunal renovasjonsavgift) eller som behandlingsgebyr pr. tonn avfall ved leveranse til avfallsanlegg. Gjennom endringer av forurensningslo-

vens §34 i 1993 *skal* kommunene fra 1.1.1995 dekke inn sine kostnader på avfallssektoren fullt ut gjennom avfallsgebyrene.

I den aktuelle bestemmelsen oppfordres kommunene til å *differensiere avfallsgebyrene både etter mengde og sammensetning*. Kommunene har i dag i liten grad benyttet seg av denne muligheten.

Produktspesifikke avgifter ble allerede i 1974 innført for drikkevareemballasje *som ikke går inn i et ombrukssystem*. Engangsemballasjeavgiften ble innført i 1974 for øl og mineralvann, i 1987 for kullsyrefrie drikkevarer og i 1988 for vin og brennevin.

Fra 1994 blir den produktspesifikke avgiften på emballasje trappet ned avhengig av innsamlingsgraden. Full avgift for emballasje som inneholder kullsyreholdige leskedrikker eller polvarer er fra 1994 3,00 pr. enhet. For kullsyrefrie leskedrikker er avgiften på kr. 0,30.

Videre er det etter forslag fremmet i Stortinget innført en grunnavgift på kr. 0,70 for all engangsemballasje uansett om den inngår i et retursystem eller ikke. Det ble samtidig avsatt statlig støtte tilsvarende provenyet fra grunnavgiften på engangsglass til å støtte gjenvinning av glassavfall.

Det er utviklet retursystemer for to avfallsfraksjoner basert på *statlige avgifter og årlige bevilgninger* til utbetaling pr. enhet ved innlevering. Dette gjelder spillolje og bilvrak.

Spillolje utgjør en stor del av samlede mengder spesialavfall (50,6 % av de innsamlede mengder i 1992). Av en total mengde på ca. 48 000 tonn spillolje pr. år er det ca. 15 000 tonn som i dag ikke samles inn til forsvarlig behandling. Denne spilloljen havner i avløp, på fyllplasser, brennes ulovlig etc. Det ble 1988 innført en avgift på smøreolje. Smøreoljeavgiften var da på kr 0,50 pr. liter smøreolje. Frem til 1993 har avfallsbesitter måttet betale for å bli kvitt spilloljen, på linje med annet spesialavfall. For å øke innsamlingsgraden ble smøreoljeavgiften gjort refunderbar. Avgiften ble videre øket til kr. 1 pr. liter smøreolje, og et beløp tilsvarende avgiften blir gjennom årlige bevilgninger betalt ut som pant til de som samler inn spillolje til godkjent disponering. Det regnes med at dette vil føre til at de fleste spilloljebesittere kan levere spilloljen gratis, og at visse grupper av spilloljebesittere vil få betalt for levering (storforbrukere, sentral beliggenhet, ren vare). Det er forventet at retursystemet skal øke innsamlingen av spillolje til 90 %.

Biloppsamlingssystemet, iverksatt i 1978, består av tre hovedelementer:

- mottak av bilvrak
- pressing og inntransport av vrakene
- behandling av vrakene og salg av restprodukter

Ordningen er landsomfattende, og omfatter personbiler, varebiler og kombinerte biler med totalvekt mindre enn 3.500 kg, fra 1991 også beltemotorsykler (snøscootere).

Fylkesmannen v/miljøvernavdelingen gir tillatelse til drift av oppsamlingsplass for bilvrak etter forurensningsloven § 11, og fører kontroll. Pressing og transport til behandling utføres av tre firmaer som opererer på landsbasis. Behandling skjer ved fragmenteringsanlegg. Tidligere hadde fragmenteringsanlegget i Hokksund monopol på kjøp av vrak til fragmentering. I dag konkurrerer anlegget med ett anlegg i Fredrikstad, ett i Skien og eventuelt med utenlandske anlegg.

Det økonomiske insentivet for levering av bilvrak er vrakpanten (1000 kroner i 1994) som årlig bevilges av Stortinget, og som utbetales ved levering til godkjent mottaksplass. Ordningen med vrakpant finansieres indirekte gjennom den statlige vrakpantavgiften på nye biler (900 kroner fra 1994). Utbetaling av vrakpant skjer på grunnlag av vrakmelding i henhold til Miljøverndepartementets forskrift om utbe-

taling av vrakpant for biler og beltemotorsykler, fastsatt i medhold av lov om produktkontroll § 4 bokstav b), og rundskriv fra Toll- og avgiftsdirektoratet.

Det ble tidligere gitt økonomisk tilskudd til etablering av oppsamlingsplasser. I dag betales det et driftstilskudd på 175 kroner pr. mottatt vrak. I tillegg gis det støtte til pressing og transport av vrakene.

Innsamlingsapparatet i biloppsamlingssystemet utnyttes også til å samle inn hvitevarer (kjøleskap, frysere, ol.). Nesten 90 % av alle hvitevarer samles inn for utnyttelse av metallet, men uten at KFK tappes ut. Kasserte kuldemøbler som blir levert til godkjent oppsamlingsplass kommer inn under den presse- og transportstøtteordningen som gjelder for panteberettigede bilvrak. Stortinget vedtok våren 1994 at også KFK fra hvitevarer skal tappes av og samles opp.

Subsidier og tilskudd

Formålet med bruk av *subsidier/tilskudd* på avfallssektoren er å fremme prosjekter med klart positive eksterne effekter, hvor dette er nødvendig for å sikre realisering eller opprettholdelse av slike aktiviteter. Tilskuddsmidler gis i dag til gjennomføring av «renere teknologi»-prosjekter i næringslivet, for å få satt i gang kildesortering i kommunene, for å få etablert innsamlings- og behandlingsordninger for spesialavfall og for å få realisert gjenvinningsprosjekter i privat sektor. Det er i perioden 1979-1993 gitt en tilsagnsramme på ca. 120 millioner kroner.

29.1.4.3 Frivillige ordninger

For flere avfallsfraksjoner er det, etter pålegg om innsamling og gjenvinning, etter innføring av statlig avgift differensiert etter innsamlingsgrad eller som en følge av en frivillig avtale med miljøvernmyndighetene, som en frivillig ordning innført et *bransjegebyr* til de som slutter seg til en bransjeorganisert innsamling. Dette gjelder i dag for *blybatterier*, for *glass til emballasje som ikke inngår i ombruk* og for *drikkekartong*. I tillegg er det for brukt KFK i regi av bransjen organisert et mottakssystem basert på bransjegebyr (se nærmere omtale i *"Reduksjon av ozonlaget"* i kapittel 27).

Når det gjelder *blyakkumulatorer* kreves avgiften på nye akkumulatorer inn av tollmyndighetene som en betalt tjeneste for bransjeorganet A/S Batteriretur. For *glass til materialgjenvinning* er det fra 1993 Norsk Glassgjenvinning A/S som krever inn det frivillige bransjegebyret på vegne av bransjen. Det gis redusert sats for den statlige produktspesifikke avgiften (se over) avhengig av dokumentert innsamlingsgrad dersom emballasjen inngår i et godkjent retursystem. For *bildekk* ble det 25.3.1994 vedtatt en forskrift som pålegger dekkforhandlere plikt til å ta kasserte dekk vederlagsfritt i retur og plikt for produsenter og importører til å sørge for gjenvinning av dekkene. Forskriften trådte i kraft 1.1.1995. Bransjen arbeider nå med å etablere et bransjeorgan som skal organsiere et landsdekkende system for innsamling og gjenvinning av dekkene. Det tas sikte på at ordningen skal finansieres gjennom et frivillig bransjegebyr på ca. kr. 15,- pr. dekk.

Plikten til å betale et slikt innsamlingsgebyr er ikke hjemlet i lov. Det kan dermed oppstå et «gratispassasjerproblem». En aktør som ikke er med på å finansiere det frivillige innsamlingssystemet vil kunne oppnå en økonomisk fordel som både påvirker konkurransen mellom aktørene, og som også bidrar til å undergrave den frivillige ordningen. Dette problemet kan reduseres ved at det stilles krav til at produsenter/importører må dokumentere godkjent behandling, ofte gjennom deltagelse i et innsamlings- og gjenvinningssystem som organiseres av bransjen. Alternativt eller i tillegg kan det innføres statlig avgift eller pålegges plikt til innbetaling av

gebyr for produsenter/importører. En statlig pålagt gebyrplikt vil eventuelt kreve innføring av en ny lovhjemmel. Det vises til *"Etablering av effektive innsamlingssystemer for visse avfallsfraksjoner"* i avsnitt 29.3. Slike virkemidler (statlige avgifter/gebyrer) medfører at en går bort fra frivillighet som grunnlag for avtaler.

29.1.4.4 Andre virkemidler

Myndighetenes arbeid med spesialavfall ble intensivert mot slutten av 1980-tallet. For å bedre situasjonen på innsamlingssiden ble selskapet *A/S Norsk spesialavfallsselskap (NORSAS)* stiftet i 1988. Selskapet skal arbeide for utvikling og vedlikehold av et godt nettverk for innsamling m.v. av spesialavfall. Samlet aksjekapital er kr. på 300.000. Staten v/Miljøverndepartementet har aksjemajoritet (52 %), mens kommunene v/Kommunenes Sentralforbund og industrien v/Næringslivets hovedorganisasjon hver har 24 % av aksjene.

Forhandlinger om eierforhold og drift av et sentralt behandlingsanlegg for spesialavfall førte i 1991 til etablering av selskapet *Norsk avfallshandtering A/S (NOAH)*. Selskapet har til oppgave å arbeide frem tilfredsstillende behandlingsløsninger for alle typer spesialavfall. Selskapet har en total aksjekapital på 135 millioner kroner, hvorav statens andel er 56,5 %. Ved siden av staten er de største industribedriftene i Norge medeiere.

Informasjon og veiledning er et viktig supplement både til de juridiske og de økonomiske virkemidlene på avfallsområdet. Det er således gjennomført en rekke informasjonskampanjer i tilknytning til gjennomføring av tiltak på avfallssektoren (innsamling av batterier, avfallskampanjen om avfallsreduksjon og gjennvinning etc). Det er også framover planlagt økt informasjonsinnsats både for å heve det generelle kompetansenivået om avfall i kommuner, i bedrifter og hos enkeltpersoner, og for å påvirke holdningsendringer. Det vil særlig bli fokusert på mulighetene for avfallsreduksjoner, gjenvinning og avsetning av avfallsbaserte råmaterialer.

Mangelfull og usikker avfallsstatistikk har hittil vært til hinder for en god og effektiv vurdering av tiltak og vikemidler innen avfallsfeltet, og har også gjort det vanskelig å fastsette konkrete resultatmål for optimal reduksjon i avfallsmengder og for gjenvinning innen ulike materialgrupper. Pålitelig statistikk vil også være nødvendig for at kommunene skal kunne drive planlegging og resultatkontroll på en skikkelig måte innenfor avfallsfeltet. SFT har derfor i samarbeid med Statistisk sentralbyrå bygd opp et landsomfattende system for registrering og sammenfatning av løpende data om avfall og gjenvinning. Systemet trådte i kraft fra 1. januar 1993. I dette arbeidet er det lagt vekt på å harmonisere våre løsninger med tilsvarende arbeid i andre nordiske land, samtidig som systemet skal passe inn i de rapporteringssystemer som det legges opp til innenfor OECD og EU.

Avfallsforskningen har i flere år vært lavt prioritert i Norge. Det legges nå opp til at avfallsforskningen skal opprioriteres. Forskningsmiljøene skal etter intensjonene både være en kunnskaps- og informasjonsbank, og de skal samtidig sørge for å holde myndighetene faglig oppdatert på dette området. Forskningsmiljøene skal også representere en faglig utredningsberedskap både for myndigheter og næringsliv.

29.2 OPPNÅDDE MILJØRESULTATER OG KOSTNADER SOM FØLGE AV VIRKEMIDDELBRUKEN

Avfallsmengdene levert kommunale anlegg har vært økende. Innføring av tvungen renovasjon har hatt en gradvis utvikling, og i dag er mer enn 90 % av befolkningen dekket. Dette betyr at mer av avfallet blir behandlet ved godkjente anlegg, dvs. at

avfallet registreres. Også økt forbruk og endret forbruksmønster har imidlertid bidratt til å øke avfallsmengdene.

Utgiftene knyttet til håndtering av avfallet for kommunene har gått opp i forbindelse med innføring av tvungen renovasjon hjemlet i forurensningsloven. *Antall fyllplasser har gått ned.* Mens antallet i 1973 var 374 godkjente kommunale fyllplasser, er tallet i 1992 på 300. Flere interkommunale samarbeid er etablert, og det har blitt færre små fyllplasser. Det regnes med at dette har redusert miljøpåvirkningen noe, men det finnes ikke konkrete tall på utslippsreduksjoner. Det er imidlertid fortsatt et stort ukjent antall grovavfallsfyllinger og ulovlige fyllinger.

Antall små kommunale forbrenningsanlegg har gått ned. I 1973 var det 58 kommunale forbrenningsanlegg, mens det i 1992 bare var 20 anlegg. Disse tok hånd om ca 25 % av de totale kommunale avfallsmengder.

93 % av avfallet som forbrennes går til 5 store anlegg. Tabellen nedenfor viser oversikt over utslippreduksjonene i disse anleggene etter at krav om røykgassrensing ble oppfyllt.

Komponent	1989	1991
Saltsyre (HCl)	1.300.000 tonn/år	14 tonn/år
Kvikksølv (Hg)	591 kg/år	64 kg/år
Dioksiner (TCDD-ekv)	15 g/år	7.5 g/år

Investeringskostnadene knyttet til røykgassrensing ved de fem store anleggene er beregnet til ca. kr. 60 mill pr. anlegg, dvs. totalt kr. 300 mill. I tillegg regnes det med at driftsutgifter i forbindelse med renseanleggene er ca. 30 kr/tonn avfall, dvs. ca kr. 12 mill./år.

I det følgende omtales noen felter der virkemidlene i avfallssektoren gjennom en tid har vært i virksomhet.

Alt *avfall fra oppdrettsanlegg* ble før 1989 dumpet eller gravet ned. Gjenvinningsprosenten i dag er 75 %. Dette skyldes at alle fylkesmenn i perioden 1989 frem til 1992 med hjemmel i forurensningsloven har pålagt næringen å samle inn avfallet og å levere det til gjenvinning. Bare unntaksvis blir det gitt tillatelse til nedgraving. Kontrollen med gjennomføring av pålagte tiltak har økt både fra fylkesmannen og fra Fiskeridirektoratet/Fiskerisjefens side.

Det er totalt gitt ca 8 mill. kroner i tilskudd for fiskeoppdrettsavfall. Noe av dette gjelder også avfall fra tradisjonelt fiske.

Pålegg om oppsamling og gjenvinning av avfall har kostet ca. kr. 30-60 mill. i investeringsutgifter for oppdrettsanleggene, og kr. 30 mill./år i utgifter for levering av avfallet. Det er viktig å påpeke at denne typen tiltak også er til fordel for oppdretterene, da det bidrar til å hindre smittespredning som vil kunne føre til store økonomiske konsekvenser for anleggene.

Biloppsamlingssystemet har ført til at hensatte bilvrak ikke lenger er noe stort forsøplingsproblem. Bilvrakene gir 40-50.000 tonn resirkulert jernskrap pr. år, og derigjennom bedret ressursutnyttelse.

Resultatet av retursystemet er et nettverk på ca. 130 oppsamlingsplasser og 3 fragmenteringsanlegg på landsbasis. Innsamlingen av bilvrak har økt fra mellom 25 og 50 % før vrakpantordningen ble innført i 1978, og til en gjennomsnittlig returandel i perioden 1978 – 1991 på 83 %.

Vrakpantavgiften på nye biler skal dekke de tre utgiftspostene i biloppsamlingssystemet:
– utbetaling av vrakpant
– driftstilskudd til oppsamlingsplassene (175 kroner pr. vrak)
– presse- og transportstøtte

Utbetaling av vrakpant administreres av Toll- og avgiftsdirektoratet, de andre utbetalingene foretas av SFT. Stortinget har satt som forutsetning at inntekter og utgifter i systemet skal balansere over tid. Vrakpantavgiften har til nå vært tilstrekkelig til å dekke utgiftene, men på grunn av at nybilsalget har falt sterkt de siste årene, er et tidligere akkumulert overskudd redusert til null ved utgangen av 1993.

Returandelen på ombruksglass til øl/mineralvann og vin/brennevin er på hhv. 98 % (blant verdens høyeste) og 65 %. Det foreligger ingen status for returandeler før innføring av panteforskriften, men det var et frivillig system i drift, og det antas at dette systemet også hadde en høy returandel.

Norsk Glassgjenvinning (NGG) ble etablert i mai 1992, på bakgrunn av en avtale mellom Miljøverndepartementet og PLM Moss Glassverk av april 1991. Sentrale aksjonærer i NGG er PLM Moss Glassverk og norske brukere av glassemballasje (bryggeriene, konservesindustrien og Vinmonopolet). Formålet med NGG er å sikre gjenvinning av alt innsamlet glass i Norge. NGGs anlegg på Onsøy var i full drift fra april 1993. Det ble i 1993 samlet inn ca. 32.000 tonn glass til materialgjenvinning i Norge. Dette innebærer en gjenvinningsandel for glassemballasje som ikke går til ombruk på i underkant av 70 %.

Inntektene fra engangsemballasjeavgiftene var i 1991 på 163 mill. kroner. Drikkevareleverandørene velger selv hva slags emballasje som skal benyttes. Avgiftsordningen for engangsemballasje til ulike drikkevarer har bidratt til at emballasje som inngår i et pante- og ombrukssystem (glass- og plastflasker i motsetning til bokser med mineralvann og øl) har et konkurransefortrinn i Norge. Et planlagt bransjeorganisert retursystem for engangsemballasje (aluminiumsbokser) ble skrinlagt etter innføringen av en fast grunnavgift på kr 0,70 i 1994. Det regnes i dag med at vel *7 % av avfallet som registreres ved kommunale anlegg gjenvinnes*. Det er mangel på avfallsstatistikk som gjør at det pr. i dag ikke har noen detaljert oversikt over utviklingen av mengdene avfall som går til gjenvinning.

Når det gjelder gjenvinning kan det pekes på flere forhold som er grunner til at utviklingen ikke har vært så positiv som ønsket:
– Gjenvinning har i liten grad blitt sett på som en del av den totale avfallsbehandlingen.
– For å oppnå god nok kvalitet på avfall som råstoff må det satses på *sortering*, og dette har ikke blitt gjennomført i høy nok grad.
– Det finnes ikke i tilstrekkelig grad et *marked* for bruk av råstoff fra avfall.

I 1970- og 80-årene ble det satset noe midler på oppbygging av *sentralanlegg for sortering og kompostering*. Det ble det gitt statlig investeringsstøtte til etablering av *Resirkuleringsanlegget i Oslo* (ReO), som var et sentralsorteringsanlegg for usortert avfall. Anlegget skulle sortere ut papir, plast og metaller. Det viste seg imidlertid at anlegget ikke kunne produsere god nok kvalitet på sluttproduktene, med det resultat at anlegget gikk konkurs.

Basert på disse og lignende erfaringer er det bred enighet om at avfallet må *sorteres ved kilden* for å oppnå tilfredsstillende kvalitet på avfallet som ressurs og råstoff for nye produkter. For å få til dette vil det være behov for et stort engasjement fra den enkelte kommune og fra den enkelte avfallsbesitter. Ved siden av mer differensierte renovasjonsgebyrer og refusjonssystemer vil utvalget spesielt fremheve

betydningen av at informasjon og veiledning rettes mot alle aktører på avfallsområdet. Særlig er det viktig å legge vekt på informasjon rettet mot den enkelte kommune og derfra mot det enkelte hushold, slik at endringer i avfallspolitikken får den tilsiktede virkning på husholdningenes tilpasninger.

SFT/MD har gitt *tilskudd til private gjenvinningsprosjekter* siden 1979. Det er ikke foretatt noen oppsummering av resultatene fra prosjektene med tanke på økte mengder avfall til gjenvinning eller kvantitative reduserte utslipp. Følgende generelle opplysninger er innsamlet om slike prosjekter:

– Av prosjektene som ble støttet i perioden 1979-1988 var ca. 50 % i drift ved statusrapport i 1988.
– Av prosjektene som ble støttet i perioden 1989-1991 var de fleste i drift ved statusrapport i 1992. En vesentlig grunn til dette er etablering av omfattende støttordninger for papir og glass.
– Det er få konkurser og driftsstopp.
– De aller fleste forsøksordninger har blitt videreført i ordinære ordninger.

Målet om at det skal bygges opp innsamlingsordninger med tilstrekkelig kapasitet for alle typer *spesialavfall* i Norge er i ferd med å bli nådd. *Innsamlings- og mottakstilbudet for spesialavfall* dekker nå i underkant av 90 % av befolkningen, men økt tilgjengelighet må videreutvikles. Det fantes i 1993 39 godkjente innsamlere spredt over hele landet. I alt 400 kommuner har ved utgangen av 1993 tilbud om mottak eller innsamling av mindre mengder spesialavfall fra husholdninger og bedrifter (enkle containermottak, «miljøstasjoner» eller miljøbuss/miljøbil). Mengden avfall som kommer inn til slike lokale ordninger har økt med 12 % fra 1992 til 1993. Skvett'n kampanjen har videre ført til stor aktivitet i kommunene.

Total mengde innsamlet spesialavfall økte med 65 % fra 1990 til 1993, fra ca 60.000 til 98.000 tonn. Størstedelen av økningen skyldes innlevert mengde oljeboringsavfall som er mer enn fordoblet fra 1991 til 1992, og tredoblet på to år. Den nye forskriften om borekaks fra 1991 har således vist seg effektiv. Innsamlet spilloljemengde har økt med 10 % i samme periode. Ser man bort fra olje- og oljeboringsavfall, viser imidlertid også øvrige spesialavfallsgrupper samlet sett en økning på 8,9 %. For noen enkeltgrupper har innsamlingsgraden gått ned i forhold til 1991. Det gjelder f.eks. organiske løsemidler med halogen, men her var en nedgang ventet på grunn av at det arbeides målbevisst for å redusere bruken av halogenholdige løsemidler.

I tillegg til dette kommer omkring 10 000 tonn blybatterier som er samlet inn utenom spesialavfallssystemet og eksportert til behandling i Sverige.

SFT har gitt konsesjon til 38 behandlingsbedrifter for spesialavfall. Behandling består i forbrenning av spillolje (14), behandling av oljeboringsavfall (4), forbrenning av organisk avfall (5), gjenvinning av organisk avfall (2), deponering (1), behandling av uorganisk avfall (6) og annet (6). I 1992 ble det behandlet totalt 113.989 tonn spesialavfall, fordelt på 99.456 tonn innenlands, og 14.533 tonn til eksport.

Likevel har vi i Norge fortsatt et ufullstendig behandlingstilbud. Det mangler helt tilbud for PCB og kvikksølvholdig avfall. Dette avfallet blir lagret midlertidig. For PCB er det utarbeidet en samlet eksportplan for dette avfallet. Når det gjelder kvikksølvavfall arbeides det for en nordisk løsning. Behandlingsmuligheter for organisk avfall i småemballasje er også mangelfullt. Slikt avfall eksporteres til destruksjon ved behandlingsanlegg i utlandet, i hovedsak til anlegg i Norden.

Manglene i behandlingstilbudet sammen med at et midlertidig lager på Hjerkinn er skrinlagt forsterker behovet for et samlet behandlingstilbud. Samtidig skal ett av to øvrige midlertidige lagre avvikles. Selskapet NOAH som siden 1991 har

hatt ansvaret for å utvikle behandlingstilbudet, overtok 1.3. 1993 deponiet for uorganisk spesialavfall på Langøya ved Holmestrand. NOAH har nå startet planleggingen av et anlegg for det organiske spesialavfallet som det ennå ikke er behandlingstilbud for. Med dette anlegget på plass, etter planen innen utgangen av 1996, vil målet om at praktisk talt alt miljøfarlig avfall som genereres i Norge skal behandles i godkjente norske behandlings- og deponeringsanlegg bli nådd.

Kostnader for avfallsbesittere av spesialavfall i 1992 var på totalt 350-500 mill. kr, som fordelte seg mellom bedriftsintern behandling (100-250 mill. kroner), og kostnader for levering til spesialavfallssystemet (250 mill. kroner). Kostnadene for avfallsbesitterne forventes å øke de nærmeste årene, bl.a. fordi det forventes at mer avfall samles inn, fordi det blir høyere behandlingskostnader for visse typer avfall, og fordi EU foreslår skjerpede krav til endel behandlingsanlegg.

Etableringen av private innsamlingssystemer basert på frivillige ordninger har for visse avfallsfraksjoner medført et problem knyttet til «gratispassasjerer». Spesielt gjelder dette for glass og blybatterier. Videre forventes problemet å melde seg når det gjelder innsamling av bildekk (der forskriften først trådte i kraft 1.1.1995).

29.3 ETABLERING AV EFFEKTIVE INNSAMLINGSSYSTEMER FOR VISSE AVFALLSFRAKSJONER

Utvalget har i dette avsnittet valgt å konsentrere drøftingen om problemstillinger knyttet til *etablering av innsamlingssystemer rettet mot spesielle avfallsfraksjoner*. Det vises også til *"Økonomisk teori om virkemiddelbruk"* i kapittel 16 i del V for en mer teoretisk utdyping.

Der en avfallsfraksjon har en stabilt høyere verdi enn kostnadene ved innsamling av denne, vil innsamlingssystemer ofte oppstå uten inngrep fra statlige eller kommunale myndigheter fordi slik innsamling vil være bedriftsøkonomisk lønnsom. For visse avfallsfraksjoner vil det være slik at innsamling er bedriftsøkonomisk lønnsom i visse regioner av landet, men ulønnsom i andre regioner på grunn av små mengder og/eller store avstander. For andre avfallsfraksjoner vil det ikke være bedriftsøkonomisk lønnsomt å samle inn avfallet i noen regioner av landet fordi verdien av avfallet stabilt ligger lavere enn innsamlingskostnadene. Det kan imidlertid likevel være samfunnsøkonomisk lønnsomt å sikre særskilt innsamling og behandling av avfallet fordi man derved reduserer miljøkostnader (eksterne effekter) sammenlignet med annen disponering av avfallet.

Etter utvalgets vurdering bør myndighetenes oppgave i denne sammenhengen være å utforme virkemiddelbruken slik at den utløser og opprettholder innsamling og eventuell behandling av ulike avfallsfraksjoner når dette er samfunnsøkonomisk lønnsomt, men ikke vil være gjennomførbart på et rent bedriftsøkonomisk grunnlag. Utgangspunktet for å vurdere den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av innsamlingssystemer er den forutsatte reduksjonen i miljøkostnader (eksterne effekter) som oppnås ved innsamling og gjenvinning eller annen behandling av avfallet sammenlignet med en disponering uten slike virkemidler.

Utslippsavgift

Ideelt sett bør det innføres en *utslippsavgift som teoretisk bør differensieres* slik at den reflekterer de marginale samfunnsøkonomiske kostnadene med ulik disponering av avfallet. De totale samfunnsøkonomiske kostnadene er knyttet til eventuelle utgifter til innsamling og disponering (deponering, forbrenning, gjenvinning, etc.), og beregnede kostnader knyttet til miljøskader etter disponering (forsøpling, avrenning, utslipp til luft, luktplager, giftvirkninger etc.) minus eventuell verdi av avfal-

let. Det er imidlertid flere grunner til at det kan være vanskelig å få et system med utslippsavgifter til å fungere i praksis. En grunn til dette er at det vil være praktisk umulig å avgiftsbelegge forsøpling når dette faktisk skjer. Videre ville de administrative kostnadene ved et slikt avgiftssystem bli svært høye. Utslippsavgift som blir ilagt ved faktisk sluttdisponering av avfallet vil derfor ikke være gjennomførbart i praksis.

Ren produktavgift

En annen måte å prise miljøkostnader som avfall forårsaker er å avgiftsbelegge de produkter eller innsatsfaktorer som gir opphav til forurensning (produktavgift). Dette kan betraktes som en «forhåndsbetalt utslippsavgift». Avgiften fastsettes da ut fra forventede eksterne kostnader knyttet til produktet. En svakhet ved en slik produktavgift er at den ikke gir tilstrekkelige prissignaler om hvilken sluttdisponering av avfallet som er ønskelig, f.eks. gjenvinning fremfor forsøpling. Produktavgifter bidrar til å vri etterspørselen mot produkter som ikke er avgiftsbelagte, men gir ikke insentiver til ønsket sluttdiponering av produktet når det ender som avfall. En produktavgift alene er derfor et utilstrekkelig virkemiddel for å sikre samfunnsøkonomisk lønnsom innsamling og behandling av avfallet.

Virkemiddelbruk for å oppnå etablering av innsamlingssystemer for visse avfallsfraksjoner

Utvalget mener imidlertid at slike innsamlingsordninger kan være et egnet tiltak overfor mange avfallsfraksjoner, og at det er viktig å finne frem til en effektiv virkemiddelbruk for å utløse optimal innsamling av slike produktkategorier. En optimal virkemiddelbruk kan i utgangspunktet oppnås ved en todelt virkemiddelbruk, som både sikrer at prisen på produktet avspeiler de marginale miljøkostnadene ved den aktuelle bruken og avfallsdisponeringen av vedkommende produkt, og som gir avfallsbesitterne de samfunnsøkonomisk riktige insentiver ved valget av avfallsdisponering.

Det første leddet i en slik virkemiddelbruk vil være en produktavgift, som skal avspeile de samfunnsøkonomiske kostnadene ved avfallsdisponeringen. Avgiften skal i prinsippet reflektere to forhold. Den ene komponenten er de marginale miljøkostnadene ved avfallsdisponeringen. Disse kostnadene vil avhenge av fordelingen av produktmassen på ulike avfallsdisponeringsalternativer. Denne komponentens størrelse vil kunne bli redusert over tid hvis andelen av produktet som går til innsamling og miljømessig ønskelig behandling øker. Den andre komponenten skal reflektere statens kostnader knyttet til den virkemiddelbruken som settes inn for å oppnå en optimal innsamlingsgrad for vedkommende produkt, og skal over noen år samsvare med disse kostnadene, som vil kunne variere betydelig fra år til år. Den samlede produktavgiften er summen av de to komponentene. I praksis vil det være hensiktsmessig at størrelsen på produktavgiften fastlegges gjennom en langsiktig, samfunnsøkonomisk vurdering, hvor man forsøker å å fange opp de gjennomsnittlige kostnadselementene over en periode på noen år.

Kjernen i det andre leddet i virkemiddelbruken vil i prinsippet være at avfallsbesitter mottar en «premiering» når han leverer inn et produkt til innsamlingsordningen, som har en størrelse som tilsvarer innsparingen i miljøkostnader ved innlevering i forhold til alternativ disponering. Hvorvidt dette i praksis best kan iverksettes som et system med tilskudd pr. produktenhet rettet mot innsamlerne, eller som et pantesystem med utbetaling til den enkelte avfallsbesitter, vil avhenge av forhold knyttet til den enkelte avfallsfraksjon.

Utvalgets flertall, medlemmene Asheim, Berg, Bugge, Fretheim (leder) og Glad Stokland, mener at den delen av produktavgiften som fastsettes ut fra statens kostnader ved innsamlingssystemet er å betrakte som et gebyr. Gebyret er betaling for den avfallsbehandlingstjeneste som kjøperne av produktet mottar når de skal kvitte seg med produktet.

Et slikt «forhåndsbetalt avfallsgebyr» bør kunne ilegges som et eget prispåslag selv om produktet ikke også pålegges en miljøavgift. Flertallet mener at et slikt system etablerer et klart skille mellom miljøavgifter, som ikke bør øremerkes, og gebyrer, som er betaling for en konkret tjenste. Gebyrets størrelse vil i prinsippet kunne fastsettes på et lavere myndighetsnivå enn Stortinget.

Utvalgets mindretall, medlemmene Røvik, Raasok, Schreiner og Tandberg, kan ikke slutte seg til det syn at en særskilt del av produktavgiften som fastsettes ut fra statens kostnader ved innsamlingssystemet kan betraktes som et gebyr, dvs. betaling for en tjeneste. Disse medlemmer mener flertallets forslag til finansiering av innsamlingsordninger innebærer øremerking av produktavgifter. Øremerking av avgifter er klart i strid med gjeldende skatte- og avgiftspolitikk. Slike skattepolitiske vurderinger er for øvrig ikke omfattet av utvalgets mandat.

KAPITTEL 30

Generelle erfaringer fra analysen av de enkelte forurensningsproblemene

Avslutningsvis i analysedelen vil utvalget redegjøre for de generelle erfaringene som er gjort når teorien om virkemiddelutformingen i del V er anvendt på de ulike forurensningsproblemene. Presentasjonen av de generelle erfaringene tar utgangspunkt i sentrale kriterier for virkemiddelbruk hentet fra del V. Deretter belyses disse hensynenes praktiske rekkevidde gjennom erfaringsmateriale fra analysedelen. I *"Sammenfattende vurderinger"* i avsnitt 30.6 foretas enkelte sammenfattende vurderinger vedrørende virkemidlenes kjerneområder, behovet for helhetlige vurderinger og ønskeligheten av etterfølgende evalueringer.

I det følgende vil det bli fokusert på direkte reguleringer, avgifter og omsettelige kvoter. Erstatningsansvar og andre privatrettslige reguleringer vil bare bli berørt enkelte steder. Bakgrunnen er at det på de fleste områder er de offentlige virkemidlene som er mest anvendelige i forhold til forurensningsproblemene. Privatrettslige løsninger forutsetter at miljøkonfliktene kan reduseres til enkeltsaker som angår et begrenset antall parter. Imidlertid er forurensningsproblemene av en slik karakter at dette i liten grad lar seg gjøre, med unntak for akutte utslipp og rent lokale forurensningsproblemer. I *"Privatrettslige regler som miljøpolitiske virkemidler"* i avsnitt 16.7 er det gitt en nærmere vurdering av privatrettslige regler som miljøpolitiske virkemidler.

30.1 VIRKEMIDLENE BØR RETTES MEST MULIG DIREKTE MOT MILJØPROBLEMENE

Det er på det rene at virkemidlene bør rettes mest mulig direkte mot miljøproblemene (se *"Hvilke faktorer bør reguleres"* i avsnitt 16.1.3). Hva dette betyr i praksis sammenfattes nedenfor.

30.1.1 Miljøkvalitet

Den mest direkte koblingen mellom virkemidler og miljøproblemene oppnås ved å gjøre forurenser direkte ansvarlig for miljøkvaliteten. Hvis det bare er én utslippskilde til resipienten, er det mulig å benytte resipienkrav som virkemiddel. Visse praktiske forhold begrenser imidlertid rekkevidden av dette virkemidlet (se bl.a. *"Miljøkvalitetsnormer"* i avsnitt 21.3.5).

Når flere utslippskilder påvirker miljøkvaliteten, kan det som grunnlag for myndighetenes virkemiddelbruk fastsettes grenseverdier for miljøkvaliteten. Slike grenseverdier er ikke virkemidler i vanlig forstand, men kan være grunnlaget for iverksettelse av ulike virkemidler.

Erstatningsreglene kan sies å reflektere bestemte miljøkvalitetskrav ved at erstatningsansvarets omfang bl.a. vurderes i forhold til miljøskaden. En fordel med erstatningsansvaret er at det gir aktørene et insentiv til å følge forsiktighetsregler som det ville være praktisk vanskelig å gi pålegg om eller knytte avgift til. Dette er noe av bakgrunnen for at erstatning spesielt kan være et hensiktsmessig virkemiddel i forhold til akutte utslipp (se *"Oppnådde miljøresultater og enkelte kostnadstall"* i avsnitt 28.2.1).

30.1.2 Utslipp

Komplikasjonene ved å benytte resipientkrav som virkemiddel, gjør at utslippenes størrelse ofte er den faktor i årsakskjeden som samvarierer mest med miljøproblemet, og som det er praktisk mulig å knytte virkemiddelbruken til.

Begrensningen i å anvende utslippenes størrelse som grunnlag for virkemiddelbruk, ligger i mulighetene for å foreta utslippsmålinger som kan kontrolleres av myndighetene, og kostnadene ved dette. Dette er noe av forklaringen på at virkemidler basert på måling av utslipp først og fremst benyttes i forhold til punktutslipp fra større kilder, som industribedrifter og avfallsforbrenningsanlegg.

Den nærmere utformingen av utslippsgrenser eller utslippsavgifter, bør knyttes så nært opp til miljøvirkningene som mulig, bl.a. slik at virkemiddelbruken reflekterer i hvilken grad det er akkumulerte utslipp eller den umiddelbare effekten av utslippene som er viktig for miljøkonsekvensene. For en nærmere beskrivelse av hvordan utslippsgrenser i praksis kan formuleres for å ivareta slike hensyn, vises til *"Utformingen av utslippstillatelsene"* i avsnitt 21.1.3.

30.1.3 Produkters egenskaper

Mange miljøproblemer viser seg å ha en eller annen sammenheng med produkters (herunder produksjonsfaktorers) egenskaper. Jo nærmere sammenhengen er, jo mer aktuelt er det å benytte produktene som tilknytningspunkt for virkemiddelbruken. Praktiske forhold kan gi produktrelaterte virkemidler fortrinn fremfor virkemidler basert på utslippsmålinger, jf. *"Administrasjonskostnader"* i avsnitt 30.4 om administrasjonskostnader.

Produkter kan skape miljøproblemer i ulike faser av produktsyklusene, bl.a. som innsatsfaktor i produksjonsprosesser, som forbruksvare og som avfall. De faktiske *sammenhenger mellom anvendelsen av et produkt og utslippet* må undersøkes konkret.

Yttertilfellet er at det er et entydig forhold mellom anvendelsen av et produkt og utslippenes størrelse. Som det fremgår i *"Klimaendringer"* i kapittel 26 er dette i praksis situasjonen når det gjelder forholdet mellom forbruk av fossilt brensel og utslippene av CO_2 .

Situasjonen er f.eks. annerledes for NO_X -utslipp, selv om også disse har sammenheng med forbruk av fossilt brensel. Dette fordi NO_X -utslipp påvirkes av forhold ved forbrenningen, og i mindre grad er korrelert med energiforbruket og nitrogeninnholdet i brenselet (se *"Vurdering av kostnads- og styringseffektivitet"* i avsnitt 25.2.4).

Når det f.eks. gjelder begroingshindrende midler som inneholder miljøgiften organotinn (se *"Virkemiddelbruken overfor produkter"* i avsnitt 22.2.7), vil det være en relativt nær sammenheng mellom bruken og organotinnutslippet. De begroingshindrende midlene benyttes bl.a. som bunnstoff til båter og notimpregneringsmiddel, og vil dermed gradvis tilføres vannmiljøet. For andre produkter som inneholder miljøgifter trenger ikke sammenhengen mellom miljøgiftsinnholdet og utslippene være like entydig. En viktig årsak til dette er at produktene kan være av en slik karakter at det er mulig å unngå eller begrense utslipp gjennom gjenvinning eller forsvarlig avfallsbehandling. For at produktrelaterte virkemidler skal være treffsikre i forhold til utslippenes størrelse i en slik situasjon, må virkemiddelbruken inneholde de rette insentiver til resirkulering/avfallsbehandling, bl.a. refusjonssystemer (se *"Etablering av effektive innsamlingssystemer for visse avfallsfraksjoner"* i avsnitt 29.3).

Fordi produkter kan fraktes fra et sted til et annet, er også *sammenhengen mellom utslippsstedet og miljøkonsekvensene* av betydning for hensiktsmessigheten av

å knytte virkemiddelbruken til produktene. I den grad miljøvirkningene varierer med utslippsstedet, kan det skape problemer for en produktorientert virkemiddelbruk.

Når det gjelder globale miljøproblemer som drivhuseffekt og reduksjon av ozonlaget, er det uten betydning hvor det produktrelaterte utslippet skjer. Situasjonen er annerledes for lokale miljøproblemer hvor miljøkonsekvensene i stor grad vil variere med utslippsstedet. F.eks. vil den lokale effekten av NO_X -utslipp fra biler være mer alvorlig i en tett befolket bygate enn i spredtbygde strøk. Som et utgangspunkt kan det sies å være mindre behov for å differensiere virkemiddelbruken i forhold til regionale miljøproblemer enn i forhold til de lokale. Imidlertid vil også regionale miljøkonsekvenser kunne variere med utslippsstedet. F.eks. vil SO_2 -utslipp på Sørlandet medføre ca. 5 ganger så store forsuringsskader som utslipp i Trøndelagsområdet (se *"Vurdering av kostnads- og styringseffektivitet"* i avsnitt 25.2.4).

For at det skal være hensiktsmessig å knytte virkemidlene til produktene er det ikke tilstrekkelig at det er en viss årsakssammenheng mellom produktenes egenskaper og miljøproblemene. I tillegg må forholdene også praktisk sett ligge til rette for å knytte virkemidlene til de relevante produktegenskapene. I *"Praktiske muligheter og begrensninger"* i avsnitt 22.3.3 drøftes f.eks. problemene med å relatere virkemidlene til miljøgiftsinnholdet i ulike produkter.

30.1.4 Bestemte tiltak

Virkemiddelbruk som knytter an til gjennomføring av bestemte tiltak, herunder adferdsendringer, er en samlekategori som dekker flere forskjellige forhold. Felles for en del situasjoner som det er aktuelt å regulere på denne måten, er at det av ulike årsaker ikke er mulig eller hensiktsmessig å benytte utslipps- eller produktrelaterte virkemidler.

Det er i utgangspunktet en generell svakhet ved virkemiddelbruk som fokuserer på bestemte tiltak, at aktørenes fleksibilitet reduseres. Dette vil medføre effektivitetstap i den grad aktørene ellers ville funnet frem til billigere eller mer virkningsfulle tiltak.

Når det f.eks. gjelder avrenning av fosfor og jorderosjon i jordbruket, er det ikke praktisk mulig å gjennomføre utslippsmålinger, samtidig som dette problemområdet er lite egnet for en produktorientert virkemiddelbruk. På denne bakgrunn er virkemidlene på dette området bl.a. knyttet til tiltak vedrørende jordarbeiding og spredning av husdyrgjødsel.

Andre eksempler på at virkemiddelbruk relatert til bestemte tiltak kan være vanskelig å erstatte med andre virkemidler, gjelder deler av virkemiddelbruken overfor akutte utslipp, som f.eks. bestemmelsene om varslingsplikt og beredskapsplaner.

Også når virkemiddelbruken skal påvirke lokaliseringen, er det i liten grad praktiske alternativer til å knytte virkemiddelbruken til bestemte tiltak. Dette gjelder eksempelvis når man gjennom arealplanlegging ønsker å unngå boligbygging i nærheten av forurensningskilder, som f.eks. veganlegg, eller når det er ønskelig å føre et kloakkutslipp ut av en fjord med dårlig vannutskiftning.

30.2 KOSTNADSEFFEKTIVITET OG STYRINGSEFFEKTIVITET

30.2.1 Med fokus på den enkelte utslippskilde

Som beskrevet i den teoretiske gjennomgangen i del V (se særlig *"Virkemiddelbruk ved ufullkommen informasjon om miljøskade og tiltakskostnader"* i avsnitt 16.3.1), har miljøavgifter og direkte reguleringer forskjellige typer effektivitetsegenskaper.

Det er miljøavgiftene som gir aktørene størst fleksibilitet i gjennomføringen av miljøtiltak, og som dermed gir insentiver til valg av de mest kostnadseffektive tiltakene. Imidlertid vil bruk av miljøavgifter kunne innebære usikkerhet om hvilke utslippsreduksjoner aktørene vil sørge for ved ulike avgiftsnivåer. Fordelen med direkte reguleringer er at de er styringseffektive i den forstand at myndighetene kan fastsette hvilke utslippsreduksjoner som skal oppnås. Samtidig vil det være problematisk for myndighetene å vite til hvilken kostnad miljøtiltakene blir gjennomført.

Om avgift eller direkte regulering er å foretrekke vil derfor i utgangspunktet avhenge av hvilke effektivitetsegenskaper som er viktigst. Gjennomgangen av de ulike forurensningsproblemene i del VI viser at behovet for styringseffektivitet overfor den enkelte utslippskilde som regel vil være størst i forhold til store, stasjonære utslippskilder som bidrar til lokale miljøproblemer. Dette fordi den enkelte kilde i slike tilfeller ofte bidrar vesentlig til miljøtilstanden i resipienten. Situasjonen blir annerledes dersom den enkelte utslippskilde er av mindre betydning for resipienttilstanden. Et eksempel på dette gis i *"Generell vurdering av virkemiddelbruken på hele innsatsområdet"* i avsnitt 22.2.3, hvor det fremgår at behovet for styringseffektivitet i utgangspunktet er større for punktutslipp av miljøgifter fra f.eks. industrivirksomhet enn i forhold til diffuse utslipp forårsaket av miljøgiftsinnholdet i produkter.

30.2.2 Kostnadseffektivitet på tvers av utslippskilder

Virkemidlene bør innrettes på en slik måte at de totale tiltakskostnadene ved å løse eller begrense et miljøproblem blir lavest mulig. Der det ikke er mulig å bruke helt generelle virkemidler, kan dette kreve helhetlige virkemiddelanalyser som favner alle utslippskilder som bidrar til miljøproblemet, slik at det oppnås kostnadseffektivitet på tvers av kilder.

Enklest er situasjonen dersom en utslippsenhet bidrar like mye til miljøproblemet uansett hvilke av aktørene som står for utslippet. I så fall oppnås kostnadseffektivitet dersom kostnadene ved å redusere ytterligere en utslippsenhet er like for alle aktørene, eller, i økonomiske termer, at de marginale tiltakskostnadene er like.

I tilfeller som dette vil generelle, sektorovergripende økonomiske virkemidler ha fortrinn. En avgiftsordning vil gi insentiver til å iverksette alle miljøtiltak med lavere kostnader pr. redusert utslippsenhet enn det som spares i avgift, og på den måten legge opp til samsvarende marginale tiltakskostnader. Gjennom et system for omsettelige utslippskvoter vil i teorien kvotehandelen foregå helt til alle har de samme marginale tiltakskostnadene (se *"Skjev informasjon om tiltakskostnadene"* i avsnitt 16.3.1.2).

Svakheten ved direkte reguleringer er at myndighetene i prinsippet aldri kan ha fullstendig informasjon om variasjoner i tiltakskostnadene. Mulighetene for å fremskaffe informasjon som er nødvendig for å kunne differensiere virkemiddelbruken slik at de rimeligste tiltakene utløses, behandles i *"Tiltaksanalyser"* i avsnitt 16.5 om tiltaksanalyser.

Mer komplisert blir situasjonen dersom *miljøkonsekvensene varierer med utslippsstedet*. I så fall kan miljøskadene øke dersom en utslippstillatelse overføres fra et sted til et annet. Dermed vil effektiviteten til et system med omsettelige kvoter bli redusert.

En avgiftsordning kan i prinsippet differensieres geografisk, men dette kan være administrativt krevende. Bakgrunnen for dette er bl.a. at det er administrative fordeler ved å knytte miljøavgiftene til produkter (se *"Dynamisk effektivitet"* i avsnitt 30.3), samtidig som det er lite hensiktsmessig med geografisk differensierte produktavgifter (se *"Produkters egenskaper"* i avsnitt 30.1.3).

I praksis vil således bruk av miljøavgifter og omsettelige kvoter for å sikre kostnadseffektivitet på tvers av utslippskilder være mest aktuelt i forhold til utslipp som er av en slik karakter at utslippsstedet er uten betydning eller av relativt liten betydning for miljøkonsekvensene. Dette vil typisk være tilfelle i forhold til globale og regionale miljøproblemer.

I forhold til lokale miljøproblemer må det for øvrig understrekes at kravet til kostnadseffektive løsninger på tvers av utslippskilder gjelder for utslipp til samme resipient. (At det er billigere å redusere tilførselen av næringssalter til vassdrag A enn til vassdrag B, er av liten interesse dersom det er i vassdrag B det er overgjødslingsproblemer.)

I tillegg til de begrensninger som følger av miljøproblemets art, setter også *utslippskildenes karakter* grenser for hvor generell virkemiddelbruken kan bli. Viktig i denne sammenheng er hvilke omstendigheter virkemidlene kan knyttes til. Utslipp av næringssalter kan tjene som eksempel på dette. Kildene til slike utslipp er bl.a. landbruket, kommunal kloakkbehandling og ulike former for industrivirksomhet. Som det fremgår i *"Overgjødsling"* i kapittel 23 om overgjødsling er ikke disse kildene av en slik karakter at alle relevante miljøtiltak kan fanges opp av generelle sektorovergripende virkemidler knyttet til f.eks. utslippenes størrelse eller produkters egenskaper. Bakgrunnen for dette er bl.a. at utslippene fra det enkelte gårdsbruk er vanskelige å måle, og at det ikke finnes produksjonsfaktorer som egner seg som utgangspunkt for sektorovergripende virkemiddelbruk mot næringssaltutslipp.

Situasjonen er annerledes for f.eks. CO_2 -utslippene fordi den vesentligste kilden i denne sammenheng er forbruk av fossilt brensel, slik at generelle sektorovergripende virkemidler kan knyttes til dette produktet (se *"Klimaendringer"* i kapittel 26 om klimaendringer).

30.3 DYNAMISK EFFEKTIVITET

Et annet moment i vurderingen av virkemidlene er deres dynamiske effektivitet, dvs. i hvor stor grad virkemidlene gir riktige insentiver til å redusere tiltakskostnader og utslipp over tid. Direkte regulering og økonomiske virkemidler vil i så måte ha forskjellige egenskaper. Riktig fastsatte miljøavgifter innebærer et kontinuerlig insentiv til å redusere utslippene til et samfunnsøkonomisk sett fornuftig nivå. Også et system med omsettelige utslippskvoter inneholder et dynamisk insentiv i og med at utslippsreduksjoner kan gi inntekt ved kvotesalg. Videre kan myndighetene lage mekanismer for reduksjon av de samlede kvotene over tid. Direkte reguleringer gir ikke i utgangspunktet insentiver til å gjøre mer enn det som er nødvendig for å tilfredsstille kravene. F.eks. gir ikke bestemmelsene om maksimalgrenser for svovelinnhold i fyringsolje noe motiv for å benytte olje med svovelinnhold lavere enn grensen. Det gjør derimot avgiften på svovelinnholdet.

Også i et system med direkte regulering er det imidlertid vanlig å legge inn dynamiske elementer. Dette vil imidlertid ikke automatisk sikre effektivitet over tid. Eksempler på dynamiske elementer er at kravene strammes inn etter som myndighetene vurderer det slik at de praktiske mulighetene for utslippsreduksjoner foreligger. Videre kan private aktører pålegges aktivt å undersøke forbedringsmulighetene; noe som i sin tur kan gi grunnlag for strengere krav. F.eks. er det ikke uvanlig at bedrifter samtidig som de får tillatelse til utslipp innenfor gitte utslippsgrenser, gis pålegg om å utrede mulighetene for å redusere utslippene ned til et mer ambisiøst nivå. Et problem i denne sammenheng vil imidlertid være at bedriftene har økonomisk interesse i ikke å frembringe informasjon som kan gi myndighetene grunnlag for kostnadskrevende pålegg.

Erstatningsreglene inneholder et dynamisk element ved at det for å unngå erstatningsansvar vil kunne være lønnsomt å arbeide kontinuerlig med å identifisere og gjennomføre tiltak for å forebygge forurensningsskader (se *"Erstatnings- og straffeansvar"* i avsnitt 28.2.2.1).

Dynamiske elementer som ikke er knyttet til de ulike virkemiddelkategoriene som er drøftet ovenfor, er offentlig finansiert forskning, profittmotivert utvikling av miljøteknologi fra andre enn de forurensende aktørene og det forhold at miljøvennlige produksjonsprosesser og produkter kan utgjøre et konkurransefortrinn i markedsføringen.

I utformingen av virkemidlene med tanke på dynamisk effektivitet må næringslivets behov for *langsiktige og stabile rammebetingelser* tas i betraktning. Utvalget understreker f.eks. i *"Behovet for langsiktige rammebetingelser"* i avsnitt 21.2.3 at det i vurderingen av om utslippstillatelser bør skjerpes, bl.a. må tas hensyn til nytten av at utstyr som det investeres i får en viss levetid før det utrangeres, og bedriftenes behov for en viss omstillingstid.

Samtidig må man i dag se det slik at hensynet til miljøet er en viktig rammebetingelse for bedriftenes virksomhet. Denne rammebetingelsen endres nødvendigvis dersom det f.eks. fremkommer opplysninger om at en bedrifts produksjonsprosess eller produkter har mer alvorlige miljøkonsekvenser enn opprinnelig antatt.

30.4 ADMINISTRASJONSKOSTNADER

Med administrasjonskostnader menes i denne rapporten de kostnader ved å iverksette og gjennomføre virkemiddelbruken som ikke er knyttet direkte til tiltak eller omstillinger, enten kostnadene bæres av offentlige eller private aktører. F.eks. vil både myndigheter og bedrifter ha kostnader knyttet til måling og kontroll av utslippene.

Generelle virkemidler vil i utgangspunktet kreve mindre administrasjonskostnader enn virkemiddelbruk basert på enkeltvedtak, f.eks. gjennom et konsesjonssystem. Begrensningene i bruken av generelle virkemidler er i første rekke knyttet til eventuelle behov for å tilpasse virkemiddelbruken til variasjoner i miljøproblemenes og utslippskildenes karakter (se bl.a. *"Generelle virkemidler"* i avsnitt 21.3.3).

Administrasjonskostnadene vil til dels være av forskjellig art for direkte reguleringer og avgifter. Dette skyldes bl.a. forskjeller i beslutningsprosessene (se *"Juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk"* i kapittel 6, særlig *"Juridiske problemstillinger knyttet til miljøavgifter"* i avsnitt 6.6) og at en avgiftsordning krever etablering av et system for kontroll av avgiftsgrunnlaget og innkreving av avgiften.

Når det gjelder avgiftsordninger, vil det ofte være administrative fordeler ved å knytte avgiftene til produkter. Bakgrunnen for dette er bl.a. avgiftstekniske fordeler ved å innkreve avgiften i forbindelse med omsetningen av produkter, og at produktavgifter ikke krever slike utslippsmålinger som avgifter på utslippene.

I et system med omsettelige kvoter kan det bl.a. være av betydning for administrasjonskostnader at myndighetenes kontroll av at kvotene overholdes vil kunne bli noe mer komplisert enn ved faste kvoter.

30.5 ETTERLEVELSE

I forbindelse med utformingen av nye virkemidler må det også vurderes hva som skal til for å oppnå en tilfredsstillende etterlevelse av reguleringene. Hvilke faktorer som er av betydning i denne sammenheng, er det gitt en generell redegjørelse for i *"Forutsetningen om at miljøreguleringene etterleves"* i kapittel 17. Viktige momen-

ter er bl.a. hvilke motiver aktørene kan ha for å overtre bestemmelsene, sjansene for å bli oppdaget og hvilke negative sanksjoner overtredelser kan bli møtt med.

Etterlevelse av avgiftsordninger betyr etterlevelse av det juridiske grunnlaget for avgiften (bl.a. plikten til å betale avgift) og ikke oppfyllelse av bestemte miljøkrav. Denne forskjellen mellom avgifter og direkte reguleringer innebærer forskjeller i hva som skal til for å oppnå etterlevelse av bestemmelsene, jf. den nærmere redegjørelsen for dette i *"Spesielt om etterlevelsen av avgiftsregler"* i avsnitt 17.4.

I tillegg til fastsettelsen av sanksjoner ved regelbrudd, vil også andre sider ved utformingen av virkemidlene kunne ha betydning for etterlevelsen. F.eks. bør det i vurderingen av om det skal kreves gebyr for mottak av avfall, tas hensyn til at slikt gebyr kan motivere til ulovlig dumping av avfallet (se bl.a. *"Avgifter og gebyrordninger"* i avsnitt 28.2.2.3).

For så vidt gjelder virkemidler overfor produkter, kan det i en del tilfeller oppnås økt etterlevelse ved å rette virkemiddelbruken mot aktørene i en tidlig fase av produktsyklusen (f.eks. produsenter eller grossister) i stedet for forbrukerleddet. Dette bl.a. fordi kontrollvirksomheten i så fall kan konsentreres om færre og mer profesjonelle aktører. I *"Praktiske muligheter og begrensninger"* i avsnitt 22.3.3 anbefales f.eks. at reguleringen av miljøgifter i produkter fortrinnsvis knyttes til råvarestadiet.

30.6 SAMMENFATTENDE VURDERINGER

30.6.1 Betydningen av miljøproblemenes og utslippskildenes karakter

Analysen av de ulike forurensningsproblemene har vist at det i praksis vil være flere aktuelle virkemiddelutforminger, med ulike fordeler og ulemper. Noen virkemiddelutforminger kan ha fortrinn i forhold til enkelte hensyn, mens alternative løsninger kan ha mer fordelaktige egenskaper på andre områder. Kostnadene ved ikke å tilfredsstille de ulike hensynene vil dessuten variere fra område til område.

For å kunne velge de mest effektive virkemidlene, bør det derfor foretas sammenlignende vurderinger av de aktuelle alternativene. Gjennom utvalgets arbeid med konkrete virkemiddelvalg har det vist seg at det særlig er to dimensjoner ved problemområdene som er utslagsgivende i slike vurderinger, og det er miljøproblemenes og utslippskildenes karakter.

Relevante sider ved *miljøproblemets karakter* er bl.a. i hvilken grad miljøkonsekvensene varierer med utslippsstedet, om én og samme utslippskomponent har ulike typer miljøkonsekvenser, om utslippene akkumuleres slik at de har virkninger over tid, om det er bestemte tålegrenser i resipientene og andre forhold av betydning for miljøskadefunksjonen.

Med *utslippskildenes karakter* menes bl.a. antallet kilder, variasjoner i tiltakskostnadene mellom ulike kilder, om ett og samme miljøtiltak har effekt på flere utslippskomponenter, mulighetene for å måle utslipp, om forbruket av bestemte produkter (f.eks. som innsatsfaktorer) samvarierer med miljøproblemene og om det finnes et felles tilknytningspunkt for virkemiddelbruken på tvers av kilder og sektorer.

Det er viktig at alle relevante hensyn trekkes inn vurderingen. På kostnadssiden må f.eks. virkemidlenes administrasjonskostnader i vid forstand inkluderes, mens det i forhold til nyttevirkningene må tas i betraktning hvor stor etterlevelse av reguleringene man kan regne med.

30.6.2 Virkemidlenes kjerneområder

Med tanke på de ulike virkemiddeltypenes anvendelsesområde har det særlig vist seg å være av betydning i hvilken grad forurensningenes miljøkonsekvenser varierer med utslippsstedet. En vanlig inndeling i denne forbindelse er om miljøvirkningene er lokale, regionale eller globale.

Flere momenter trekker i retning av at det viktigste anvendelsesområdet for *avgifter* er i forhold til miljøproblemer av global eller regional karakter. Dette skyldes bl.a. at avgifters fortrinn med tanke på kostnadseffektivitet på tvers av kilder er av stor betydning i tilfeller hvor det er mange utslippskilder som bidrar til samme problem. Samtidig vil flate avgifter pga. redusert styringseffektivitet og lokaltilpasning være mindre egnet overfor lokale miljøproblemer hvor miljøskadene er sterkt avhengig av utslippsstedet.

Det er avgiftstekniske fordeler ved å knytte avgiftsordninger til omsetningen av produkter. Dermed forsterkes også konklusjonen om at miljøavgifter har sitt kjerneområde i forhold til globale og regionale miljøkonsekvenser. Dette fordi produkter kan fraktes fra sted til sted slik at produktavgifter som regel vil være lite målrettede i forhold til lokale miljøproblemer.

Vurderingene ovenfor stemmer med at de mest sentrale av dagens miljøavgifter er knyttet til fossilt brensel, samtidig som de i første rekke er rettet mot globale og regionale miljøkonsekvenser (bl.a. CO_2 -avgiften og svovelavgiften).

Bruk av *omsettelige utslippskvoter* er mest aktuelt i tilfeller hvor miljøeffektene er uavhengige av hvilke av de involverte utslippskildene som står for utslippene. Bakgrunnen er forutsetningen om at overføringen av utslippskvoter fra et sted til et annet ikke skal medføre uakseptable endringer i miljøkonsekvensene. Denne forutsetningen vil lettest kunne være oppfylt når det dreier seg om globale og regionale miljøproblemer. Bruk av omsettelige utslippskvoter kan imidlertid også tenkes å være et alternativ når flere virksomheter har utslipp til samme lokale resipient, f.eks. en fjord.

Det er naturlig å benytte *direkte reguleringer* i form av forbud dersom nyttekostnadsvurderinger leder til at visse utslipp eller produktegenskaper ikke bør forekomme i det hele tatt. Bl.a. på bakgrunn av komplikasjonene ved å differensiere økonomiske virkemidler i forhold til at miljøskadene kan variere med utslippsstedet, vil dessuten direkte reguleringer i alminnelighet ha fortrinn når det dreier seg om få og store kilder til lokale miljøproblemer. I den grad lokale miljøproblemer forårsakes av mange utslippskilder (som f.eks. lokale luftforurensninger og støy som følge av vegtrafikk), kan det imidlertid være fordelaktig å benytte økonomiske virkemidler. For øvrig vil som regel direkte reguleringer være det mest nærliggende alternativet dersom administrasjonskostnadene knyttet til kontroll av aktuelle avgiftsgrunnlag blir for høye, og det heller ikke er hensiktsmessig å benytte omsettelige kvoter.

Som nevnt innledningsvis vil *privatrettslige regler* i første rekke kunne ha praktisk betydning i forhold til akutte utslipp og rent lokale forurensningsproblemer.

Erfaringen fra gjennomgangen av de ulike forurensningsproblemene er at de fleste utslippskomponentene har størst skadevirkninger i nærheten av utslippspunktet. Unntaket er i første rekke utslipp som kan bidra til globale miljøproblemer gjennom reduksjon av ozonlaget og klimaendringer. Det typiske ved utslipp som medfører regionale miljøproblemer er at disse utslippskomponentene også har lokale miljøvirkninger. Dette gjelder f.eks. SO_2 - og NO_X -utslipp til luft og utslipp av næringssalter og miljøgifter til vann.

I tilfeller hvor ett og samme utslipp har forskjellige miljøvirkninger er det ønskelig å kunne anvende ulike virkemidler overfor de ulike typene av miljøproblemer. Analysen av virkemidler overfor SO_2 -utslipp i *"Langtransporterte luftforu-*

rensninger" i kapittel 25 gir et eksempel på dette. For store punktutslipp av SO_2 bør det av hensyn til lokal luftkvalitet fastsettes utslippsgrenser. For ytterligere utslippsreduksjoner av hensyn til regionale forsuringsproblemer, kan forholdene ligge til rette for bruk av generelle økonomiske virkemidler, som f.eks. omsettelige kvoter.

Når det benyttes ulike virkemidler overfor samme type utslipp, må dimensjoneringen av virkemidlene justeres i forhold til hverandre. I den grad utslippet reduseres av hensyn til lokale miljøkonsekvenser, vil det selvfølgelig også ha betydning for de regionale miljøkonsekvensene og vice versa.

30.6.3 Etterfølgende evalueringer

I tillegg til at det før innføring av nye virkemidler bør foretas helhetlige vurderinger av aktuelle alternativer, mener utvalget at det i større grad enn i dag bør gjennomføres *etterfølgende evalueringer* når virkemidlene har vært i bruk en stund. Etablering av resultatkontrollsystemer bør være en integrert del av virkemiddelbruken på ethvert område. Gjennom slik oppfølging vil myndighetene både kunne korrigere kursen på området og dessuten bygge opp erfaringsmateriale vedrørende egenskapene til ulike typer miljøpolitiske virkemidler både når det gjelder miljøvirkninger og kostnader.

Litteraturliste

Arbeidsgruppe for modellberegninger, 1994: Resultatkontroll – forurensninger fra jordbruket 1994. Rapport til kontaktutvalget for jordbruk og miljø. 44 s. + vedlegg.

Backer, I.L., 1990: Innføring i naturresurs- og miljørett. Ad Notam. Oslo. 140 s.

Bergem, J.E., 1980: Regulering av forurensende utslipp. Institutt for offentlig retts stensilserie nr 35. Oslo. s. 32-37.

DNVI – ECON, 1993 a: Virkemiddelbruken i miljøforvaltningen i Grenland. Det Norske Veritas Industri Norge A/S, rapport nr 93-3513 og ECON Energi a.s., rapport nr 29/93. Oslo. 73 s. + vedlegg.

DNVI – ECON, 1993 b: Virkemiddelbruken overfor utslipp fra treforedlingsindustrien. Det Norske Veritas Industri Norge A/S, rapport nr 93-3524 og ECON Energi a.s., rapport nr 30/93. Oslo. 82 s. + vedlegg.

DNVI – ECON, 1993 c: Virkemiddelbruk overfor utslipp av kvikksølv. Det Norske Veritas Industri Norge A/S, rapport nr 93-3744 og ECON Energi a.s., rapport nr 44/93. Oslo. 19 s.

DNVI – ECON, 1993 d: Virkemiddelbruk overfor utslipp av bly. Det Norske Veritas Industri Norge A/S, rapport nr 93-3745 og ECON Energi a.s., rapport nr 42/93. Oslo. 28 s.

DNVI – ECON, 1993 e: Virkemiddelbruk overfor utslipp av KFK. Det Norske Veritas Industri Norge A/S, rapport nr 93-3747 og ECON Energi a.s., rapport nr 46/93. Oslo. 22 s.

DNVI – ECON, 1993 f: Virkemiddelbruk overfor utslipp av svoveldioksid. Det Norske Veritas Industri Norge A/S, rapport nr 93-3746 og ECON Energi a.s., rapport nr 45/93, Oslo. 28 s.

DNVI – ECON, 1993 g: Virkemiddelbruk overfor utslipp av spillolje. Det Norske Veritas Industri Norge A/S, rapport nr 93-3748 og ECON Energi a.s., rapport nr 43/93. Oslo. 23 s.

Eckhoff, T., 1983: Statens styringsmuligheter – særlig i ressurs- og miljøspørsmål. Tanum-Norli. Oslo. 262 s.

ECON, 1993: Omsettelige kvoter for SO_2 og CO_2 . ECON Energi a.s., rapport 28/93. Oslo. 95 s.

ECON, 1994: Forslag til omsetningsordning for SO_2 -utslipp i Norge. Utarbeidet for NHO. ECON Energi a.s., rapport 318/94. Utkast datert 1.juni 1994. Oslo. 43 s.

Endresen, C., 1978: Reell og opplevd oppdagelsesrisiko. En studie av politiets overvåking. Stensil, Institutt for kriminologi og strafferett, Oslo.

Haagdeklarasjonen: Ministerial declaration. North Sea Conference, The Hague, March 7 and 8, 1990. 198 s.

Hernes, G., 1984: Segmentering og samordning. I Berg, O. og A. Underdal (red.): Fra valg til vedtak. Aschehoug, Oslo. s. 151-166.

Hoel, M. og H. Selte, 1993. Optimal virkemiddelbruk overfor miljøproblemer som er nært sammenknyttet. Arbeidsnotat nr. 92/1993, Senter for samfunns- og næringslivsforskning, Sosialøkonomisk institutt, Universitetet i Oslo. Oslo. 58 s.

Kneese, A. V., 1977: Economics and the environment. Penguin Books, New York.

Knophs oversikt over Norges rett, 1993. Universitetsforlaget. Oslo. 1298 s.

Mattsson, B., 1988: Cost-benefit kalkyler. Esselte studium, Göteborg. 224 s.

Maurseth, P.B., 1993: Miljøpolitisk regulering ved imperfekte markeder og asymmetrisk informasjon. Arbeidsnotat nr. 93/1993, Senter for samfunns- og

næringslivsforskning, Sosialøkonomisk institutt, Universitetet i Oslo. Oslo. 83 s.

Meland, S., 1994: Evaluering av bomringen i Trondheim. RVU Trondheim 1992. SFT63 A94006. 52 s.

Miljøverndepartementet, 1993: Kostnader på avløpssektoren. Resultater fra en spørreundersøkelse blant landets kommuner. T-994. Oslo. 51 s.

Navrud, S., 1993: Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke Audna. Utredning for DN nr. 1993-4. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 38 s. + vedlegg.

Ness, S., 1993: Straff for industriforurensning. Institutt for offentlig retts skriftsserie nr. 7/1993. 85 s.

NHO – Næringslivets Hovedorganisasjon, 1992: Investeringer og driftskostnader i industrien. Oslo.

NILF, 1993: Virkemidler for å redusere nitrogenbruken i jordbruket i Nordsjøområdet. Arbeidsrapport nr. 5-93, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning.

NLH-rapport, 1990: Skog og skogproduksjoner som virkemiddel mot CO_2 -opphopning i atmosfæren.

NOU 1992:21: Ikke bare ord. Statlig informasjon mot år 2000. NP – Norsk Petroleumsinstitutt, 1994: Gjenvinning av damp fra distribusjon av bensin (Trinn I og II). Rapport fra Norsk

Petroleumsinstitutt, revidert utgave. Oslo. 46 s. + vedlegg. OECD, 1993: OECD Environmental Performance Reviews – Norway. Paris. 162 s.

Oslo Kommune og SFT, 1987: Ytterligere reduksjon av luftforurensningen i Oslo. Hovedrapport fra samarbeidsprosjekt mellom Oslo kommune og Statens forurensningstilsyn. 18 s. + vedlegg.

Pearce, D.W. and C. A. Nash, 1981: The Social Appraisal of Projects: A text in Cost-Benefit Analysis. Macmillan. London. 225 s.

Pedersen, U., 1990: Manglende markeder og asymetrisk informasjon: En litteraturstudie over to relevante aspekter ved statisk regulering av forurensning. Rapport nr 30/1990, Senter for anvendt forskning, Norges Handelshøgskole. Bergen. 113 s.

Rådahl, T. og S. I. Steinshamn, 1989: Rangeringskriterier i tiltaksanalyser. Senter for anvendt forskning, rapport nr 4/89. Bergen. 46 s.

Sandberg, J. H., 1991: Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger – revidert utgave. Delrapport til Nasjonal Nordsjøplan. Rapport D-015-91, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF). Oslo. 28 s. + vedlegg.

SFT, 1991: Ren Oslofjord! Tiltakspakke for indre Oslofjord som anbefales av lokale myndigheter og Statens forurensningstilsyn. Oslo. 24 s. + vedlegg.

SFT, 1993: Forurensning i Norge 1992. Statens forurensningstilsyn, Oslo. 53 s.

SFT, 1994: Forurensning i Norge 1994. Statens forurensningstilsyn, Oslo. 58 s.

SFT-rapport 91/08: Kommunale utslipp i Norge. Status pr 1/1 1991. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SFT-rapport 92/11: Flyktige organiske forbindelser. Problem, utslipp og tiltak i Norge. Statens forurensningstilsyn, Oslo. 61 s.

SFT-rapport 92/14: Nordsjødeklarasjonen. Tiltak for å redusere næringssalttilførslene. Statens forurensningstilsyn, Oslo. 82 s.

SFT-rapport 92/16: Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø. SFT-rapport 93/22: Miljøgifter i Norge. Statens forurensningstilsyn, Oslo. 114 s.

Simonsen, J., S. Rysstad og K. Christoffersen, 1992: Avgifter eller detaljregulering? Studier av virkemidler mot nitrogenforurensning fra landbruket. Melding nr 10, Institiutt for økonomi og samfunnsfag, Norges landbrukshøgskole. Ås.

199 s. + vedlegg.
Stenstavold, M. og Usterud Hanssen, J., 1993: Parkeringspolitikk i teori og praksis. TØI rapport 172/1993. 59 s.
SSB – Statistisk sentralbyrå, 1994: Naturressurser og miljø 1993. Oslo – Kongsvinger. 153 s.
SSB – Statistisk sentralbyrå, 1994: Resultatkontroll jordbruk 1993. Tiltak mot avrenning av næringssalter og jorderosjon. Rapporter 94/4. Oslo – Kongsvinger. 96 s.
Söderbaum, P., 1986: Beslutsunderlag. Ensidiga eller allsidiga utredningar? Doxa Ekonomi. Lund. 196 s.
Uhlen, G. og H. Lundekvam, 1988: Avrenning av nitrogen, fosfor og jord fra jordbruk 1949 – 1979/88. Rapport nr 7 fra prosjektet «Landbrukspolitikk og miljøforvaltning», Senter for forskningsoppdrag, Ås. 31 s.
UNEP, 1991: Montreal Protocol 1991 Assessment. Report of the Technology and Economic Assessment Panel. December 1991 final.
VMU – Verdenskommisjonen for miljø og utvikling, 1987: Vår felles framtid. Tiden Norsk Forlag. Oslo. 257 s.
Worldwatch Institute, 1993: Jordens tilstand 1993. Aschehoug. Oslo. 262 s.
Worldwatch Institute, 1994: Jordens tilstand 1994. Aschehoug. Oslo. 278 s.
Aarhus, K. og P.O. Eikeland, 1993: Virkemidler i forurensningspolitikken: Sverige, Tyskland, Nederland, Storbritannia og USA. Fritjof Nansens Institutt, rapport 004-1993. Oslo. 147 s.

Vedlegg I

Vedlegg til *"Overgjødsling"* i kapittel 23 – Overgjødsling

1 SAMFUNNSØKONOMISKE OG FORDELINGSMESSIGE KONSEKVENSER AV BRUK AV GENERELLE ØKONOMISKE VIRKEMIDLER FOR Å REDUSERE AVRENNINGEN AV NITROGEN FRA LANDBRUKET

I avsnittene under er det tatt utgangspunkt i beregninger av kostnader med basis i NILF (1993). Beregningene tar sikte på en sammenligning av kvote på handelsgjødsel-nitrogen, avgift på handelsgjødsel-nitrogen og pant på nitrogen både når det gjelder samfunnsmessige kostnader og fordelingsvirkninger på det enkelte gårdsbruk og totalt. Sammenligningen baseres på en forutsetning om redusert bruk av handelsgjødsel-nitrogen på 10 %, 20 % og 30 % i forhold til dagens forbruk. Når det gjelder kvotesystemer, er den reduserte bruken av handelsgjødsel-nitrogen styrt gjennom tildelingen av kvoter. Når det gjelder avgift på handelsgjødsel (og pant) er det forutsatt at en viss avgift gir en viss reduksjon i forbruket av handelsgjødsel-nitrogen. Ut fra et foreliggende tallmateriale er det beregnet hvilket avgiftsnivå som vil gi som effekt en reduksjon av forbruket av handelsgjødsel-nitrogen med 10 %, 20 % og 30 %. Tallmaterialet er omdiskutert, og beregningene bør derfor brukes med forsiktighet og først og fremst som illustrasjoner/indikasjoner.

Det er i beregningene ikke tatt sikte på å beskrive nyttevirkningene (i form av substitusjonseffekter som bedre utnytting av husdyrgjødsel etc, og eventuelle reduksjoner i avrenning på grunn av redusert gjødsling pr. daa).

1.1 Kvoter på nitrogen i handelsgjødsel

Et system med kvoter på nitrogen-mengden i handelsgjødsel reiser flere prinsipielle spørsmål. Det er valgt å konsentrere drøftingen om et system med *omsettbare kvoter* da dette ser ut til å gi større fleksibilitet og mindre behov for sterk styring og kontroll enn et tilsvarende system uten adgang til omsetning. I beskrivelsen under tas det videre utgangspunkt i *to* konkrete måter å utforme systemet på. Den ene baserer seg på en *lik kvote pr. dekar til alt dyrket areal* uavhengig av vekst, distrikt, bruksstørrelse etc. Den andre baserer seg på en *differensiering ut fra distrikt, husdyrgjødsel og normert grovfôrareal*. Den siste tildelingsmåten prøver å minimere fordelingsvirkningene ved at behovet for å omsette gjødsel etter forutsetningene skal bli så lavt som mulig.

En kvoteordning er tenkt bygget opp og praktisert ved følgende system:

Praktisk oppbygging:

1. Kvoten beregnes til den enkelte driftsenhet gjennom *produksjonstilleggsregisteret*.
2. All omsetning av handelsgjødsel-nitrogen må koordineres med en *felles database* (på linje med en butikkjede). Dette krever at alle som omsetter handelsgjødsel engros må registreres og kobles til denne felles databasen.
3. Det innføres *ingen begrensning på import eller produksjon* av gjødsel. Ved import/produksjon av gjødsel (enten det er private personer eller engrosledd)

innføres en *meldeplikt* som grunnlag for en kontroll med regnskapstall og mengder, og som et grunnlag for tilknytning til felles database for videredistribusjon.

4. Bonden får utstedt en *nota/beskjed* der det står hvor mye gjødsel som kan kjøpes hvert år. Ellers vil dette også finnes registrert i databasen der bonden kan henvende seg.
5. Bonden kan *kjøpe eller selge hele eller deler av kvoten* 1)ved at det gjøres en avtale mellom selger og kjøper med påfølgende undertegnelse av kjøpekontrakt som gir kjøper rett til å ta ut en gitt mengde av selgers kvote eller 2)ved at gjødsel omsettes (som tonnvare) direkte etter at kvoten er løst ut. Prisen på omsatt gjødsel avtales fritt mellom selger og kjøper.
6. Bonden kan *fritt lagre kvote* eller gjødsel fra et år til et annet.
7. Ved *kjøp av gjødsel* (innenfor egen og/eller andres kvote) registreres mengde i databasen. Det resterende (dersom det er noe igjen) blir stående på vedkommendes navn til det løses ut eller selges til andre.
8. *Brukere som ikke mottar produksjonstillegg* må i et slikt system søke særskilt om kvote.
9. *Andre brukere* (villahager, idrettsanlegg, private/offentlige grøntanlegg) bruker i dag ca 3 % av omsatt gjødselmengde. Det foreslås at alle registrerte omsettere av handelsgjødsel får anledning til å selge 3-5 % mer enn sitt kvotesalg til produsenter. I praksis kan dette medføre «hamstringsproblemer» dersom markedsmekanismene ikke fungerer.
10. *Bruk som drives økologisk* benytter ikke handelsgjødsel, og tildeles ikke kvote for det arealet som er lagt om (dette er i dag registrert av DEBIO).

Administrasjon:

1. Ordningen må hjemles i lov eller forskrift på følgende områder:
   a) Importører, produsenter og forhandlere av handelsgjødsel må registreres og tilknyttes en felles database.
   b) Selve kvotetildelingen (og klagerett) må detaljutformes i en forskrift.

2. Det må opprettes en klagenemnd (f.eks. etter modell fra toprisordningen for melk) som tar seg av søknader om dispensasjoner i forbindelse med oppstarting etc. Det tas sikte på at regelverket (gjennom forskrift) dekker de vanligste unntakstilfellene, men at det aldri vil være mulig å gardere seg mot uforutsette unntaksgrunner.

Kontroll med systemet:

1. Kontrollen med et slikt system foreslås i hovedsak lagt til en kontroll av *regnskapstall på alle nivåer* ved stikkprøver etter ordinære kriterier. «Svart» omsetning av gjødsel vil dermed i prinsippet ikke kunne utgiftsføres, og vil ut fra dette være lite interessant å bruke/selge videre til bønder eller organisasjoner som er regnskapspliktige.
2. I gjødseldatabasen vil det når som helst kunne registreres på den enkelte primærprodusent mengden av:
   oppsamlet kvote fra forrige år
   + tildelt kvote
   + innkjøpt kvote i året
   - solgt kvote i året
   - uttak av gjødsel i året

= oppsamlet kvote til neste år
Uttaket av gjødsel kan enten være brukt på den enkelte gård, det kan være solgt til andre eller det ligger på lager.

3. Kontrollen med grensehandel, importørledd, produsenter av gjødsel og grossister bør ta utgangspunkt i regnskapstall for å hindre utbredelse av «svart» omsetning.

I praksis vil ethvert reguleringssystem til en viss grad innby til ulike former for omgåelse av regelverket. Særlig vil det måtte rettes spesiell oppmerksomhet mot de ledd som forhandler/distribuerer store mengder handelsgjødsel. Regnskapskontrollrutiner kan i gitte situasjoner intensiveres for å hindre utglidninger i denne delen av systemet.

1.1.1.1 Drøfting av det skisserte kvotesystemet

Kostnadene med et kvotesystem vil i stor grad være avhengig av utformingen av virkemidlet. Vi viser her til beskrivelsen av kvotesystemet i avsnittet over når det gjelder forslag om fordeling mellom år, fordeling mellom gårdsbruk, fordeling mellom produksjoner og regioner og forholdet til andre nitrogenkilder (som husdyrgjødsel).

For å få til en effektiv *fordeling av kvoter mellom år* burde det prinsipielt fastsettes en langsiktig kvote der bøndene selv kunne velge hvor mye de ønsket å kjøpe hvert år innenfor totalkvoten. I praksis vil en kvote tildelt pr. bruk hvert år kunne avvike fra en slik tilpasning. Dersom kvoten gjøres overførbar mellom år slik det forutsettes i beskrivelsen over, vil effektiviteten kunne øke, mens oversikten over totalforbruket i det enkelte år svekkes.

Omsettbare kvoter kan slik systemet beskrives over være effektivt når det gjelder å optimere *fordelingen mellom gårdsbruk*. Dersom en bonde får en for knapp kvote vil vedkommende teoretisk kunne tilby alle bønder med en romsligere kvote mer penger for deler av deres nitrogenkvote enn de kunne fått igjen i egen produksjon. I praksis vil transaksjonskostnader (kostnader med beslutning om salg/kjøp, oversikt over kjøpere/selgere, selve handelen) dempe omsetningen noe, særlig der det er snakk om mange aktører.

Administrasjonskostnadene ved utdelingen av kvoter kan ut fra beskrivelsen over holdes på et lavt nivå (enkelt utdelingssystem) fordi det er forutsatt at omsetningen skal gi en optimal fordeling. Dette peker isolert sett mot en kvotefordeling til hver bonde etter enkle kriterier som f.eks. areal. Inntektsfordelingsvirkningene av et kvotesystem som i sin tur gir økt omsetning av kvoter kan imidlertid være så store at det kan forsvare vesentlig større administrasjonskostnader (og dermed økte samfunnsøkonomiske kostnader og lavere kostnadseffektivitet) gjennom en mer differensiert fordeling av kvoter. Dette spørsmålet blir nærmere behandlet under fordelingsvirkninger.

Dersom gjødselkvoter skulle *fordeles mellom produksjoner* (dette er ikke foreslått i systemet over) på hvert gårdsbruk på en effektiv måte i forhold til avrenning måtte dette vært reflektert i prisene på de ulike produktene. Dagens priser reflekterer verken bortførsel av nitrogen i de ulike vekster eller avrenningen fra hver produksjon. I en praktisk tilpasning vil det bli opp til bonden å fordele kvoten mellom vekster på gården ut fra de priser som gjelder.

Dersom det er aktuelt å innføre *regionalt differensierte målsettinger* for reduksjon i nitrogentilførslene må det i et kvotesystem i tillegg til det foregående innføres regionalt fastsatte kvoter og krav om omsetning kun innenfor hver region. En slik

målsetting og praktisering vil kreve et betydelig kontrollapparat dersom prisen på gjødsel utover kvote blir høyere enn transportkostnader mellom distriktene.

Når det gjelder *forholdet til andre nitrogenkilder* vil et system med omsettbare kvoter oppvurdere verdien av husdyrgjødsel (der begge gjødseltyper benyttes). Samtidig vil imidlertid virkemidlet stimulere til økt bruk av kraftfôr og nitrogen-fikserende vekster som erstatning for redusert mengde handelsgjødsel. Dette kan øke avrenningen av nitrogen gjennom økt andel kraftfôr i forhold til grovfôr og dermed økt kornareal i forhold til grasareal, gjennom endret gjødselkonsistens og gjennom en høyere nitrogen-avrenning fra arealer med mye belgvekster.

Fordelingsvirkningene av et kvotesystem er i NILF, 1993 beregnet som endringer i foretaksøkonomisk resultat ved innføring av et kvotesystem. Det er da ikke tatt hensyn til transaksjonskostnadene (kostnadene ved kjøp og salg av gjødsel).

Avlingstapet som følge av kvotesystemet er i NILF, 1993 beregnet for en kvote som i gjennomsnitt gir 10 %, 20 % og 30 % redusert forbruk av handelsgjødsel i Nordsjøområdet. Dette er beregnet å gi en gjennomsnittlig kvote pr. daa på henholdsvis 10,1 kg nitrogen, 8,6 kg nitrogen og 7,1 kg nitrogen i hele landet (tabell 7 i NILF, 1993). I Nordsjøområdet blir kvotene noe høyere (10,7 kg, 9,5 kg, 8,3 kg) særlig knyttet til generelt større behov for gjødsel på Østlandet og lavere behov for kjøp av handelsgjødsel på bruk med husdyrgjødsel (tabell 5 i NILF, 1993).

Beregningene i NILF (1993) indikerer at en 10 % reduksjon i nitrogen-gjødslingen ved innføring av salgbare kvoter kan gjennomføres uten store netto inntekststap for bøndene.

Tabell 10 (og 11) i NILF (1993) viser de foretaksøkonomiske konsekvensene (før transaksjonskostnader) på enkeltmodeller (alle landets gårdsbruk). Tabellen under viser fordelingen på små, middels og store bruk i sentrale strøk og i distriktene. Tabellen viser videre endringene ved lik kvote pr. daa og ved en differensiert kvote (se NILF 1993, avsnitt 9.3.1).

Tabell 1.1: Beregnet endret foretaksøkonomisk resultat (før transaksjonskostnader) på bruk etter produksjon, størrelse og distrikt ved lik kvote pr. daa og ved differensiert kvote pr. daa og 10 % reduksjon (20 % i parentes) av dagens handelsgjødsel-nitrogen i Nordsjøområdet. For flere detaljer vises til NILF, 1993.

Modellbruk nr.	Produksjon	Beliggenhet	Drifts-størrelse	Endring i foretaksøkonomisk overskudd, kr/daa		Endring i foretaksøkonomisk overskudd, kr/årsverk	
				Lik kvote	Diff.kvote	Lik kvote	Diff.kvote
24, 25	Korn	Sentralt	Middels	-4 (-19)	-1 (-8)	-1100(-5230)	-280(-2200)
26, 27	Korn	Sentralt	Stor	-3 (-15)	1 (-4)	-1220(-6120)	400(-1630)
1, 2, 3	Melk	Distrikt	Liten	0 (-3)	-3 (-14)	0 (-220)	-220(-1010)
5, 6	Melk	Sentralt	Liten	3 (2)	3 (2)	220 (150)	220(150)
7, 8	Melk	Distrikt	Middels	2 (2)	1 (-3)	210 (210)	100(-310)
13, 14, 15	Melk	Sentralt	Stor	3 (-7)	4 (-2)	380 (-880)	500(-250)
18, 19	Sau	Distrikt	Middels/ stor	5 (8)	1 (-5)	480 (760)	100(-480)

En reduksjon i forbruket av handelsgjødsel-nitrogen på 10 % og 20 % forutsettes på grunn av substitusjonsvirkninger å føre til en øket utnyttelse av husdyrgjød-

sel-nitrogen tilsvarende 2,5 millioner kg nitrogen (det forutsettes en utnyttelsesgrad av husdyrgjødsla på 40 % av total nitrogen-mengde mens dagens registrerte effekt på modellbrukene ligger mellom 20 % og 40 %, se NILF, 1993 side 13).

Modellbrukene med korn får redusert overskuddet med 3-4 kr pr. daa eller ca 1150 kr pr. årsverk. Melkemodellbrukene øker overskuddet med mellom 0 og 3 kr pr. daa. Det er ikke klare forskjeller mellom sentrale strøk og distrikter, men distriktene ser ut til å komme noe dårligere ut både ved lik kvote pr. daa og særlig ved differensiert kvote. Ved en lik kvote får de fleste bruk i distriktene en forholdsvis stor kvote i forhold til behovet, slik at de vil tjene på salg av kvote. Når kvoten differensieres med det formål å minske omsetningen av kvoter, får disse brukene mindre inntekter ved salg av kvoter. Forskjellen i endret overskudd pr. daa mellom små og store bruk er liten.

Modellbrukene med sau får i beregningene et overskudd på 5 kr pr. daa med lik kvote, og 1 kr pr. daa ved differensiert kvote.

Ved 20 % reduksjon i forbruket av handelsgjødsel-nitrogen i Nordsjøområdet blir virkningene av differensierte kvoter klarere. Overskuddet reduseres her med kr 4 pr da i gjennomsnitt for landet. Kornmodellene viser en reduksjon på 15-19 kr pr. daa med lik kvote. Dette utgjør ca 5600 kr pr. årsverk i kornproduksjonen. Tilsvarende viser beregningene med lik kvote pr. daa et svakt underskudd på de små melkeproduksjonsbrukene (- 3 kr pr. daa) og et noe større underskudd på store melkeproduksjonsbruk (- 7 kr pr. daa). Ved differensiert kvote jevnes noe av forskjellene ut, ved at den gjennomsnittlige endringen i overskuddet ligger på – 2 kr pr. daa. Små melkeproduksjonsbruk i distriktene (modell 1, 2 og 3) får imidlertid redusert overskuddet med 14 kr pr. daa (noe som særlig skyldes Vestlands-modellene). Dette utgjør på modell 3 vel 2.600 kr, eller 1430 kr pr. årsverk.

Så langt er det beregnet foretaksøkonomiske konsekvenser (fordelingsvirkninger) uten å ta hensyn til transaksjonskostnadene (kostnader ved kjøp og salg av gjødsel). Transaksjonskostnadene kan antydes ved å ta utgangspunkt i den mengden handelsgjødsel som kjøpes utover egen kvote, og multiplisere denne mengden med en enhetssum.

Det tas utgangspunkt i beregninger som viser at ca 10 % av gjødsla (ca 6,8 % mellom modellbrukene og ca 3,2 % innen modellbrukene) omsettes ved 30 % reduksjon i handelsgjødselforbruket til en pris som tilsvarer avgiften med samme nivå for redusert handelsgjødselbruk (totalt 13,43 kr pr. kg nitrogen). Videre at 5 % av omsetningsverdien er transaksjonskostnader. Med et slikt enkelt utgangspunkt vil disse kostnadene bety et beløp i størrelsesorden 5 mill. kr Fordelt på alt jordbruksareal utgjør dette i størrelsesorden 0,5-0,6 kr pr. daa.

Transaksjonskostnadene vil til en viss grad virke inn på inntektsfordelingseffektene av kvotesystemet ved at prisen for de som selger deler av kvoten vil være lavere enn prisen for de som kjøper deler av en kvote.

I forhold til *internasjonale rammebetingelser* vil det først og fremst være inntektene som påvirkes ved innføring av et kvotesystem. Omsettbare kvoter som reduserer gjødslingen vil føre til lavere inntekt fra produksjonen ved at avlingene reduseres. Ved siden av dette er det som tidligere nevnt transaksjonskostnader og administrasjonskostnader knyttet til fordelingen og administrasjonen av kvotesystemet.

1.1.1.2 Kvoter – beskrivelse av kostnadsbildet

Et kvotesystem som beskrevet ovenfor vil medføre både samfunnsøkonomiske og foretaksøkonomiske kostnader knyttet til avlingstap, administrasjon, kontroll og omsetning av kvoter. I drøftingen tas det utgangspunkt i de kostnadene hvert system medfører utover dagens allerede etablerte ordninger.

De *foretaksøkonomiske kostnadene* knyttet til det skisserte kvotesystemet er behandlet i avsnittet over.

Ved beregning av de *samfunnsøkonomiske kostnadene* vil *avlingstapet* beløpe seg til 13 mill. kr ved 10 % redusert forbruk av handelsgjødsel-nitrogen i Nordsjøområdet (NILF, 1993). Tilsvarende tall for 20 % reduksjon og 30 % reduksjon er henholdsvis 82 og 208 mill. kr. Det er da forutsatt en veid kornpris for 1992 på 2,207 kr pr. kg. Den foretatte reduksjon av kornprisen frem til 1994 vil redusere avlingstapet i størrelsesorden 10 %.

Administrasjonen av det skisserte systemet innebærer i første omgang en gjennomgang av de juridiske sider ved systemet (hjemler, forskrifter). Dernest vil systemet kreve at det bygges opp en felles database og en registrering av alle gjødselprodusenter, importører og salgsledd. I tillegg må det aksepteres en klageadgang fordi forskriften ikke vil kunne fange opp alle sider ved tildelingen av kvoter. Det må også legges opp til et system som fanger opp de som i dag ikke mottar produksjonstillegg. Her foreslås at disse må sende inn et eget søknadsskjema på vanlig måte og behandles på samme måte som andre registrerte produsenter. Den løpende administreringen av systemet vil sannsynligvis være noe mindre enn i oppstartingsfasen.

Toprisordningen for melk er en form for kvoteordning. Denne ordningen startet opp i 1983 med et sekretariat som gjennom et halvt år bestod av 12-15 personer knyttet til den praktiske tildelingen av kvoter. I dag består sekretariatet for toprisordningen av til sammen 4 årsverk som omfatter arbeidet med informasjon, unntaksordninger, videreutvikling av regelverket og innspill til jordbruksavtalepartene. I tillegg inngår ca 1 årsverk underlagt Samarbeidsorganet for riksoppgjøret knyttet til klagebehandling. Erfaringene med toprisordningen de seneste årene er et stadig mindre behov for administrasjon som en følge delvis av innstramminger i regelverket og delvis på grunn av tilvenning til systemet både i administrasjonen og blant produsentene. Ordningen med toprissystem i melkeproduksjonen kan imidlertid ikke direkte sammenlignes med en kvoteordning for gjødsel. Særlig henger dette sammen med at det i toprissystemet kun er en hovedaktør på den «ene siden», mens gjødselkvotesystemet består av mange uavhengige aktører på «begge sider».

Kontrollen med kvotesystemet for tildeling av gjødsel kan som tidligere nevnt i grove trekk utføres gjennom kontroll med regnskapstall på de ulike nivåer. Ressursbruken vil derfor avhenge av *antall stikkprøver og andre former for kontroll* (f.eks. med grensehandel) som utføres. Antydningsvis kan det her dreie seg om mellom 4 og 8 (1993-94) årsverk på landsbasis.

Transaksjonskostnadene ble drøftet under fordelingsvirkningene over. Transaksjonskostnadene er også en samfunnsøkonomisk kostnad. I avsnittet foran ble de ekstra transaksjonskostnadene anslått til 5 % av verdien av fri omsatt gjødselmengde.

1.2 Avgift på nitrogen i handelsgjødsel og tilbakeføring av avgift

En miljøavgift på handelsgjødsel og et tilbakeføringssystem for å kompensere for økte produksjonskostnader som en følge av avgiften er i prinsippet to uavhengige virkemidler.

Dersom et marked fungerer slik at prisen i grove trekk bestemmes ut fra tilbud og etterspørsel vil et tilbakeføringssystem for å kompensere for økte kostnader være overflødig fordi markedet vil regulere prisen til forbruker på en slik måte at produsentene (med et noe lavere totalt produksjonskvantum) får dekket opp sine økte produksjonskostnader.

Landbruksmarkedet preges av priser som styres ut fra jordbruksavtalesystemet. Med et fast inntektsmål for en produksjon ville avtalesystemet automatisk kompensert de økte produksjonskostnadene som en følge av avgiften ved høyere priser eller tilskudd til vedkommende produksjon slik at inntekten forble den samme etter at avgiften var innført.

Inntektsmålet i jordbruket har i de seneste årene blitt tonet ned, senest gjennom St.prp. nr. 8 (1992-93) «Landbruk i utvikling». Det går her klart frem at det ikke er noen automatikk i at økte produksjonskostnader skal kompenseres med økte priser eller økte tilskudd. Med dette utgangspunkt vil en avgift utover et visst nivå i enkelte produksjoner (særlig spesialiserte planteproduksjoner) kunne medføre så høye kostnader at produksjonen legges ned. Også en lavere avgift på handelsgjødsel-nitrogen vil medføre en svekket økonomi med de følger det har for tilpasningen på det enkelte bruk.

Avgift kan tilbakeføres på ulike måter slik at lønnsomheten i produksjonen ikke endres eller bare endres innenfor ønskede rammer. En tilbakeføring av nitrogenavgift gjennom en *høyere produktpris* (f.eks. gjennom en høyere kornpris) enten som en høyere avtalepris eller som et pristilskudd vil være enkelt å gjennomføre for korn gjennom jordbruksavtalesystemet. For en rekke andre produkter er det imidlertid ikke så enkelt å gjennomføre en slik tilbakeføring. Virkningen av en høyere produktpris vil i seg selv oppheve noe av avgiftsvirkningen. Denne motsatte virkningen er imidlertid liten dersom avgiftsbeløpet skal kompenseres. De store kornmodellene (modell 26 og 27) betaler eksempelvis en økt avgift på kr 30 pr. daa ved 10 % redusert gjødsling i Nordsjøområdet (kr 78 ved 20 %, kr 124 ved 30 %) (se tabell 10 og 11 i NILF, 1993). For å kompensere dette med økt pris vil det være nødvendig å heve prisen med henholdsvis ca 9 øre, 21 øre og 35 øre pr. kg korn. For å oppnå samme effekt for gjødselforbruket som før prisøkningen, må avgiften så økes noe (i størrelsesorden fra 67 % og opp til 74 % for alternativet med 10 % reduksjon i forbruket av handelsgjødselnitrogen, se tabell 5 i NILF, 1993) for å motvirke den motsatte effekt av prisøkningen osv.

Kompensasjon for økte kostnader på grunn av avgift på handelsgjødsel-nitrogen kan også gis som en mer direkte inntektsstøtte i form av en *tilbakeføring pr. daa* dyrket jord. En slik «flat» tilbakeføring pr. daa vil ha mange av de samme inntektsfordelingsvirkningene som en lik gjødselkvote pr. daa. Ved å differensiere tilbakeføringen etter de samme kriteriene som ved en differensiert tildeling av kvote vil det gjennom produksjonstilleggsregisteret kunne tas hensyn til følgende faktorer ved tildelingen av det ekstra arealtilskuddet:

- Ulikheter mellom regioner med utgangspunkt i de ulike melkeprissonene som ligger inne i dagens produksjonstillegg.
- Ulikheter mellom produksjoner ved å korrigere for egen produksjon av husdyrgjødsel for hvert dyreslag og eget behov for grovfôr (med høyere gjødselbehov) gjennom et normert fôrbehov pr. dyr.

1.1.2.1 Drøfting av avgiftssystemet

Beregningen av kostnader knyttet til en miljøavgift tar utgangspunkt i at vi ikke får nedlegging av bruk som en følge av høye avgifter (f.eks. ved at avgift til en viss grad tilbakeføres). En avgift vil da høyst sannsynlig være det mest effektive av virkemidlene når det gjelder å redusere bruken av handelsgjødsel-nitrogen slik at grenseutbyttet av nitrogen blir likt i alle anvendelser (dersom redusert bruk av handelsgjødsel er målet). Dersom inntektstapene som en følge av høye avgifter er så store at bruk legges ned vil dette medføre økte samfunnsøkonomiske kostnader utover det som er beregnet.

På samme måte som gjødselkvoter må også miljøavgifter reflekteres i produktprisene dersom fordelingen mellom produksjoner på hvert gårdsbruk skal være mest mulig effektiv. Dagens priser reflekterer verken bortførsel av nitrogen i de ulike vekster eller avrenningen fra hver produksjon. I en praktisk tilpasning vil det bli opp til bonden å fordele kvoten mellom vekster på gården ut fra de priser som gjelder.

Når det gjelder miljøavgift vil det være mulig å *differensiere en avgift mellom regioner* så lenge transportkostnadene er høyere enn forskjellene i avgift. Utover dette oppstår imidlertid problemer dersom ikke gjødsla f.eks. kan merkes på en eller annen måte. Uansett vil en differensiering av en avgift utover transportkostnadene skape administrasjonskostnader og kontrollkostnader omtrent på linje med et tilsvarende utformet system med omsettbare kvoter.

Også når det gjelder *forholdet til andre nitrogenkilder* vil et system med miljøavgifter på linje med omsettbare kvoter både øke verdien av handelsgjødsla og oppvurdere verdien av husdyrgjødsel (der begge gjødseltyper benyttes). Samtidig vil virkemidlene stimulere til økt bruk av nitrogen-fikserende vekster og kraftfôr som erstatning for redusert mengde handelsgjødsel. Dette vil som for drøftingen av kvoter foran kunne redusere effekten av miljøavgiften.

En avgift (eller en panteordning) vil være et mer *fleksibelt* system enn en kvoteordning i forhold til endringer i teknologi, tilbud og etterspørsel. Endringer i avgiftsnivået vil enkelt kunne utføres ut fra endringer i samfunnets preferanser.

Miljøavgift på forbruket av handelsgjødsel-nitrogen skaper relativt *store inntektsfordelingsvirkninger*. Særlig vil dette ramme rene planteproduksjoner (korn), mens husdyrproduksjoner kommer bedre ut.

Tabell 2 under viser endringer i overskuddet ved innføring av en avgift som ut fra det foreliggende tallmaterialet senker forbruket av handelsgjødsel-nitrogen med 10 % (20 % i parentes) i Nordsjøområdet. Dette tilsvarer på landsbasis en nitrogenavgift på totalt 67 % (147 %) eller en økning på 39 % (105 %) i forhold til dagens gjødselpris.

Tabell 1.2: Beregnet endret foretaksøkonomisk resultat på bruk etter produksjon, størrelse og distrikt ved avgift og 10 % reduksjon av dagens handelsgjødsel-nitrogen i Nordsjøområdet (20 % i parentes). For flere detaljer vises til NILF, 1993. Det er tatt med foretaksøkonomisk overskudd uten tilbakeføring og med en 100 % tilbakeføring av avgift.

Modellbruk nr.	Produksjon	Beliggenhet	Drifts-størrelse	Endring i foretaksøkonomisk overskudd, kr/daa		Endring i foretaksøkonomisk overskudd, kr/årsverk	
				Avgift	Tilb.f.avg	Avgift	Tilb.f.avg
24, 25	Korn	Sentralt	Middels-550(-3300)	-31(-82)	-2(-12)	-8540(-22580)	
26, 27	Korn	Sentralt	Stor-410(-3270)	-30(-78)	-1 (-8)	-12240(-31830)	
1, 2, 3	Melk	Distrikt	Liten	-27(-66)	-4(-16)	-1950(-4770)	-290(-1160)
5, 6	Melk	Sentralt	Liten	-24(-61)	1 (-2)	-1780(-4530)	70(-150)
7, 8	Melk	Distrikt	Middels	-26(-61)	-1 (-6)	-2700(-6320)	-100(-620)
13, 14, 15	Melk	Sentralt	Stor	-25(-70)	-2 (-6)	-3140(-8780)	-250(-750)
18, 19	Sau	Distrikt	Middels/stor	-23(-56)	0 (-8)	-2190(-5330)	0(-760)

En miljøavgift på 67 % (147 %) senker etter forutsetningene forbruket av nitrogen i handelsgjødsla med 10 % (20 %) i Nordsjøområdet. Dette slår ut med fra 23-30 (56-82) kr pr. daa i ekstra kostnad i tabellen over. Dette vil på kornmodellene utgjøre ca 12000 (32000) kr pr. årsverk.

Tilbakeføringen av avgiften er beregnet ut fra et økt arealtilskudd på i gjennomsnitt 26 (59) kr pr. daa. Dette er differensiert ut fra samme kriterier som tildelingen av kvoter (ut fra distriktssoner og dyretall). Etter denne tilbakeføringen vil modellene ligge mellom + 1 og – 4 (-2 og – 16) kr i overskudd pr. daa.

Dersom endringer i *internasjonale rammebetingelser* fører til redusert grensevern og reduserte muligheter til å gi bøndene inntektsstøtte i form av pristilskudd og/eller mengdeuavhengige ordninger, vil en miljøavgift på handelsgjødsel medføre kostnader som kan være problematisk å kompensere. Slike endringer kan føre til at en avgift blir mindre effektiv enn f.eks. et system med omsettbare kvoter som ikke har de samme inntektsfordelingseffekter. En avgift som virkemiddel kan på den annen side være lettere å harmonisere/innføre på lik linje i flere land.

1.1.2.2 Avgift og tilbakeføring – beskrivelse av kostnadsbildet

Kostnadene ved virkemidlet kan deles opp i *foretaksøkonomiske kostnader* og *samfunnsøkonomiske kostnader*.

Vi har i avsnittene over vært inne på de inntektsfordelingseffektene som følger av et system med avgift uten tilbakeføring. Vi forutsetter her at vi har å gjøre med en slik tilbakeføringsordning som er skissert (tilbakeføring som arealtilskudd differensiert som tildelingen av kvote ut fra distriktssone, husdyrgjødsel og normert grasareal). Hvorvidt hele eller kun deler av avgiften tilbakeføres blir et spørsmål utenfor denne drøftingen. Det sentrale i vår sammenheng er å vise hvorvidt en tilbakeføring kan skje uten for store inntektsfordelingseffekter mellom ulike produksjoner, regioner og bruksstørrelser.

Inntektsfordelingseffektene ligger ut fra beregningene vist i tabell 6 på omtrent samme nivå som ved differensierte omsettbare kvoter. Det vil i følge beregningene måtte kreves inn en avgift i størrelsesorden 226 (525) millioner kroner, og det er forutsatt at dette i sin helhet er tilbakeført.

De samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til et system med avgift og tilbakeføring gjennom arealtilskudd innebærer små endringer i forhold til dagens regelverk og praksis. Administrasjonskostnadene beløper seg i dag til ca 1 årsverk. Med et noe høyere avgiftsnivå vil administrasjonskostnadene muligens dobles. Videre vil tilbakeføringssystemet (arealtillegg etter differensierte kriterier) kreve en viss ressursbruk. Det vil ikke bli noen økte transaksjonskostnader utover dagens nivå. Kontrollkostnadene med et slikt system kan bli noe større enn dagens fordi presset bl.a. på grensehandelen vil øke ved økte avgifter. Hva som gjøres med gjødselpriser og avgifter i andre land vil ha betydning for interessen for privat import. I Sverige er avgiften på nitrogen i handelsgjødsel nylig fjernet som et ledd i EU-tilpasningen.

De samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til avlingstap er med utgangspunkt i norske kornpriser for året 1992 beregnet til 13 (82) millioner kroner. Dette er forutsetningsvis samme beløp som når det gjelder omsettbare kvoter som senker gjødselforbruket like mye.

1.3 Pant på nitrogen

Et system med pant på nitrogen innebærer at det innkreves en avgift på innsatsfaktorer som inneholder nitrogen, og at det utbetales en subsidie ved bortføring av nitrogen i produkter. I praksis vil dette være et spesialtilfelle av en avgift med tilba-

keføring gjennom økte priser (se avsnittet over). I beregningene i NILF, 1993 er det forutsatt at det innføres et slikt pantesystem som i effekt kan sammenlignes med omsettbare kvoter eller med miljøavgift (10, 20 og 30 % reduksjon i forbruket av handelsgjødsel-nitrogen). Kjøp av handelsgjødsel og dyrefôr blir avgiftsbelagt pr. kg nitrogen, mens det blir gitt et pristilskudd på alle leveranser pr. kg nitrogen. Satsen for avgift og pristilskudd er forutsetningsvis like store pr. kg nitrogen. Forutsetningene ellers finnes på side 18 i NILF, 1993.

1.1.3.1 Drøfting av pantesystemet

Et system med *pant på nitrogen* vil teoretisk være det mest kostnadseffektive av de generelle økonomiske virkemidlene dersom målet er å redusere tapet av nitrogen i produksjonsprosessen, og dersom det enkelt kan utformes en avgiftsrefusjonsordning gjennom produktprisene. Virkemidlet vil i hovedsak ha samme kostnadseffektivitet som en ren avgift dersom vi bare måler gjødselvirkningene. En panteordning har imidlertid i tillegg flere positive substitusjonsvirkninger enn en avgift (fordi pantesystemet innebærer at det tas miljøhensyn både gjennom pantet/innbetalingen og gjennom refusjon av pantet.

Tabell 1.3: Beregnet endret foretaksøkonomisk resultat på bruk etter produksjon, størrelse og distrikt ved pant på nitrogen og 10 % (20 %) reduksjon av dagens handelsgjødsel-nitrogen i Nordsjøområdet. Det er her kun gjort beregninger for Nordsjøområdet. For flere detaljer vises til NILF, 1993.

Modellbruk nr.	Produksjon	Beliggenhet	Drifts-størrelse	Endret foretaks-økonomisk overskudd pr. daa	Endret foretaks-økonomisk over-skudd pr. årsverk
24, 25	Korn	Sentralt	Middels	-5 (-16)	-1380 (-4410)
26, 27	Korn	Sentralt	Stor	-5 (-16)	-2040 (-6530)
14, 15	Melk	Sentralt	Stor	-8 (-26)	-1000 (-3260)
19	Sau	Distrikt	Stor	-9 (-31)	- 940 (-3240)

Av tabellen ser vi at husdyrbrukene får en større nedgang i overskudd enn kornbrukene i et slikt pantesystem enn f.eks. ved en ren avgift uten tilbakeføring (se tabell 2). Dette er logisk, da det er *tapet* av nitrogen på vegen fra gjødsling og innkjøp av fôr via fôrproduksjon og fram til ferdige husdyrprodukter som avgiftsbelegges.

En miljøavgift på handelsgjødsel eller en panteordning endrer ikke bondens rolle som beslutningstaker i produksjonen. Også eventuelle kompensasjonsordninger kan utformes slik at de ikke krever noen detaljert vurdering fra det offentliges side i hver enkelt sak.

Et pantesystem kan møte problemer ved en refusjonsordning gjennom prisene i et system som ser ut til å gå i retning av friere prisdannelse på produktene internasjonalt og tilskuddsordninger mer og mer uavhengig av produksjonsmengden.

1.1.3.2 Pant – beskrivelse av kostnadsbildet

Det totale kostnadsbildet ved et slikt pantesystem kan i en samfunnsøkonomisk sammenheng langt på vei sammenlignes med det tidligere omtalte avgiftssystemet

med tilbakeføring av avgift. Administrasjonen kan bli mer omfattende på grunn av at flere priser skal reguleres/tilpasses nitrogen-innholdet i produkter etc. Under er en eventuell innføring av proteinavregning (som er sterkt korrelert med nitrogen-innholdet) i bygg og havre drøftet.

I *hvetedyrking* er det innført proteinavregning på korn av matkvalitet. Dette har bl.a. bidratt til at en vesentlig del av hveteproduksjonen i dag baseres på nitrogen-gjødsling i to eller flere omganger. Hvetearealene utgjør i dag ca 15 % av de samlede kornarealene.

Det er begrenset med forsøk som viser hva som dyrkingsteknisk kan gjøres for å heve proteininnholdet i *bygg* og *havre*. Det antas at det gjennom dyrkingstekniske tiltak (særlig delt gjødsling) kan være mulig å *heve proteininnholdet med inntil 0,5-1 prosentpoeng*. Samtidig vil dette bidra til redusert avregning fordi dyrkingssystemet i større grad rasjonerer med nitrogenet. Verdien på protein i kraftfôr til husdyr kan i dag beregnes til ca 5 kr pr. kg råprotein. Med en kornavling på 400 kg pr. daa vil dermed den økte proteinavlingen utgjøre inntil 20 kr pr. daa.

I regnestykket under forutsettes det at delt gjødsling medfører en *avlingsøkning på 1-2 %* ved siden av at det kan *spares gjødselkostnader i størrelsesorden 3 kg hvert 5. år*. En meravling på 1-2 % kan verdsettes til mellom 9 og 18 kr pr. daa, mens det reduserte gjødselforbruket kan verdsettes til i størrelsesorden 4 kr pr. daa og år.

Proteinavregning som fører til delt gjødsling krever videre *økte kapitalkostnader og merarbeid* fordi nødvendig utstyr bare finnes i begrenset grad på kornbruk i dag (i typiske hvetedyrkingsområder). Det er her anslått en årlig merkostnad på 14 kr pr. daa.

For de kornarealene som ikke blir behandlet med plantevernmidler etter den ordinære ugrassprøytingen (i praksis store deler av havre-arealene og deler av bygg-arealene) vil delt gjødsling også innebære *kjøreskader*. Kjøreskader kan i disse tilfellene beregnes til ca 3 % av avlingene, eller ca 20 kr pr. daa som et gjennomsnitt.

Ut over det som er nevnt vil en proteinavregning på samme måte som for hvete kreve en *analyse av alle leverte kornpartier*. Med utgangspunkt i 150.000 partier og en analysekostnad på 30 kr pr. parti vil dette gi en total kostnad på 4,5 mill. kr, eller ca 1,50 kr pr. daa.

Tabell 1.4: Totalvurdering av økonomien ved proteinavregning (nitrogen-avregning) og delt gjødsling også til bygg og havre. Kr pr. daa.

FaktorAnslått verdi, kr pr. daa	
Proteininnhold	20
Meravling	14
Sparte gjødselkostnader (N)	4
Kapital- og arbeidskostnader	-14
Kjøreskader, gjennomsnitt	-20
Analysekostnader	-2
SUM	2
+ Subsidiering grunnet miljøeffekt	x

Det tas forbehold når det gjelder forutsetninger og beregninger i tabellen.

Den enkelte produsent vil i stor grad rette seg etter de tillegg og trekkordninger som eventuelt innføres i forbindelse med proteininnhold til bygg og havre. Beregningen ovenfor viser at det vil være bortimot likegyldig for den enkelte produsent hvorvidt gjødsla deles eller ikke dersom proteinverdien vurderes ut fra verdien i kraftfôr.

For de produsenter som har nødvendig kapitalutstyr (f.eks. som en følge av delt gjødsling i hvete) vil det være noe mer å tjene på delt gjødsling også for bygg og havre, og proteinavregning kan føre til en viss overgang til delt gjødsling.

Det vil være mulig å «subsidiere» proteininnholdet utover den pris som kan forsvares ut fra kraftfôrverdien dersom delt gjødsling ønskes mer lønnsom med utgangspunkt i oppnådde miljøeffekter (se tabell 3 foran).

Ut over de rent økonomiske faktorene nevnt over er det også et fôringsfaglig spørsmål *om det er ønskelig å øke proteininnholdet i kraftfôret*. Proteinet er sammensatt av ulike aminosyrer. Ved fôring av enmagede dyr (gris, høns) er det spesielt aminosyren lysin som er den begrensende faktor. Høyere innhold av protein i korn gir ikke nødvendigvis en større tilgang på de essensielle aminosyrer, slik at dette ikke uten videre kan erstatte andre proteinkilder.

Med utgangspunkt i beregningene og vurderingene over kan det være aktuelt å utrede nærmere et avregningsgrunnlag for bygg og havre basert på proteininnholdet som en del av et eventuelt pantesystem for nitrogen. Beregningen over viser at den enkelte produsent ikke automatisk vil gå over til delt gjødsling i bygg og havre uten at det *innføres en subsidiering av høyt proteininnhold* ut over anslått verdi som kraftfôr med økt proteininnhold.

1.4 Anslag over kostnader knyttet til virkemidler som senker forbruket av handelsgjødsel-nitrogen

Felles for både avgifter, toprisordninger og kvoter er problemene knyttet til *grensehandelen*. For det første siktes det her til etablering av ordninger innenfor hvert virkemiddel som muliggjør lovlig kjøp av handelsgjødsel fra annet land. For det andre siktes det til etablering av kontrollordninger for å hindre ulovlig kjøp av handelsgjødsel-nitrogen utenfor virkemiddelsystemet. Problemene øker ved høye avgifter eller ved små kvoter (til normalpris), og kan i utgangspunktet regnes som like store for hvert av virkemidlene ved samme avrenningsreduksjon.

Med utgangspunkt i den beskrivelsen som er gitt over av de ulike virkemidlene gis det i tabell 5 anslag over samfunnsøkonomiske kostnader ved hvert virkemiddel.

Tabell 1.5: Anslag over samfunnsøkonomiske kostnader og fordelingsvirkninger av virkemidler som senker forbruket av handelsgjødsel-nitrogen. Det er forutsatt en dosering av virkemidlene som gir en effekt tilsvarende 10 % reduksjon i nitrogen-gjødslingen i Nordsjøområdet (20 % i parentes). Virkningene er anslått for hele landet etter en oppstartingsperiode på ca ett år. Virkningene er videre beregnet som konsekvenser utover dagens ordning med miljøavgift (NILF, 1993, tabell 8 og 9).

	SAMFUNNSØKONOMISKE KOSTNADER						
VIRKEMIDLER	Marginal avlingsverdi mill.kr*	Administrasjonskostnader årsverk	Transaksjonskostnader mill.kr	Kontroll kostnader årsverk	Netto kostnader produsent		Netto overføring til staten mill.kr
					Kr pr. daa	mill.kr	
Dagens situasjon (Miljøavgift)	1	1	0	0,5	-13	-118	115
Omsettbare kvoter	13 (82)	6 (10)	3 (7)	4 (8)	2 (-4)	15 (-39)	-1 (13)
Miljøavgift uten tilbakeføring	13 (82)	1 (2)	0	2 (3)	-25 (-66)	-224 (–592)	237 (566)
Miljøavgift med tilbakeføring	13 (82)	2 (3)	0	2 (3)	0 (-7)	0 (-67)	10 (38)

* Redusert avlingsverdi minus sparte gjødselkostnader minus verdi av bedre utnyttelse av husdyrgjødsel

Tabellen tar utgangspunkt i tabell 8 og 9 i NILF, 1993, og det vises til dette for nærmere hjelpetall og forklaringer til tabellen over. På linjen for avgift uten tilbakeføring finner vi ved 10 % redusert forbruk av handelsgjødsel-nitrogen først et *tap knyttet til marginalverdien av avlingen* på 13 mill. kr beregnet ut fra de priser som er brukt ved beregning av avlingskurvene i NILF, 1993 (61,7 mill. kr), fratrukket redusert gjødselkostnad for samfunnet (63,5 millioner kr beregnet ut fra en gjødselpris uten dagens avgift) og plusset på økt utnyttingsgrad av husdyrgjødsel (14,3 mill. kr). Deretter følger *administrasjonskostnader* på 1 årsverk, *transaksjonskostnader* på 0 millioner kr, og *kontrollkostnader* på til sammen 2 årsverk.

Etter dette følger *netto kostnader til produsent* beregnet som kr pr. daa (-25 kr) og totalt (-224 mill. kr). Dette er en netto likviditetsvirkning beregnet med utgangspunkt i sparte gjødselkostnader eksklusive dagens avgift (63,5 millioner kr) fratrukket avlingstapet på 61,7 millioner kr. Videre er eventuelle transaksjonskostnader (0 mill. kr) og økte avgifter (225,9 milli. kr) trukket fra, og eventuell tilbakeføring av avgift (i dette tilfellet 0 mill. kr) lagt til.

Netto overføring til stat (237 mill. kr) er en vurdering av den likviditetsmessige siden for «statskassen». Denne omfatter økt avgift til staten (225,9 mill. kr) pluss sparte subsidier ved reduserte avlinger (12 mill. kr). I tillegg er beregnede administrasjonskostnader og kontrollkostnader trukket ut. Disse er beregnet med verdien 0,5 mill. kr pr. årsverk, og utgjør da tilsammen 1,5 mill. kr.

I tillegg til samfunnsøkonomiske kostnader og fordelingsvirkninger som er presentert i tabell 5 vil avgifter med tilbakeføring ha sin styrke i stor fleksibilitet og liten konflikt i forholdet mellom individ og samfunn. Kvoter derimot kan være et bedre alternativ i forhold til endringer i internasjonale rammebetingelser dersom det legges restriksjoner på tilbakeføring av avgiften. På den annen side vil kvoter, dersom det kun er en nasjonal ordning, kreve et aktivt grensevern i strid med intensjonene i flere internasjonale avtaler. En avgift uten tilbakeføring (i prinsippet dagens ordning, men forutsetningsvis med høyere avgifter) hever kostnadsnivået i jordbru-

ket, og medfører således konflikter i forhold til internasjonalt prisnivå. I tillegg fører en slik avgift til vesentlige inntektsfordelingseffekter (se tabell 5).

Vedlegg II

Sammendrag av utredninger fra Det Norske Veritas Industri Norge AS og Econ Energi a.s

Innledning

Nedenfor gjengis sammendragene av syv utredninger Det Norske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s i fellesskap har utført i forbindelse med utvalgets arbeid (DNVI – ECON 1993 a – g). Det er DNVI-ECON som har utarbeidet sammendragene, og innholdet og konklusjonene står for utredernes egen regning.

Når det nedenfor henvises til andre kapitler, gjelder det kapitlene i de respektive hovedrapportene.

1 VIRKEMIDDELBRUKEN I MILJØFORVALTNINGEN I GRENLAND (DNVI-ECON 1993 A)

1.1 Formål, innhold og hovedkonklusjoner

Denne rapporten omhandler miljøtilstand og virkemiddelbruk i Grenlandsregionen. Resultatene som presenteres er endel av et større utredningsprosjekt som Det Norske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s. har utført på oppdrag fra Miljøverndepartementet. Utredningsprosjektet består av tre delstudier; *Grenlandsstudien*, som legges frem her, en analyse av miljøpolitikken overfor *treforedlingsindustrien* og en studie som tar for seg *fem forurensende stoffer*. Rapportene skal utgjøre bakgrunnmateriale for arbeidet til «Virkemiddelutvalget» som ble nedsatt av Miljøverndepartementet i 1992.

Formålet med prosjektet er å evaluere tidligere og eksisterende miljøpolitiske virkemidler med tanke på en effektivisering av den fremtidige virkemiddelbruken. Med den hensikt er nytten og kostnadene ved gjennomførte tiltak overfor utslipp til luft og vann fra de fire sektorene industri, kommunale avløp, samferdsel og landbruk vurdert. Som grunnlag for vurderingen er det i *"Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid"* i kapittel 2 gitt en relativt utførlig beskrivelse av miljøproblemenes art og omfang. *"Definisjoner og begrepsavklaring"* i Kapittel 3 omhandler erfaringene med virkemiddelbruken frem til i dag. I det avsluttende *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 gis det en samlet vurdering der virkemiddelbruken analyseres i lys av endringer i miljøtilstand og kostnader. Det gis også en diskusjon av virkemidlenes kostnadseffektivitet og styringseffekivitet, og av prioriteringene av de ulike tiltakene på grunnlag av tilgjengelige opplysninger om miljøskader, utslipp og kostnader. Til sist drøftes mulige alternative eller supplerende virkemidler.

Studiens hovedkonklusjoner er:

1. Det er oppnådd betydelige forbedringer i miljøtilstanden i både luft og vann.
2. Konsesjonssystemet overfor industrien har hatt avgjørende betydning for å drive frem forbedringene.
3. Det finnes imidlertid flere viktige miljøproblemer der det ikke er oppnådd forbedringer, eller der forbedringene er beskjedne. For disse problemene er transportsektoren, langtransportert luftforurensing og landbruk de viktigste forurensingskildene.
4. Bedriftene er i dag i hovedsak fornøyd med SFT og måten etaten håndhever

konsesjonssystemet. Vår vurdering er imidlertid at bedriftene bør gis økt handlefrihet i valg av tekniske løsninger.

5. Med få unntak synes fordelingen av utslippsreduksjoner på de enkelte sektorene og kildene å ha blitt foretatt på en kostnadseffektiv måte.
6. For de fleste typer utslipp er det viktig å ta hensyn til lokale forhold ved fastsettelsen av utslippsgrenser. Dette begrenser i praksis mulighetene for å bruke økonomiske virkemidler.
7. En avgift på de utslippsmengder som konsesjonen tillater kan imidlertid medføre vesentlige fordeler i forhold til dagens system, ved at det innføres et incentiv for bedriftene å søke om lave utslippsmengder. De ulike sidene ved et slikt system bør vurderes nærmere, med sikte på en utprøving i praksis.

1.2 Miljøtilstanden og utslipp

Beskrivelsen av miljøtilstanden er basert på 8 forskjellige miljøeffekter/problemer. Tabellen på neste side gir en oversikt over disse sammen med forårsakende utslipp, og skadevirkninger.

Tabell 2.1: Miljøproblemer, relevante utslipp, og skadevirkninger som de kan gi opphav til.

Miljøproblem	Relevante utslipp	Skadevirkninger
Disdannelse	NH_3 , NH_4^+ , Cl, SO_4^{2-} , NO_3^-	Trivsel, helse
Lukt	H_2S, diverse stoffer	Trivsel, helse
Støvnedfall	Silikater, kull, kalksten, sot	Trivsel, helse
Fotokjemiske oksidanter	NO_x , HC, Cl	Helse, vekstskader, materielle skader
Toksiske stoffer i luft	Hg, Pb, PAH, dioksiner, SO_2 , NO_x	Helse, økologi, økonomi
Støy og vibrasjoner		Trivsel, helse?, økonomi
Eutrofiering og oksygenforbruk	P, N, NO_x , NH_3 , suspendert stoff, BOF/KOF/TOC	Økologi, økonomi, trivsel
Toksiske stoffer i vann	Hg, Cd, Pb, Cu, KHK, fenoler, dioksiner og PAH er viktigst	Økologi, økonomi, helse

Dis er først og fremst et lokalt trivsels- og helseproblem som hovedsakelig forårsakes av utslipp av ammoniakk, klor, saltsyre, svoveldioksid og nitrogenoksider. Det har i løpet av det siste 10-året vært en nedgang i forekomsten av dis på omlag 85 %. Reduksjonen har først og fremst sammenheng med reduserte utslipp fra Hydro Porsgrunn.

Luktplager er et trivselsproblem, men kan også være et helseproblem, spesielt for astmatikere og allergikere. Ubehagelig lukt er i dag først og fremst knyttet til Union, men utslipp fra magnesiumfabrikken ved Hydro Porsgrunn har også vært av betydning. Luktplager lar seg vanskelig måle objektivt. Utviklingen i antallet klager på lukt til SFTs kontrollseksjon og utslipp assosiert med luktepisoder tyder på at omfanget av luktplager er betydelig redusert de senere årene.

Det må skilles mellom to typer *støv:* nedfallsstøv og svevestøv. Utslippene av nedfallsstøv fra industrien er redusert med om lag 60 % de siste 10 årene. Det er imidlertid særlig svevestøv som er forbundet med alvorlige miljøproblemer. Støv-

partikler som er mindre enn 2.5 µm kan følge med luft ned i lungene og gi opphav til helseskader, alene eller i samspill med andre luftforurensninger. Utslippene av svevestøv fra veitrafikken, som i dag er den viktigste kilden, har ikke gått tilbake. Modernisering av bilparken har ført til noe lavere utslipp per kjøretøy, men dette er oppveid av økt trafikk og økte hastigheter.

Fotokjemiske oksidanter, fremfor alt *bakkenært ozon* skader planter allerede ved forholdsvis lave konsentrasjoner, særlig nyttevekster som grønnsaker og korn. Ozon gir også opphav til helseskader. Minst 85 – 90 % av ozonet som rammer Grenlandsområdet skyldes langtransporterte forurensninger. Det er imidlertid registrert en økning (10-15 %) i ozonkonsentrasjonen etter at luftmassen har passert Herøya. Selv om økningen er beskjeden, kan skadevirkningen av lokale utslipp være av betydning fordi bakgrunnsnivået ligger nær de anbefalte grenseverdiene. Målinger de siste 10 årene viser ingen entydig trend i utviklingen av ozonkonsentrasjonene.

Toksiske stoffer i luft omfatter en rekke stoffer som har negativ virkning på levende organismer. Samspilleffekter er ofte viktige, og helseeffekten består ofte i at organismens motstandsdyktighet blir redusert slik at den lettere blir rammet av sykdommer. Forandringer av arvestoffer og kreft er andre effekter som er observert i laboratorieforsøk. Utslipp kommer fra industrien, veitrafikk og i form av langtransporterte forurensninger. Industriens bidrag er sterkt redusert ved at utslippene av svoveldioksid, nitrogenoksider, PAH, kvikksølv og dioksiner har gått tilbake. For veitrafikk er noen komponenter redusert, særlig bly, mens andre har økt. Alt i alt har problemet med toksiske stoffer i luft blitt noe redusert de siste 10 årene.

Støy har to hovedkilder i Grenland, industri og veitrafikk. Industristøy oppleves som mest sjenerende om natten, mens trafikkstøy er mest fremtredende på dagen. Klagene over industristøy til SFTs kontrollseksjon har avtatt. Det er derfor grunn til å tro at støy fra industrien har avtatt. Det vurderes at 8 % av befolkningen i kommunene Skien, Porsgrunn og Bamble er «svært forstyrret» av støy inne i sine boliger. Selv om det ikke finnes sammenlignbare støymålinger over flere år er det grunn til å tro at støyproblemet fra veitrafikken har økt.

Eutrofiering og oksygensvinn i vann forårsakes av utslipp av næringssalter (fosfater og nitrater) og organisk stoff. Virkningene består i økt algevekst og oksygensvikt som bringer øko-systemet i ubalanse. Oksygensvikt forårsaker råttent bunnvann i Grenlandsfjordene.

Frierfjorden og tilgrensende fjorder har vært hardt belastet med utslipp av næringssalter. Hydro Porsgrunn har vært en dominerende kilde for utslipp av både fosfor og nitrogen, men disse utslippene er blitt kraftig redusert fra begynnelsen av 1970-tallet (97 % for fosfor og 85 % for nitrogen). I dag er befolkning og landbruk utslippskilder av større betydning enn industrien. En stor del av tilførslene av nitrogen til Grenlandsfjordene skyldes naturlig avrenning, som synes å ha økt i løpet av 1990-tallet.

Union har vært den desidert viktigste industrikilden for utslipp av suspendert (fiber) og oppløst organisk stoff. Disse utslippene er blitt kraftig redusert. Kloakk er også en viktig kilde til utslipp av oppløst organisk stoff, mens landbruk og naturlige kilder gir opphav til betydelige utslipp av suspendert stoff. De sistnevnte utslippene er av diffus karakter.

Miljøtilstanden i Grenlandsfjordene er blitt betydelig forbedret i de siste 15 årene. Siktdypet er økt med omlag 1 meter, og vannmasser med hydrogensulfid (råttent vann) er nå av mindre omfang. Konsentrasjonen av næringssalter i overflatelagene er også markert lavere. Situasjonen er imidlertid ennå ikke tilfredstillende.

De historiske utslippene av *toksiske stoffer til vann* har ført til betraktelige skader på miljøet og har medført restriksjoner på omsetting og konsum av sjømat fra området. Utslippene kom praktisk talt bare fra industrien, og de er dramatisk redu-

sert i løpet av de siste 10-15 årene. Mobilisering av miljøgifter fra bunnsedimentene vil imidlertid foreløpig gjøre det nødvendig å opprettholde restriksjonene på konsum av sjømat.

1.3 Virkemidler

En rekke faginstanser og politiske institusjoner er involvert i virkemiddelbruken i Grenlandsområdet. Miljøverndepartementet og SFT har det overordnede ansvaret, og SFT har dessuten instruksjonsmyndighet overfor fylkesmannens miljøvernavdeling. De sentrale myndighetene har videre ansvaret for det aller meste av virkemiddelbruken overfor industrien. Fylkesmannen har hovedansvaret overfor kommunal sektor og landbruket. De lokale miljøvernmyndigheter har kun beskjedne virkemidler til å påvirke miljøeffekter fra transportsektoren.

2.1.3.1 Industri

Grenland har Norges største konsentrasjon av prosessindustri. *Tiltak* overfor industriutslipp har i løpet av de siste 20 årene blitt viet stor oppmerksomhet. Det viktigste *virkemidlet* har vært utslippskonsesjoner med hjemmel i forurensningsloven eller dens forgjengere. De såkalte første-generasjonstiltakene som startet tidlig på 1970-tallet tok først og fremst for seg synlige problemer som dis, nedfallsstøv og lukt. Omfanget av disse problemene ble betydelig redusert frem til 1985 og har senere blitt ytterligere redusert som følge av skjerpede utslippskrav på slutten av 1980-tallet (annen-generasjonstiltak). For en rekke stoffer, blant annet svoveldioksid, nitrogenoksider, støv og fiber, har utslippene ofte ligget en god del lavere en utslippskravene. For andre utslipp, spesielt enkelte miljøgifter og diffuse utslipp, har det til tider vært vanskelig å overholde konsesjonskravene.

Samtlige store industribedrifter i Grenland gir uttrykk for at *konsesjonssystemet hovedsakelig fungerer tilfredsstillende* og at de er fornøyd med den måten SFT arbeider på. Bedriftene mener at etaten nå er mer smidig og mindre preget av konfrontasjon enn for noen år siden, og at SFT nå ikke så lett lar seg påvirke av media og interesseorganisasjoner. I følge industrien har SFT gjennomgående god bransjekunnskap.

Saksbehandlingstiden, som ofte har vært 3-4 år, oppleves av bedriftene å være for lang. Likevel synes det ikke som om dette har forstyrret produksjonsutvikling eller investeringer i nevneverdig grad. En del bedrifter hevder at SFT gir uklare og lite konkrete signaler om fremtidige krav til utslippsreduksjoner, noe som bidrar til usikkerhet i den langsiktige planleggingen. Andre bedrifter mener de nå får tilstrekkelig klare rammer for å kunne planlegge på 5-10 års sikt.

Konsesjonssystemet fremstår som en forhandlingsprosess mellom SFT og bedriften, hvor også andre lokale aktører i større eller mindre grad deltar. Miljøtilstanden i resipientene, tilgjengelig teknologi og bedriftsøkonomiske forhold står sentralt i denne prosessen. Det er åpenbart at bedriftene har mer kunnskap om kostnadene ved å gjennomføre tiltak enn SFT, men det har likevel vist seg at også bedriftene har vansker med å anslå kostnadene ved å oppnå utslippsbegrensninger. Det er derfor viktig at SFT viser fleksibilitet når det gjelder fastsetting av utslippskrav, slik at ikke forutinntatte meninger og skjevheter i kunnskapsgrunnlaget (asymmetrisk informasjon) bidrar til en lite effektiv utforming av tiltakene. Det er vårt inntrykk at dette har vært gjort de senere årene og at det gjennomgående har vært en åpen dialog mellom bedriftene og SFT om innholdet i utslippskonsesjonene, selv om disse ofte fremstår som svært detaljerte.

Langsiktige signaler om fremtidige utslippskrav er fra bedriftenes side ønskelig av hensyn til den langsiktige planleggingen. Det er imidlertid ofte vanskelig for miljøvernmyndighetene å binde seg til langsiktige utslippsreduksjoner på grunn av usikkerhet om fremtidige tiltakskostnader, resipientforhold og prioriteringer av miljømål. Hovedinntrykket er imidlertid at miljøvernmyndighetene har funnet en rimelig god balanse mellom forutsigbarhet med hensyn til utslippskravene og å holde mulighetene åpne for fremtidige justeringer.

Utslippskonsesjonene ved første-generasjonstiltakene stilte gjennomgående detaljerte krav til tekniske løsninger. Selv om kravene nå er mer knyttet til utslipp og gir bedriftene større fleksibilitet med hensyn til valg av *teknologi*, involverer miljøvernmyndighetene seg fortsatt i stor grad i diskusjoner om tekniske løsninger. Etter vår vurdering har konsesjonsbehandlingen blitt for teknologiorientert, og det bør være mulig for myndighetene å gi bedriftene større frihet i valg av tekniske løsninger.

Miljøvernmyndighetenes kontroll- og sanksjonsmekanismer (inspeksjoner og kontroller, bruk av forurensingsgebyrer og anmeldelser) ser ennå ikke ut til å ha funnet en hensiktsmessig form på alle områder. Praktiseringen av sanksjonssystemet synes å være for lite nyansert i forhold til overtredelsenes art, og kontrollene for mye opptatt av detaljer, i steden for i større grad å kontrollere bedriftenes organisering og rutiner for sikring av miljø. Det er viktig å samordne SFTs kontrollvirksomhet med tilsvarende virksomheter hos de øvrige statlige etater.

2.1.3.2 Kommunal sektor

De viktigste utslippene fra kommunal sektor er næringssalter, organisk stoff og mikroorganismer gjennom kloakken. Utslippene er regulert med utslippskonsesjoner hjemlet i forurensningsloven, og pålegg om tiltak gis av fylkesmannens miljøvernavdeling. Siden 1970-tallet er det bygget en rekke renseanlegg i Grenland. Kravene gis hovedsakelig på bakgrunn av lokale resipientforhold, men oppfølging av Nordsjødeklarasjonen har fått økt betydning for kravene som stilles.

Statlige låne- og tilskuddsordninger har vært viktige for tempoet i gjennomføringen av tiltakene, det samme har etableringen av Miljøpakke Grenland. Dårlig kommuneøkonomi og vegring mot å øke kloakkavgiftene har imidlertid ført til at flere av tiltakene er blitt skjøvet ut i tid. Forsinkelser i gjennomføringen av tiltak har i langt mindre grad ført til sanksjoner fra myndighetene enn hva tilfellet har vært overfor industrien. Dette kan ha ført til at kommunene ikke har hatt tilstrekkelig press på seg til å gjennomføre pålagte tiltak.

2.1.3.3 Landbruk

Utslippene består hovedsakelig av diffus avrenning av næringsalter, oppløst organisk stoff og suspendert stoff fra jorderosjon. Fylkesmannen forvalter de viktigste virkemidlene overfor næringen. Arbeidet med å gjennomføre tiltak startet for alvor i 1988 i forbindelse med algeoppblomstringen langs kysten. Etterhvert har også lokale miljøproblemer fått betydning for tiltakene.

Pålegg om tiltak, økonomiske støtteordninger samt forskrifter og veiledning har vært de viktigste virkemidlene. Opprinnelig ble tiltak mot punktutslipp fra siloer, gjødselanlegg, hydrotekniske anlegg m.v. prioritert. Etterhvert ble arbeid med å redusere arealavrenningen prioritert høyere, og de siste årene har gjødselplanlegging blitt høyest prioritert. Ut fra dagens kunnskaper kan det se ut til at prioriteringen av tiltak begynte i feil ende. Tiltakene har ført til reduserte fosforutslipp, men virkningene på nitrogenutslippene er usikre.

2.1.3.4 Transportsektoren

Det er i stor grad sektormyndighetene som har ansvaret for å utarbeide virkemidler og tiltak mot utslipp og støy fra transportsektoren. Samferdselsdepartmentet og Vegdirektoratet har ansvaret for utbygging av riksveinettet og den overordnede miljøpolitikken, det siste i samråd med Miljøverndepartementet. På regionalt plan er vegkontoret i fylket ansvarlig, mens fylkesmannen er statlig fagmyndighet for støy og har ansvar for kollektivrafikk. Kommunene har ansvar for arealplanlegging, herunder transportplaner og støyskjerming.

Vegmyndighetene har gjennomført noen tiltak for å redusere virkningene av utslipp og støy fra riksveinettet. Kommunene har også gjennomført enkelte tiltak på det eldre veinettet, mens fylkeskommunen av budsjettmessige årsaker omtrent ikke har gjennomført tiltak. For nye veianlegg er det imidlertid tatt miljøhensyn ved at trafikk er ledet utenom de mest belastede områdene. Slike løsninger har gitt til dels betydelige miljøgevinster.

1.4 Samlet vurdering

2.1.4.1 Kostnader og nytte av de oppnådde miljøforbedringene

Det er investert i størrelsesorden 4400 mill.1992-kr i utslippsreduserende tiltak i Grenland i perioden 1975-1992, fordelt på ca 2900 mill.kr i perioden 1975-1987 og ca 1500 mill.kr i perioden 1988-1992. Det må understrekes at tallene er usikre. Industrien har stått for ca 90 % av investeringene i perioden 1975-1992, mens kommunal sektor har stått for det aller meste av de resterende investeringene. De øvrige sektorer har økt sin andel av investeringene noe de senere år.

En spørreundersøkelse blant befolkningen i Norge for å verdsette nytten av reduserte luftforurensninger i Grenland ble gjennomført i 1982. Undersøkelsen indikerer en betalingsvillighet på minst 1700 mill. 1992-kr for en «vesentlig bedring» av luftkvaliteten. Det anslås at minst 1200 mill. 1992-kr er investert i tiltak mot luftutslipp i perioden 1983-1992. Selv om slike anslag er beheftet med stor usikkerhet, er det vår vurdering at innsatsen for å forbedre luftmiljøet i Grenland siden 1982 så langt ligger innenfor folks betalingsvillighet.

2.1.4.2 Viktige drivkrefter bak virkemidlene

De sentrale myndighetenes holdninger og prioriteringer har vært avgjørende for styrken i og utformingen av virkemidlene. Det er også grunn til å tro at press fra miljøorganisasjonene og mediaomtale har hatt innflytelse på bedriftenes og myndighetenes handlinger. For eksempel har lokale krav vært viktige for tiltak overfor miljøproblemer som lukt, dis og nedfallsstøv, som ble tidlig prioritert.

Tiltak mot utslipp til vann fra kommunal sektor og landbruk har kommet senere enn for industrien og har for en stor del vært drevet frem av sentrale myndigheter. Styrken av og tidspunktet for tiltakene overfor disse sektorene har vært avhengig av kommunenes økonomiske stilling og omfanget av statlige låne- og støtteordninger. Miljøpakke Grenland ble igangsatt i 1988 som et 4-årig program for å fremme en helhetlig tilnærming til miljøproblemene. Det generelle inntrykket er at miljøpakken i liten grad har påvirket innsatsen på luft- og vannforurensningsområdet, bortsett fra innsatsen i kommunal sektor.

2.1.4.3 Kostnadseffektivitet på tvers av kilder

I konsesjonsbehandlingen har hver enkelt bedrift vært undergitt individuell behandling, og organiseringen av miljøforvaltningen for øvrig i Grenland har bidratt til en

sektorvis tilnærming til miljøproblemene. For en rekke utslipp er en slik fremgangsmåte åpenbart uproblematisk fordi utslippene er særegne for den ene kilden eller fordi utslippene primært har lokal virkning i området rundt den enkelte bedrift. Utslipp som forårsaker nedfallsstøv, dis og lukt er av en slik karakter.

De viktigste utslipp til luft som har kilder i flere sektorer, og som ikke bare har lokale virkninger, er svoveldioksid og nitrogenoksider, mens næringssalter, fiber og organisk stoff er slike utslipp til vann.

Det er bare de to største punktutslippene av *svoveldioksid* som har hatt konsesjonskrav til nå. Disse kravene er begrunnet ut fra lokale effekter. Det er imidlertid grunn til å tro at de generelle virkemidlene overfor svoveldioksid-utslipp også har hatt betydning for de totale utslippene. Begrunnelsen for at noen store bedrifter har sluppet utslippskrav ser ut til å være høye tiltakskostnader. Det er således mulig at rekkefølgen i tiltakene har vært tilnærmet kostnadseffektiv. Vi har imidlertid ikke funnet at det er foretatt noen samlet vurdering av kostnadene ved å redusere utslippene av svoveldioksid fra ulike kilder i Grenland.

Det er to hovedkilder til *nitrogenoksider*; veitrafikk (34 %) og industrien (57 %). Oppvarming er den tredje viktigste kilden. Veitrafikk har hatt nasjonale avgasskrav siden 1989, mens det av de store industrikildene frem til nå bare er Hydro Porsgrunn som har hatt utslippskrav. Den største industrikilden har ikke konsesjonskrav, noe som trolig skyldes høye tiltakskostnader. Denne kilden utprøver nå alternative brensler, bl.a. med sikte på å redusere utslippene av nitrogenoksider.

Utslipp av nitrogenoksider fra veitrafikk har størst potensiell lokal skadevirkning fordi utslippene finner sted direkte i områder hvor folk oppholder seg. Det er gjort lite for å begrense disse utslippene, trolig fordi man på lokalt plan mangler effektive virkemidler og fordi tiltakene vil ha relativt høye kostnader.

Det kan derfor ha vært hensiktsmessig å starte med tiltak overfor industrien, for å redusere de største utslippene som så å si kom på toppen av utslippene fra veitrafikk.

Hydro Porsgrunn har vært den desidert viktigste kilden til utslipp av *fosfor* til vann, og har fra tidlig på 1970-tallet hatt konsesjonskrav. Det er deretter gjennomført tiltak i kommunal sektor, og fra 1988 også i landbruket. De fleste kravene er etter hvert blitt skjerpet.

Gitt utslippets størrelse var det trolig kostnadseffektivt å starte med tiltak ved Hydro Porsgrunn. Ut fra en kostnadsmessig vurdering burde imidlertid tiltak overfor kommunene og tildels også landbruket antakelig ha vært faset inn tidligere enn hva som skjedde. Tiltak ved andre bedrifter ville trolig ha hatt høye kostnader.

Hydro Porsgrunn har også vært den desidert største enkeltkilde til utslipp av *nitrogen* til vann, og har med unntak av landbrukssektoren vært den eneste kilde som har hatt pålegg om tiltak. Vurdert ut fra kostnadseffektivitet synes dette å ha vært riktig.

Union har vært den viktigste kilden til utslipp av *fiber og organisk stoff*, og har sammen med Hydro Rafnes og Statoil Bamble vært de eneste som har hatt utslippskrav. De øvrige kildene er for en stor del diffuse utslipp. Det synes således som om tiltak ved Union har vært den mest effektive måten å angripe utslippene på. Det er imildertid tvilsomt om de strenge utslippskravene ved Hydro Rafnes har vært riktige vurdert ut fra kostnadseffektivitet.

Tiltak mot ulike miljøgifter ser ut til å ha vært vurdert separat. En slik fremgangsmåte er riktig ettersom virkningene i miljøet av de ulike giftene kan være svært forskjellige. De mest skadelige stoffene har fått krav om tilnærmet null utslipp (for eksempel dioksiner).

2.1.4.4 Kostnadseffektivitet og styringseffektivitet

For enkelte utslipp, spesielt miljøgifter, vil det være viktig å velge virkemidler som sikrer at utslippsmålene nås med stor grad av sikkerhet (*styringseffektivitet*). For de utslipp som gir utpreget lokale miljøproblemer som lukt, nedfallsstøv og dis, er det først ved visse kritiske utslippsnivåer som problemene gjør seg merkbare. For disse utslippene er det ofte fastsatt krav om maksimale utslipp per time, noe som indikerer at hensyn til styringseffektivitet har vært vektlagt også i disse tilfeller.

Konsesjonssystemet og forskrifter er eksempler på virkemidler hvor det er mulig å oppnå stor grad av styringseffektivitet, men som ikke nødvendigvis gir kostnadseffektive tiltak. *Når det gjelder industriens utslippskonsesjoner ser det stort sett ut til at man har oppnådd stor grad av styringseffektivitet, hvor dette er viktig. Det er vanskelig å vurdere hvorvidt dette har gått på bekostning av kostnadseffektivitet.*

1.5 Alternative eller supplerende virkemidler

En vurdering av hensiktsmessigheten av såkalte markedsbaserte miljøpolitiske virkemidler som et supplement eller alternativ til konsesjonssystemet, må ta utgangspunkt i lokale forhold. Noen typer utslipp vil ha virkninger kun i et begrenset område rundt kilden. Samspillseffekter kan også være viktige for virkningene på miljøet. For å kunne ta hensyn til disse forhold vil det derfor i mange tilfelle være nødvendig med virkemidler som er tilpasset hver enkelt utslippskilde for å oppnå resipienttilpassede mål, og dermed kostnadseffektive løsninger. Dette kan gjøre det vanskelig å ta i bruk markedsbaserte virkemidler, som ofte gis en generell utforming.

Dersom det i dag eksisterer betydelige forskjeller i marginale tiltakskostnader, vil dette kunne være et argument for å vurdere alternative virkemidler. Det samme vil være tilfelle hvis tiltakskostnadene ved ytterligere utslippsreduksjoner er høye. Dersom det imidlertid ikke er aktuelt med vesentlige utslippsreduksjoner ut over dagens nivå, vil dette kunne være et argument for å beholde dagens system.

Utslippsavgift

En utslippsavgift som et alternativ til utslippskonsesjoner vil i prinsippet stimulere til kostnadseffektive utslippsreduksjoner på tvers av sektorer og gi løpende stimulans til å redusere utslippene. En utslippsavgift vil imidlertid generelt være mindre styringseffektiv enn et konsesjonssystem, og sannsynligvis være like informasjonskrevende for myndighetene. Alt i alt vil en utslippsavgift bare være aktuell for et lite antall stoffer. Hvorvidt det er hensiktsmessig å gjennomføre et slikt system for disse må avgjøres utfra en nærmere vurdering av praktisk gjennomførbarhet og forventet samfunnsøkonomisk gevinst.

Omsettelige utslippstillatelser

Med utgangspunkt i dagens utslippstillatelser kan det åpnes for kjøp og salg av utslippsenheter. Et slikt system vil åpne for utjevning av eventuelle forskjeller i marginale tiltakskostnader. Også i dette tilfellet er det kun et lite antall stoffer som er aktuelle. På denne bakgrunn synes det å være beskjedne effektivitetsgevinster ved å gjøre dagens utslippsrettigheter omsettelige.

Offsets (motregningsprinsipp)

Dette innebærer at det settes en grense på det totale utslippet i området, slik at eventuelle økte utslipp et sted må motsvares av reduksjoner fra en annen kilde. Offsets kan være hensiktsmessig for å bringe inn større fleksibilitet i konsesjonssystemet. Når offsets gjennomføres innen samme konsern, kan imidlertid slike ordninger lett føre til løsninger som ikke er kostnadseffektive ved at det ved nyetableringer samlet sett blir pålagt utslippsbegrensinger med høyere tiltakskostnader enn andre eksisterende utslippskilder.

Banking

Dette innebærer at aktørene kan «spare» utslippstillatelser til senere dersom de på et gitt tidspunkt har lavere utslipp enn tillatt. Et slikt system åpner for økt fleksibilitet over tid. Også her er det kun et begrenset antall stoffer som er aktuelle. En innføring av banking kan i praksis skje innenfor det eksisterende konsesjonssystemet.

Avgift i kombinasjon med utslippskonsesjon.

Dette innebærer at aktørene pålegges en avgift på de utslippsmengder som konsesjonen tillater. Systemet vil stimulere aktørene til å søke om lavere konsesjonsgrenser, og dermed stimulere til å redusere utslippene over tid. Det vil også bidra til en utjevning av eventuelle forskjeller i marginale utslippskostnader.

En slik ordning vil opprettholde konsesjonssystemets styringseffektivitet og bedre informasjonsgrunnlaget for myndighetenes konsesjonsbehandling.

Systemet vil medføre økte kostnader for virksomhetene. Det kan i utgangspunktet brukes overfor alle utslipp som i dag er konsesjonsbelagte. Avgiften vil imidlertid for en del utslipp måtte tilpasses forskjeller i skadeomfang fra ulike kilder.

Et slikt system åpner for potensielle effektiviseringer av dagens konsesjonssystem, selv om få andre sektorer enn industrien skulle bli inkludert. Det vil være interessant å vurdere de ulike sider ved et slikt system nærmere, med sikte på en utprøving i praksis for ett eller flere stoffer.

1.6 Fremtidige utfordringer

Fremtidige utslippsreduksjoner vil kunne bli langt mer kostbare per enhet enn tidligere, og nytten av slike relativt marginale reduksjoner må antas å bli lavere enn ved tidligere reduksjoner. Det blir derfor svært viktig å ha beslutningssystemer og virkemidler på de nasjonale og lokale plan som sikrer at utslippsreduksjoner foretas hvor det er mest kostnadseffektivt.

Dagens virkemidler burde i hovedsak være egnet til også å løse de fremtidige oppgaver overfor utslipp fra stasjonære kilder, men det er viktig at utslippsmål og virkemiddelbruk i de ulike sektorene blir fastsatt utifra en helhetsvurdering, der kostnyttevurderinger står sentralt, og at alle relevante sektorer trekkes med i en tverrsektoriell vurdering når utslippsmål, virkemidler og tiltak skal fastsettes.

De fleste gjenværende lokale miljøproblemene er hovedsakelig knyttet til *langtransporterte forurensninger* og *utslipp fra transport*. I dag mangler det imidlertid effektive virkemidler for å redusere lokale miljøproblemer fra transportsektoren, og det er trolig at tiltak har høye kostnader. Langtransportert forurensing kan kun påvirkes kostnadseffektivt ved tiltak på et *internasjonalt plan*. Dette feltet er komplekst både faglig og politisk, og er ikke vurdert nærmere i denne rapporten.

2 VIRKEMIDDELBRUKEN OVERFOR UTSLIPP FRA TREFOREDLINGSINDUSTRIEN (DNVI-ECON 1993 B)

2.1 Formål, innhold og hovedkonklusjoner

Denne rapporten omhandler miljøtilstand og virkemiddelbruk i treforedlingsindustrien. Resultatene som presenteres er en del av et større utredningsprosjekt som Det Norske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s. har utført på oppdrag fra Miljøverndepartementet. Utredningsprosjektet består av tre delstudier; *treforedlingsstudien*, som legges frem her, en analyse av miljøpolitikken i *Grenlandsregionen* og en studie som tar for seg *fem forurensende stoffer*. Rapportene skal utgjøre bakgrunnsmateriale for arbeidet til «Virkemiddelutvalget» som ble nedsatt av Miljøverndepartementet i 1992.

Formålet med prosjektet er å evaluere tidligere og eksisterende miljøpolitiske virkemidler med tanke på effektivisering av den fremtidige virkemiddelbruk. Som grunnlag for vurderingen er det i *"Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid"* i kapittel 2 og *"Definisjoner og begrepsavklaring"* i 3 gitt en oversikt over treforedlingsbransjen og en beskrivelse av miljøproblemenes art og omfang. *"Privatrettslige regler"* i Kapittel 4 omhandler erfaringene med virkemiddelbruken frem til i dag. I *"Offentligrettslige regler"* i kapittel 5 redegjøres det for kostnadene ved miljøtiltakene i bransjen og i *"Juridiske rammebetingelser for myndighetenes virkemiddelbruk"* i kapittel 6 blir internasjonale forhold gjennomgått. Det avsluttende *"Oversikt over viktige problemstillinger"* i kapittel 7 gir en samlet vurdering der virkemiddelbruken analyseres i lys av endringer i miljøtilstand og kostnader. Det diskuteres også om virkemidlene har vært kostnadseffektive og resipientorienterte. Til sist drøftes mulige alternative eller supplerende virkemidler.

Studiens hovedkonklusjoner er:

1. Det er de siste 20 årene foretatt store utslippsreduksjoner i treforedlingsindustrien. Som følge av dette er det oppnådd betydelige forbedringer i miljøtilstanden både i luft og vann i treforedlingsindustriens resipienter.
2. Konsesjonssystemet har hatt avgjørende betydning for å oppnå forbedringene. Markedets krav har etterhvert fått større betydning.
3. Bedriftene er i dag i hovedsak fornøyd med SFT og måten etaten håndhever konsesjonssystemet på. Vår vurdering er imidlertid at bedriftene bør gis økt handlefrihet i valg av tekniske løsninger.
4. Utslippskravene synes å være fastlagt ut fra en resipientvurdering.
5. Eventuelle ytterligere utslippsreduksjoner vil etter vår vurdering bli langt mer kostbare pr. enhet redusert utslipp enn tidligere. Nytten av slike relativt marginale reduksjoner må også antas å bli lavere enn ved tilsvarende tidligere reduksjoner. Myndighetene bør derfor foreta nøye vurderinger av kostnadene ved eventuelle ytterligere utslippsreduksjoner og sammenholde disse med den forventede bedring i miljøtilstanden i den enkelte resipient.
6. Gjenværende miljøproblemer i treforedling er i første rekke knyttet til lukt, støy og avfall.

2.2 Miljøtilstanden og utslipp

I beskrivelsen av miljøtilstanden er det skilt mellom ulike typer miljøeffekter/problemer.

Tabellen nederst på siden gir en oversikt over disse sammen med forårsakende utslipp, og skadevirkninger.

Miljøproblem	*Relevante utslipp*	*Skadevirkninger*
Eutrofiering, saprobiering og oksygenforbruk	Fosfor, nitrogen, suspendert stoff (fiber og bark), oppløst organisk stoff	Økologi, økonomi, trivsel
Giftvirkninger	Klororganiske forbindelser fra blekerier Organiske forbindelser fra masseproduksjon	Økologi, økonomi
Lukt	Hydrogensulfid, merkaptaner	Trivsel, helse
Sure komponenter	Svoveldioksid, nitrogenoksider	
Støvnedfall	Salter fra kjemikaliegjenvinning, støv og sot	Helse, trivsel
Svevestøv	fra forbrenning av bark og olje.	
Støy og vibrasjoner		Helse, trivsel
Avfall	Sigevann fra slam- og barkdeponier	Økologi

Eutrofiering og oksygenforbruk forårsakes av tilførsler av hhv. næringssalter og organisk stoff. Utslippene av organisk stoff har gitt de viktigste resipientproblemene. Utslippene av næringssalter bidrar til algevekst som også forbruker oksygen under nedbrytningen. Utslipp av lett nedbrytbart organisk materiale kan føre til heterotrof begroing, det vil si tepper av bakterier og sopp i berørte resipienter. Utslipp av bark og fiber, som angis som suspendert stoff (SS) har medført betydelige problemer med oksygensvinn og råttent bunnvann i flere resipienter. Nåværende resipientproblemer av denne typen skyldes først og fremst tidligere utslipp.

Effektene av utslippene av organisk stoff, næringssalter og fiber er nå tydeligst i de frie vannmasser.

Utslippene av organisk stoff er redusert med 80-90 prosent i perioden fra 1975 til 1992.

Giftvirkninger forårsakes primært av utslipp av klorerte organiske forbindelser (AOX) fra cellulosefabrikkenes blekerier. Dessuten kan sure utslipp og spesielle bestanddeler i trevirke (fenoler, fettsyre o.l.) forårsake gifteffekter. Utslippet av klororganiske stoffer er redusert med ca 85 prosent i perioden 1985 til 1992.

Lukt kan være et problem, særlig omkring sulfatfabrikker. Luktproblemene er sterkt redusert i de senere år, men er fortsatt et problem ved sulfatfabrikkene.

Sure avgasser som SO_2 og NO_x slippes ut fra prosesser i celluloseindustrien, og generelt fra forbrenningsanlegg for bark, olje m.v. i treforedlingsindustrien. Utslippene av SO_2 er redusert med ca 90 prosent i perioden fra 1975 til 1992. Utslippene av NO_x fra bransjen er imidlertid lave sammenlignet med andre utslippskilder.

Støvnedfall er av begrenset betydning i treforedlingsindustrien. Utslippene er lave og synes ikke å forårsake effekter av betydning.

Støy er et problem ved de anlegg som ligger nær boligbebyggelse. Støyplagen er redusert, men det gjenstår fortsatt problemer ved noen anlegg.

Avfall. Bark utgjør den største mengden, og brennes stort sett for energiformål. Mindre mengder deponeres eller viderebearbeides til jordforbedringsmiddel. Deponering av bark m.v. resulterer ofte i et sterkt forurenset sigevann. Mengdene spesialavfall begrenser seg stort sett til spillolje.

Totalt sett har utslippene av de utslippsparametrene som er nevnt foran, utviklet seg slik gjennom første og annen konsesjonsrunde. Tallene er gitt i tusen tonn/år:

År	Oppløst organisk materiale (KOF)	Suspendert stoff	SO_2	Klororganisk stoff (AOX)
1975	1.300	60	33 (1976)	Mangler data
1985	272	22	8	3
1992	164	9	3	0,4

Det fremgår av tabellen at de største reduksjonene ble oppnådd ved førstegenerasjons-tiltakene. For SO_2 skyldes reduksjonene både prosesstiltak, redusert oljeforbruk ved utstrakt bruk av bark og reduksjon av svovelinnholdet i olje.

2.3 Virkemidler

Det viktigste miljøpolitiske virkemiddel overfor treforedlingsindustrien har vært konsesjonssystemet. Den statlige finansieringsordningen for oppryddingstiltak i eldre industri har også spilt en rolle. Forskriften om svovelinnhold i fyringsolje og SO_2 -avgiften har dessuten hatt betydning. Utover dette har avgifter og forskrifter spilt svært liten rolle overfor utslipp fra treforedlingsindustrien. Miljømerking har i de senere årene fått betydning for deler av bransjen. SFT er konsesjonsmyndighet overfor bransjen. I enkelte tilfeller har fylkesmannen konsesjonsbehandlet avfallsdeponier.

2.4 Tiltak og effekter

Spesielt celluloseindustrien har tradisjonelt hatt store utslipp til vann og luft. Bransjen var derfor en av de første som ble pålagt å søke om utslippstillatelse på begynnelsen av 1970-tallet.

Den første konsesjonsrunden, de såkalte første-generasjonstiltakene i perioden fra 1976 til ca 1985, tok særlig fatt i utslippene av bark og fiber fra bransjen generelt og utslippene av oppløst organisk stoff fra cellulosefabrikkene spesielt. Tiltakene overfor cellulosefabrikkene førte til reduksjoner i utslipp av organisk stoff fra kokeriene på ca 80 prosent, samtidig som utslippene av SO_2 ble betydelig redusert.

I den andre konsesjonsrunden, de såkalte annen-generasjonstiltakene i perioden fra 1986, har siktemålet vært å redusere gjenværende utslipp slik at de ikke forårsaker skadevirkninger av betydning. Innen celluloseindustrien har særlig utslippene av klororganiske forbindelser (AOX) vært i fokus, men alle relevante utslipp er blitt vurdert. Bortsett fra for klororganiske forbindelser var de oppnådde utslippsreduksjoner langt mindre enn i første-generasjonsfasen.

Parallelt med konsesjonsrundene har det skjedd en strukturrasjonalisering av bransjen. Denne rasjonaliseringsprosessen var sterkest på 1970-tallet, men pågikk også utover på 1980-tallet. Antall enheter i bransjen er redusert fra ca 70 til ca 30, mens produksjonen i perioden har økt kraftig.

Tiltakene har bestått av innføring av mer miljøvennlige prosesser (eksempler kjemikaliegjenvinningsanlegg, tørrbarking, oksygendeligninfisering), ulike typer interne tiltak (eksempler interne bakvannsfiltre, vannsparende tiltak, økt bakvannslagerkapasitet) og eksterne rensetiltak (eksempler i første fase sedimenteringsanlegg ved 5 bedrifter, i annen fase flere sedimenteringsanlegg, biologiske renseanlegg og anlegg for kjemiske felling).

Den overveiende del av første-generasjonstiltakene var prosesstiltak. I annen-generasjonsfasen har prosesstiltak og eksterne tiltak (rensing) hatt omtrent like stor betydning.

2.5 Industriens syn på virkemiddelbruken

Bedriftene er stort sett fornøyd med den måten SFT arbeider på, men det er et inntrykk at forholdet var noe mer anstrengt for noen år siden. Det er påpekt at saksbehandlingstiden har vært for lang, men det ser ikke ut til at dette har skapt særlige problemer for bedriftene. Det synes også å være et ønske fra en del bedrifter om at konsesjonsvilkårene i større grad skal gis som rammekrav uten unødig detaljerte tekniske spesifikasjoner. Det er også uttrykt ønske om klarere og mer langsiktige rammebetingelser. Endelig synes det som om de fleste av bedriftene mener at SFT er for lite resipientorientert.

Flertallet av bedriftene er ikke tilfreds med SFTs kontrollsystem og måten kontrollene fungerer på. Industrien ønsker større grad av systemrevisjon og mindre detaljinspeksjon. Samordning med kontrollvirksomheten til andre etater under Internkontrollforskriften bør også bli bedre, samtidig som det er reist spørsmål om kontrollgebyrene. Behovet for mer nyanserte reaksjonsformer ved overtredelser er også påpekt.

Det kan slås fast at konsesjonskravene har vært den absolutt viktigste drivkraften bak miljøarbeidet i industrien. Krav fra markedet om mer miljøvennlig produksjon og produkter har imidlertid etter hvert fått større betydning. Dette kan bli viktigere enn forurensningsmyndighetenes krav i fremtiden. I forhold til utenlandske konkurrenter mener bedriftene at konsesjonskravene i dag ikke er konkurransevridende, mens de tidligere i noen grad kan ha vært det.

2.6 Kostnader

Miljøverninvesteringene som er foretatt i treforedlingindustrien i både første- og annen-generasjonstiltak, fremgår av tabellen nedenfor. Det er også skilt mellom investeringer i tiltak mot luftutslipp og tiltak mot vannutslipp. Tallene er i millioner 1992-kroner.

Medium	Første-generasjon	Annen-generasjon	Totalt
Totalt	3.100	2.100	5.200
Vann	2.700 (inkl. avfall)	1.800	4.500
Luft	400	300	700

I begge perioder er ca 87 prosent brukt for å redusere utslipp til vann og 13 prosent for å redusere utslipp til luft. Første-generasjonstiltakene for å redusere utslipp til vann fordeler seg med 80 prosent på prosesstiltak (interne tiltak), mens ca 20 prosent av investeringene har gått til ekstern rensing. For å redusere utslipp til luft er den tilsvarende fordeling 60 prosent av investeringen til rensetiltak, mens 40 prosent er brukt til prosessinterne tiltak.

For annen-generasjonstiltakene utgjør investeringene i rensetiltak noe over 50 prosent. For utslipp til luft foreligger ikke nok data til å foreta noen fordeling, men det er grunn til å tro at det meste av investeringene har vært i rensetiltak.

2.7 Samlet vurdering

2.2.7.1 Viktige drivkrefter bak virkemidlene

De sentrale myndighetenes holdninger og prioriteringer har vært avgjørende for styrken i og utformingen av virkemidlene. Lokale krav om tiltak ut fra de mest synlige skader har også hatt betydning. Press fra miljøorganisasjonene og mediaomtale har hatt innflytelse på bedriftenes og myndighetenes handlinger. Press fra svensk side har også hatt betydning for kravene ved enkelte bedrifter.

2.2.7.2 Resipienttilpassede krav

Selv om tilnærmingen til miljøproblemene under første-generasjonstiltakene i stor grad bar preg av bransjemessige felleskrav, kan dette sett i ettertid ha vært hensiktsmessig også ut fra en resipientmessig betraktning. Tiltakene ga betydelige forbedringer i alle resipientene.

Utformingen av annen-generasjonstiltakene har i større grad vært preget av resipientbetraktninger. Dette har blant annet gjenspeilet seg i en større grad av individuell vurdering av bedriftene. Endringen mot mer resipientorientering har vært sterkest for utslippene av fiber og oppløst organisk materiale. Kravene til utslipp av næringssalter er også satt ut fra en resipientvurdering. Utslippene av klororganisk stoff er satt som langsiktige nedtrappingskrav for hele bransjen, men hvor også forholdene i resipientene har spilt en rolle. Støy og støvutslippene har også vært regulert ut fra lokale forhold. Konsesjonskravene til utslipp av svoveldioksid synes satt ut fra skjønnsmessige vurderinger av mulige lokale skadevirkninger i resipientene.

2.2.7.3 Konsesjonssystemet

Konsesjonssystemet fremstår som en forhandlingsprosess mellom SFT og bedriften, hvor også andre aktører i større eller mindre grad deltar. Sentrale forhold i denne prosessen er miljøtilstanden i resipientene, tilgjengelig teknologi og økonomiske forhold i bedriftene. I utgangspunktet er det bedriftene som har mest informasjon om muligheter for og kostnader ved reduksjoner i utslippene, slik at det foreligger en situasjon med asymmetrisk informasjon. SFT har imidlertid hatt betydelig kunnskap om treforedlingsbransjen. Det er vårt inntrykk at det gjennomgående har vært en åpen dialog mellom bedriftene og SFT om innholdet i utslippskonsesjonene.

Utslippskonsesjonene ved første-generasjonstiltakene ga bedriftene klare føringer med hensyn til hvilke tiltak som skulle gjennomføres. Selv om kravene nå gir bedriftene større fleksibilitet med hensyn til valg av teknologi, involverer miljøvernmyndighetene seg fortsatt i stor grad i diskusjoner om tekniske løsninger. Det er vår vurdering at konsesjonsbehandlingen har blitt for teknologiorientert. Myndighetene kan gi bedriftene ytterligere fleksibilitet ved valg av tekniske løsninger.

For industriens langsiktige planlegging er det viktig å få signaler om framtidige utslippskrav. Det er imidlertid ofte vanskelig for miljøvernmyndighetene å binde seg til langsiktige utslippsreduksjoner på grunn av usikkerhet om framtidige tiltakskostnader, resipientforhold og prioriteringer av miljømål.

Det kan synes som om konsesjonssystemet slik det har vært praktisert, ikke alltid har gitt tilstrekkelig gode signaler om langsiktig utvikling av utslippskravene.

Miljøvernmyndighetenes kontroll- og sanksjonsmekanismer (inspeksjoner og kontroller, bruk av forurensningsgebyr og anmeldelser) ser ennå ikke ut til å ha funnet en hensiktsmessig form på alle områder. Praktiseringen av sanksjonssystemet synes å være for lite nyansert i forhold til overtredelsenes art, og kontrollene for mye opptatt av detaljer, i stedet for i større grad å kontrollere bedriftenes organisering og rutiner for sikring av utslippene. Det er viktig å samordne SFTs kontrollvirksomhet med tilsvarende virksomheter hos de øvrige statlige etater slik Internkontrollforskriften legger opp til.

2.2.7.4 Kostnadseffektivitet og styringseffektivitet

For enkelte utslipp, spesielt miljøgifter, vil det være viktig å velge virkemidler som sikrer at utslippsmålene nås med stor grad av sikkerhet (styringseffektivitet). For andre utslipp som lukt og støv kan det være slik at utslipp over visse nivåer vil kunne gi merkbare ulemper. For disse utslippene er det ofte fastsatt krav om maksimale utslipp pr. time, noe som indikerer at hensyn til styringseffektivitet har vært tillagt vekt.

Konsesjonssystemet og forskrifter er eksempler på virkemidler hvor det er mulig å oppnå stor grad av styringseffektivitet, men som ikke nødvendigvis gir kostnadseffektive tiltak. Når det gjelder treforedlingsindustriens utslippskonsesjoner ser det stort sett ut til at man har oppnådd stor grad av styringseffektivitet. For størsteparten av de gjenværende utslipp må styringseffektivitet anses for å være mindre viktig. Det er behov for å vurdere nye virkemidler med bedre egenskaper når det gjelder kostnadseffektivitet.

2.2.7.5 Alternative eller supplerende virkemidler

En vurdering av hensiktsmessigheten av såkalte markedsbaserte miljøpolitiske virkemidler (avgifter, omsettelige utslippskvoter osv.) som et supplement eller alternativ til konsesjonssystemet, må ta utgangspunkt i og tilpasses de lokale resipientforhold. Dersom det i dag eksisterer betydelige forskjeller i marginale tiltakskostnader, vil dette kunne være et argument for å vurdere alternative virkemidler. Det samme vil være tilfelle hvis tiltakskostnadene ved ytterligere utslippsreduksjoner er høye. Dersom det imidlertid ikke er aktuelt med vesentlige utslippsreduksjoner ut over dagens nivå, vil dette kunne være et argument for å beholde dagens system.

Utslippsavgift

En utslippsavgift som alternativ til utslippskonsesjoner vil i prinsippet stimulere til kostnadseffektive utslippsreduksjoner på tvers av sektorer og gi løpende stimulans til å redusere utslippene. En utslippsavgift vil imidlertid generelt være mindre styringseffektiv enn et konsesjonssystem, og sannsynligvis heller ikke være mindre informasjonskrevende for myndighetene. En utslippsavgift vil kunne være aktuell for utslipp av svoveldioksid, organisk materiale og næringssalter.

Banking

Dette innebærer at aktørene kan «spare» utslippstillatelser til senere dersom de på et gitt tidspunkt har lavere utslipp enn tillatt. Et slikt system åpner for økt fleksibilitet over tid. Banking vil være mest aktuelt for utslipp av næringssalter og organisk materiale. En innføring av banking kan i praksis skje innenfor det eksisterende konsesjonssystem.

Avgift i kombinasjon med utslippskonsesjon

Dette innebærer at aktørene pålegges en avgift på de utslippsmengder som konsesjonen tillater. Systemet vil stimulere aktørene til å søke om lavest mulige konsesjonsgrenser, og dermed stimulere til å redusere utslippene over tid.

En slik ordning vil opprettholde konsesjonssystemets styringseffektivitet og bedre informasjonsgrunnlaget for myndighetenes konsesjonsbehandling. Systemet vil medføre økte kostnader for virksomhetene. Det kan i utgangspunktet brukes overfor alle utslipp som i dag er konsesjonsbelagte.

Et slikt system åpner for potensielle effektiviseringer av dagens konsesjonssystem. Det vil være interessant å vurdere de ulike sidene ved et slikt system nærmere, med sikte på utprøving i praksis for ett eller flere stoffer.

2.8 Fremtidige utfordringer

De gjenværende utslipp fra treforedlingsindustrien er nå svært lave i forhold til tidligere, og vil i endel tilfelle bli ytterligere redusert som følge av planlagte eller igangsatte tiltak. Ytterligere utslippsreduksjoner vil kunne bli langt mer kostbare pr. enhet redusert utslipp enn tidligere. Nytten av slike relativt marginale reduksjoner må antas å bli lavere enn ved tilsvarende tidligere reduksjoner. Myndighetene bør derfor foreta nøye vurderinger av kostnadene ved ytterligere utslippsreduksjoner og sammenholde disse med den forventede bedring i miljøtilstand i den enkelte resipient. Det blir derfor svært viktig å ha beslutningssystemer og virkemidler som kan sikre mest mulig kostnadseffektive utslippsløsninger.

Dagens virkemidler burde i hovedsak være egnet til å løse de fremtidige oppgaver overfor utslipp fra treforedlingsindustrien. Konsesjonssystemet bør imidlertid kunne praktiseres noe mer fleksibelt mht. teknologivalg i bedriftene. En bør videre vurdere å innføre et system med avgift på konsesjonsgrensene.

De gjenværende miljøproblemer i treforedlingsindustrien synes i første rekke å være knyttet til lukt, støy og avfall.

3 VIRKEMIDDELBRUKEN OVERFOR UTSLIPP AV KVIKKSØLV (DNVI-ECON 1993 C)

3.1 Formål

Denne rapporten omhandler virkemiddelbruk overfor utslipp av kvikksølv. Resultatene som presenteres er en del av et større utredningsprosjekt som Det Norske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s. har utført på oppdrag fra Miljøverndepartementet. Utredningsprosjektet består av tre delstudier; Studien «Virkemiddelbruk i Miljøforvaltningen i Grenland» og studien «Virkemiddelbruken overfor utslipp fra treforedlingsindustrien» som begge ble lagt fram i oktober 1993, samt en studie som tar for seg fem forurensende stoffer. Rapporten om virkemiddelbruk overfor kvikksølv er en del av sistnevnte studie. De øvrige stoffene som behandles er bly, klorfluorkarboner (KFK), spillolje og svoveldioksid. Rapportene skal utgjøre bakgrunnsmateriale for arbeidet til «Virkemiddelutvalget» som ble nedsatt av Miljøverndepartementet i 1992.

Formålet med studien er å evaluere tidligere og eksisterende virkemiddelbruk overfor fem representative stoffer. Ut fra dette er det gjennomført en vurdering av styrings- og kostnadseffektiviteten av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet overfor utslipp av kvikksølv. Det gis også en vurdering av framtidig virkemiddelbruk. I *"Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid"* i kapittel 2 gis en oversikt over historisk utvikling i kvikksølvutslippene og fordeling på kilder. *"Definisjoner*

og begrepsavklaring" i Kapittel 3 gjennomgår miljøtilstand og skader, mens *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 gir en beskrivelse av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet eller er foreslått. I det avsluttende *"Offentligrettslige regler"* i kapittel 5 gis en samlet vurdering der virkemiddelbruken analyseres i lys av endringer i miljøtilstand og kostnader. Videre diskuteres virkemidlenes kostnadseffektivitet og styringseffektivitet, og til slutt drøftes mulige framtidige virkemidler.

3.2 Produktgruppen

Kvikksølv er et metall som skiller seg ut ved lavt smeltepunkt og høyt damptrykk i forhold til andre metaller ved romtemperatur. Høyt damptrykk gjør at kvikksølv i gassform lett spres med luft.

3.3 Miljøskader

Kvikksølvforbindelser er sterkt toksiske for en rekke organismer. Kvikksølvforbindelser har også kroniske giftvirkninger overfor mange organismer og kan føre til bl.a. motoriske og mentale forstyrrelser, selv i meget små konsentrasjoner. Kvikksølv kan akkumuleres i organismer i vandig miljø og oppkonsentrere seg langs enkelte akvatiske næringskjeder. Kroniske giftvirkninger er ofte vanskelig å påvise siden skader kan være resultat av kombinert påvirkning fra flere faktorer, bl.a. andre miljøgifter, og skader kan komme etter langvarig eksponering og /eller flere år etter eksponering.

Det er registrert overkonsentrasjoner av kvikksølv i flere fjorder og funnet høye verdier i ørret fra bl.a. Mjøsa og Tyrifjorden. Det er innført kostholdsadvarsler for fisk og skjell i Sørfjorden. Overkonsentrasjoner av kvikksølv i miljøet er påvist mange steder uten at det er funnet en klar årsak til belastningen. I områder der belastningen skyldes tidligere utslipp fra punktkilder er det registrert reduksjon i konsentrasjonene.

3.4 Utslipp

Samlede utslipp av kvikksølv er redusert med ca 55 % i perioden 1985 til 1992 og årlig utslipp er nå ca 2100 kg kvikksølv til vann og luft. Utslipp fra tannlegevirksomhet er største gjenværende utslippskilde med 1,3 tonn pr. år. Nest største kilde er kvikksølvholdige termometre med ca 750 kg kvikksølv årlig.

Nordsjødeklarasjonene som Norge har undertegnet har ifølge St.meld. nr. 64 (1991-92) som mål at de samlede utslipp av kvikksølv til vann og luft skal reduseres med 70 pst. i forhold til 1985-nivå innen 1995.

3.5 Virkemidler

Det har hittil hovedsakelig bare vært benyttet administrative virkemidler overfor kvikksølvutslipp. Alle punktutslipp er kraftig redusert gjennom konsesjonsregulering og forbud mot bruk av kvikksølv, og det foreligger konkrete planer for ytterligere reduksjon/stans av to gjenværende industriutslipp.

Forskrift om miljøskadelige batterier og akkumulatorer ble innført i 1990. Forskriften gir regler om merking og returplikt av batterier og påbud om nedtrapping av kvikksølvinnholdet i forskjellige typer batterier som omsettes.

Bruken av kvikksølvholdige plantevernmidler ble forbudt i 1991.

For å nå målet for reduksjon i kvikksølvutslipp må ytterligere tiltak gjennomføres. SFT har derfor kommet med forslag til forskrift om å påby installering av amalgamavskillere i tannklinikker m.v. og til forskrift om å forby omsetning av

kvikksølvholdige termometre. Amalgam-forskriften er beregnet å gi en reduksjon på ca 22 %, mens termometerforskriften vil redusere kvikksølvutslippene med ca 14 %. Med disse to forskriftene vil det oppnås ca 90 % reduksjon i kvikksølvutslippene i forhold til 1985-nivå.

3.6 Vurdering av politikken.

Virkemidler overfor kvikksølv er satt inn uten at det har vært foretatt noen kostnyttevurderinger. Konsesjonskravene har hovedsakelig vært rettet inn mot å redusere utslipp fra de store industrikilder ut fra vurderinger av de lokale skadevirkninger. Det er således ikke noe poeng å vurdere kostnadseffektiviteten i tiltakene mellom kildene, ettersom et tiltak i en bedrift ikke kan byttes ut med et tiltak i en annen.

Industrien har fått strenge utslippskrav, og klare signaler fra miljøvernmyndighetene om utfasing av kvikksølvutslippene på lang sikt. Selv om konsesjonssystemet slik det har vært praktisert ikke har gitt noen løpende stimulanser til å redusere utslippene, ser dette i lys av utslippsutviklingen ikke ut til å ha hatt særlige negative virkninger.

Enkelte av industriutslippene er redusert gjennom generelle forbud mot bruk av kvikksølv. Virkemiddelbruken har i disse tilfellene ikke vært tilpasset de lokale skadevirkninger av de enkelte utslipp. På denne måten har en kunnet slippe å behandle et stort antall bedrifter individuelt, og fordi en har som langsiktig mål å fase ut bruken av kvikksølv kan denne framgangsmåten ha vært hensiktsmessig.

Regulering av kvikksølvutslipp fra batterier gjennom forskrifter vil generelt sett ikke være kostnadseffektivt. En avgiftsbelegging av batteriene på grunnlag av kvikksølvinnholdet vil gi konsumentene incentiver til kjøp av kvikksølvfrie produkter. Det har vært en internasjonal trend i retning av å produsere kvikksølvfrie batterier som det nå er god tilgang på.

3.7 Vurdering av forslag til nye tiltak.

Miljøvernmyndighetenes kostnadskalkyler indikerer at det foreslåtte tiltak overfor utslipp fra tannlegevirksomhet har høyere kostnader enn forbudet mot bruk av kvikksølvtermometre. Øvrige utslippkilder, som imidlertid er svært små, er ikke tatt med i vurderingen. De potensielle skadevirkninger av utslipp fra tannlegevirksomhet er antakelig større enn for de øvrige kilder, ettersom utslippene bidrar til høyt kvikksølvinnhold i kloakkslam.

Effekten av installering av amalgamavskillere er usikker. Usikkerheten består blant annet i langtids renseeffekt og i hvilken grad en lykkes i å samle inn det faste kvikksølvavfallet som genereres. En avgift på kvikksølvinnholdet i amalgam framstår heller ikke som et treffsikkert virkemiddel. En slik avgift vil lett kunne veltes over på forbrukerne, og vil dessuten ikke påvirke utslipp fra eksisterende fyllinger.

På bakgrunn av den usikkerhet som råder om totaleffektene av å installere amalgamavskillere bør dette vurderes nærmere før en endelig beslutning fattes. Dette kan for eksempel skje gjennom et prøveprosjekt hvor amalgamavskillere installeres hos noen tannbehandlingsvirksomheter for nærmere utprøving. Resultatet av dette bør danne grunnlag for en avgjørelse om det skal påbys installering av amalgamavskillere, eller om en bør satse på en avgift på bruk av amalgam.

Et forbud mot bruk av kvikksølvholdige termometre er et styringseffektivt, men lite fleksibelt virkemiddel. En avgift på kvikksølvholdige termometre vil gi forbrukerne de riktige signaler om skadevirkningene av å bruke slike termometre, samtidig som en unngår å innføre dispensasjons- og rapporteringsordninger. Et slikt vir-

kemiddel bør imidlertid ha tilstrekkelig styringseffektivitet vurdert ut fra skadepotensialet.

På denne bakgrunn foreslås det at det innføres en felles avgift på kvikksølvtermometre og andre produkter som inneholder kvikksølv. Et forsiktig anslag kan tilsi at en slik avgift kan gi en utslippsreduksjon i størrelsesorden 10-15 pst. i forhold til utslippsnivået i 1985.

4 VIRKEMIDDELBRUK OVERFOR UTSLIPP AV BLY (DNVI-ECON 1993 D)

4.1 Formål

Denne rapporten omhandler virkemiddelbruk overfor utslipp av bly. Resultatene som presenteres er en del av et større utredningsprosjekt som Det Norske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s. har utført på oppdrag fra Miljøverndepartementet. Utredningsprosjektet består av tre delstudier; Studien «Virkemiddelbruk i Miljøforvaltningen i Grenland» og studien «Virkemiddelbruken overfor utslipp fra treforedlingsindustrien» som begge ble lagt fram i oktober 1993, samt en studie som tar for seg fem forurensende stoffer. Rapporten om blyutslipp er en del av sistnevnte studie. De øvrige stoffene som behandles er svoveldioksid (SO_2), klorfluorkarboner (KFK), kvikksølv og spillolje. Rapportene skal utgjøre bakgrunnsmateriale for arbeidet til «Virkemiddelutvalget» som ble nedsatt av Miljøverndepartementet i 1992.

Formålet med studien er å evaluere tidligere og eksisterende virkemiddelbruk overfor fem representative stoffer. Ut fra dette er det gjennomført en vurdering av styrings- og kostnadseffektiviteten av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet ovefor blyutslipp, og av de som kan være aktuelle i framtida. I *"Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid"* i kapittel 2 gis en oversikt over historisk utvikling i blyutslippene og fordeling på kilder. *"Definisjoner og begrepsavklaring"* i Kapittel 3 gjennomgår miljøtilstand og skader, mens *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 gir en beskrivelse av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet. I det avsluttende *"Offentligrettslige regler"* i kapittel 5 gis en samlet vurdering der virkemiddelbruken analyseres i lys av endringer i miljøtilstand og kostnader. Videre diskuteres virkemidlenes kostnadseffektivitet og styringseffektivitet, og til slutt drøftes mulige framtidige virkemidler.

4.2 Utslipp

Utslipp av bly forekommer som utslipp til luft, vann og jord. Utslippene kan være i form av metallisk bly (f.eks. blyhagl) og som kjemiske forbindelser av bly (f.eks. blysulfat, blyoksid). Utslipp av metallisk bly er tillagt mindre betydning som forurensningsproblem. Bruken av kjemiske blyforbindelser har vært fullstendig dominert av blytilsats til bensin.

Utslipp av bly til luft er redusert fra ca 400 tonn i 1985 til ca 160 tonn i 1992, d.v.s. med ca 60 pst. I 1992 utgjorde utslipp fra bruk av blyholdig bensin ca 97 pst. av utslippene til luft, resten er industriutslipp. Blyutslippene til vann er redusert fra ca 850 tonn i 1985 til 10 tonn i 1992, d.v.s. med nær 90 pst. Industrien har vært viktigste kilde. Utslipp av bly fra produkter domineres av blyakkumulatorer. Dette utslippet er redusert de siste 2 årene som følge av høyere innsamlingsgrad.

Norge ligger an til å nå Nordsjødeklarasjonens mål om 70 pst. reduksjon i utslipp til luft og vann for perioden 1985 til 1995. Det nasjonale mål om 70 pst. reduksjon av de samlede utslipp til luft vann og jord i samme periode vil også nås

med de gjennomførte og planlagte tiltak (bl.a. krav til smelteverk, avfallsforbrenningsanlegg og batteriforskrift)

4.3 Miljøskader

Det er ofte vanskelig å påvise skader som en direkte følge av blyeksponering. Slike skader kan være resultat av påvirkning fra flere faktorer, blant annet andre miljøgifter, og skader kan komme etter langvarig eksponering og/eller flere år etter eksponering. Bly er akutt giftig overfor mange organismer. Det er imidlertid ikke de akutte giftvirkninger som i dag står mest sentralt i skadesammenheng, men snarere de kroniske giftvirkninger bly har overfor mange organismer, selv i lave konsentrasjoner. Bly bioakkumuleres bl.a. i fisk. Kronisk blyforgiftning kan ha nevrologiske, immunologiske og kreftfremkallende virkninger.

Det er registrert høye konsentrasjoner i sedimenter i flere fjorder som skyldes tidligere tiders utslipp fra industri. Atmosfæriske tilførsler gir forhøyede konsentrasjoner i nedbør, jordsmonn og flere dyrearter i de sørlige deler av landet.

Blykonsentrasjonene i luft var i 1992 bare 1/6 av konsentrasjonen i 1980, men høye konsentrasjoner finnes fortsatt i trafikkbelastet byluft, særlig om vinteren. Vinteren 1991/1992 ble det ikke målt blykonsentrasjoner over grenseverdien for årsmiddel fastsatt av Verdens Helseorganisasjon.

Blyforgiftning av vadefugl som følge av blyhagl og av husdyr som følge av hensatte blyakkumulatorer er resultat av at metallisk bly spres i miljøet. Data for denne typen blyforurensning finnes imidlertid ikke.

Det foreligger ikke økonomiske anslag over miljøskader fra blyutslipp.

4.4 Virkemidler

Det har vært benyttet en rekke administrative og økonomiske virkemidler overfor blyutslipp. Konsesjonsbehandling av industriutslipp til luft og vann har stått sentralt. Utslipp av bly til luft fra bensinmotorer er blitt redusert ved differensiering av bensinavgiften, som har vært supplert av forskrift om helse- og miljøskadelige stoffer i motorbensin. Avgasskrav for nye bensindrevne biler har også hatt stor betydning for blyutslippene, ettersom disse med dagens teknologi utelukker bruk av blyholdig bensin i nye biler.

Utslipp av bly fra produkter har vært regulert gjennom ulike forskrifter, som blant annet forbyr bruk av blyhagl til jakt på visse fuglearter. En avgift på blyhagl har vært foreslått, men ikke fått tilslutning fra Stortinget. Miljøverndepartementet har inngått en intensjonsavtale med Norges Jeger- og Fiskerforbund om å redusere blyhaglforbruket, og miljøvernmyndighetene har varslet at man vil vurdere andre virkemidler dersom avtalen ikke gir de forventede resultater.

Bortsett fra forskriften om leveringsplikt, mottak og behandling/disponering av visse typer spesialavfall fra 1984, som er en generell rammeforskrift, har det fram til 1990 ikke vært i bruk spesielle virkemidler for å redusere spredning av bly fra blybatterier i miljøet. Da ble forskriften om miljøskadelige batterier og akkumulatorer vedtatt. Forskriften påbyr blant annet merking av batterier. Forhandlere pålegges å ta batterier vederlagsfritt i retur, og kommunene pålegges ansvar for å etablere et system for å samle inn returbatterier og akkumulatorer i kommunen.

Etter at blyprisene har falt betydelig i 1993 og innsamlingen var nær ved å stoppe opp, har Miljøverndepartementet bevilget midlertidig støtte til fortsatt innsamling av batterier fra mottakene. En arbeidsgruppe som har vurdert batteriinnsamlingen mener innsamlingsgraden bør økes fra dagens 80 pst. til rundt 95 pst. Dette foreslås oppnådd ved å etablere et bransjeeiet selskap (A/S Batteriretur) som

skal sørge for innsamling av innleverte batterier fra mottakerne rundt om i landet. Selskapets kostnader tenkes blant annet finansiert gjennom et frivillig, forhåndsbetalt gebyr på nye batterier. Selskapet skal etter planen være operativt fra 1994.

4.5 Vurdering av politikken

Virkemidler overfor blyutslipp er satt inn uten at det er foretatt noen nyttekostnadsvurderinger. Dette kan i ettertid synes å ha vært en svakhet. Virkemidler og tiltak har hovedsakelig vært begrunnet ut fra høye lokale konsentrasjoner av bly, som nå i hovedsak ikke lenger er noe problem. Styringseffektivitet synes derfor å ha vært viktig for utformingen av virkemiddelbruken. Industrien har fått strenge utslippskrav, og klare signaler fra miljøvernmyndighetene om utfasingen av blyutslippene til luft og vann på lang sikt. Selv om konsesjonssystemet slik det har vært praktisert ikke har gitt noen løpende stimulanser til å redusere utslippene, ser dette i lys av utslippsutviklingen ikke ut til å ha hatt særlig negative virkninger.

Tiltak overfor utslipp fra bensinmotorer til luft kom noe seinere enn tiltak overfor industriutslippene. Disse utslippene vil generelt medføre store lokale skadevirkninger, ettersom en stor del av utslippene skjer nærmere de områder folk oppholder seg. På denne bakgrunn kan det synes som om tiltak overfor disse utslippene burde vært prioritert noe tidligere.

De viktigste gjenværende kilder til blyforurensning er utslipp fra blybatterier og blyhagl. Dersom det ut fra en nytte-kostnadsvurdering er ønskelig å redusere disse utslippene, bør utslippene fra blyhagl søkes redusert gjennom en avgift. Dette vil være et kostnadseffektivt virkemiddel som vil gi tilstrekkelig styringseffektivitet.

For å øke innsamlingen av blybatterier bør en i første omgang videreføre dagens midlertidige støtteordning, som kan finansieres gjennom en avgift på nye batterier fastsatt og innkrevd av myndighetene. Ytterligere tiltak bør vurderes ut fra utviklingen i innsamlingsgraden og hvor i systemet flaskehalsen for økt innsamling ligger. Dersom det er ønskelig å stimulere til økt innlevering til mottakene, kan dette f.eks gjøres ved å tilbakeføre noe av avgiften som pant til batteribesitterne, eventuelt kan andre deler av systemet støttes. Et slikt virkemiddel vil være fleksibelt, og vil relativt lett kunne tilpasses endringer i rammebetingelsene som f.eks. utviklingen i blyprisen.

Det frarådes at en allerede nå bygger opp et nytt selskap for å håndtere batteriinnsamlingen før behovet for og oppgavene til et slikt selskap er nøye vurdert. Det er i dag uklart hvilke oppgaver et slikt selskap er tiltenkt. Slik forslaget nå foreligger vil selskapet komme i en monopolsituasjon som kan virke uheldig for innsamlingsgraden. Innsamlingen vil lett kunne bli kostbar, ettersom selskapet ut fra det foreliggende forslag på egenhånd skal kunne fastsette gebyret på nye batterier. Et selskap vil dessuten kunne bli vanskelig å styre for myndighetene, som vil ha få eller ingen reelle sanksjonsmuligheter. En eventuell etablering av et selskap bør også sees i sammenheng med andre avfallsproblemer som det tas sikte på å løse. Et eventuelt selskap bør sannsynligvis være drevet av miljøvernmyndighetene.

5 VIRKEMIDDELBRUK OVERFOR KFK (DNVI-ECON 1993 E)

5.1 Formål

Denne rapporten omhandler virkemiddelbruk overfor forbruk og utslipp av klorfluor-karboner (KFK). Resultatene som presenteres er en del av et større utredningsprosjekt som Det Norske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s. har utført på oppdrag fra Miljøverndepartementet. Utredningsprosjektet består av tre delstudier; Studien «Virkemiddelbruk i Miljøforvaltningen i Grenland» og studien «Vir-

kemiddelbruken overfor utslipp fra treforedlingsindustrien» som begge ble lagt fram i oktober 1993, samt en studie som tar for seg fem forurensende stoffer. Rapporten om KFK er en del av sistnevnte studie. De øvrige stoffene som behandles er bly, svoveldioksid, kvikksølv og spillolje. Rapportene skal utgjøre bakgrunnsmateriale for arbeidet til «Virkemiddelutvalget» som ble nedsatt av Miljøverndepartementet i 1992.

Formålet med studien er å evaluere tidligere og eksisterende virkemiddelbruk overfor fem representative stoffer. Ut fra dette er det gjennomført en vurdering av styrings- og kostnadseffektiviteten av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet overfor forbruk og utslipp av KFK. Det gis også en vurdering av framtidig virkemiddelbruk. I *"Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid"* i kapittel 2 gis en oversikt over historisk utvikling i KFK-forbruket, fordeling på bruksområder og skadevirkninger. *"Definisjoner og begrepsavklaring"* i Kapittel 3 gir en beskrivelse av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet. I *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 gis en samlet vurdering der virkemiddelbruken analyseres i lys av nasjonale og internasjonale målsettinger, samt kostnader. Videre diskuteres virkemidlenes kostnadseffektivitet og styringseffektivitet. I *"Offentligrettslige regler"* i kapittel 5 drøftes mulige alternative virkemidler.

5.2 Produktgruppen

KFK er en samlebetegnelse for klorfluorkarboner, og grupperes ofte sammen med stoffgruppene haloner og HKFK. Dette prosjektet har primært fokus mot KFK. KFK har unike fysikalske og kjemiske egenskaper, samtidig som stoffene er lite giftige, og har derfor hatt en rekke anvendelsesområder. KFK har vært brukt som drivmiddel i spraybokser, isolasjonsmiddel i skumplast, rensemiddel i elektronikkindustrien og for tekstiler, varmevekslingsmedium i klima-, kjøle- og fryseanlegg og hjelpestoff ved standardiserte analyser.

5.3 Miljøskader

KFK bidrar til å bryte ned stratosfærens ozonlag. Derved øker UV-innstrålingen til jorda. Skadevirkningene er uavhengig av hvor i verden utslippene finner sted. KFK-forbindelsene vil ha lang levetid i atmosfæren på grunn av sin kjemiske stabilitet. KFK vil derfor fortsette å hope seg opp i atmosfæren lenge etter at forbruket er redusert. Målinger over Oslo i perioden 1979-1990 viser at ozonmengdene er redusert med 5-11 pst. i denne perioden. Virkningen av den økte UV-innstrålingen kan være økt frekvens av solforbrenning, hudskader, hudkreft og øyeskader på mennesker og dessuten skadelige virkninger på planter og dyr. Det er imidlertid fortsatt usikkert om de målte reduksjoner i ozonlaget kan tilskrives utslippene av KFK.

5.4 Forbruk og utslipp

KFK produseres ikke i Norge. Mesteparten av den KFK som importeres, slippes ut til luft. En mindre del ødelegges ved forbrenning, og noe gjenvinnes. Det er ofte et tidslag mellom forbruk og utslipp, ved at stoffene i mange tilfelle bindes i ulike produkter.

Importen av KFK til Norge er redusert fra 1.400 tonn i 1986 til 250 tonn i 1992. I 1992 ble 95 pst. av importert KFK brukt i kjøleanlegg og til tekstilrens. Reduksjonsmålene er nådd med god margin.

5.5 Mål og virkemidler

Montreal-protokollen om produksjon og bruk av KFK, som trådte i kraft 1.1.1989, er ratifisert av Norge. Kravene i protokollen har vært skjerpet en rekke ganger, og går i dag ut på at forbruket av KFK skal reduseres med 75 pst. innen 1994 med 1986 som basisår. Forbruket av KFK skal være fullstendig utfaset fra 1.1.1996, men det er gjort unntak for noen få bruksområder. Norge har lenge hatt strengere nasjonale mål. De norske målene er i dag at bruken av KFK forbys fra 1.1.1995. Visse bruksområder er unntatt som i Montreal-protokollen.

Administrative virkemidler har vært viktigst i arbeidet med å redusere bruken av KFK i Norge helt fra forbudet mot spraybokser med KFK ble innført i 1979. I 1991 ble det innført en forskrift som setter forbud mot blant annet bruk av KFK uten særskilt tillatelse fra SFT. Forskriften og en annen, midlertidig forskrift spesifiserer dessuten særkrav og unntaksbestemmelser for visse bruksområder, og stiller krav om forsvarlig avtapping når anlegg med KFK tas ut av bruk. SFT vurderer nå å oppheve leveringsplikten for brukt KFK som kan gjenbrukes, slik at brukerne tillates å benytte brukt KFK til etterfylling etc. i eksisterende anlegg.

Informasjon har vært benyttet aktivt som et virkemiddel fra miljøvernmyndighetenes side overfor berørte bransjer og enkeltbedrifter. Bransjeorganet KFK-Brukernes Fellesutvalg (KBF) har dessuten stått for betydelig informasjonsaktivitet overfor enkeltbedrifter.

Økonomiske virkemidler i form av tilskudd fra SFT til teknisk utvikling og til demonstrasjonsprosjekter for å fremme utvikling og installasjon av utstyr som ikke benytter KFK, har også vært anvendt. Myndighetene arbeidet også med å innføre en avgift på 40 kr/kg KFK fra 1990. Avgiften ble imidlertid ikke innført etter press fra bransjen. For 1990 og 1991 ble det imidlertid gjort vedtak om å innføre en avgift dersom bransjens egne tiltak for å redusere forbruket ikke ble vurdert som tilfredsstillende for å nå reduksjonsmålene. Avgiften ble ikke innført i disse årene.

Miljøvernmyndighetene har sammen med bransjen opprettet et mottakssystem for brukt KFK fra kuldemedier. Systemet har vært finansiert med et gebyr på 55 kr/kg omsatt KFK, som refunderes ved innlevering av brukt KFK. Innsamlet mengde KFK har vært svært lav.

5.6 Vurdering av politikken

Ettersom forbruk og utslipp av ozonreduserende stoffer er et globalt problem, vil det være nødvendig med internasjonalt samarbeid for å kunne oppnå den ønskede miljøeffekt til lavest mulige kostnader og å unngå konkurransevridninger mellom landene. Norge og endel andre land har hatt strengere krav enn Montreal-protokollen fastsetter, og har dessuten regulert bruken av stoffene i tillegg til at de reguleres som råstoff. Dette har medført konkurransemessige ulemper for endel norske skumbedrifter både på eksportmarkeder og på hjemmemarkedet, ved at de har måttet konkurrere med utenlandske produsenter som ikke har faset ut bruken av KFK. Enkelte produsenter kan imidlertid ha hatt visse markedsføringsmessige fordeler av den tidlige utfasingen av KFK.

Alle de virkemidler som har vært benyttet overfor bruk av KFK kan synes å ha hatt effekt. Forbudene mot bruk av KFK i forskjellige produkter har stort sett vært overholdt, og har således hatt stor betydning for utfasingen. Den betingede avgiften synes også å ha hatt effekt, ettersom den har vært en viktig basis for bransjeorganenes egne informasjonstiltak og pådrivervirksomhet for å redusere forbruket. De bransjer som er mest homogene og har vært best organisert har kommet lengst i utfasingen. Ellers har selve målsettingene om nedtrapping og utfasing av forbruket,

både internasjonalt og nasjonalt, hatt betydning gjennom å gi aktørene signaler om den langsiktige utvikling.

Den økonomiske støtte som har vært gitt til utfasing av KFK-bruken ser i stor grad ut til å ha hatt karakter av støtte til enkeltbedrifter for å fremme demonstrasjonsprosjekter og prosjekter for tilpassing av eksisterende tekniske løsninger. Demonstrasjonseffekten ser ut til å ha vært beskjeden, men støtten har i noen tilfelle bidratt til å fremme rimeligere og enklere utfasingsløsninger. Støtten kan imidlertid i endel tilfelle ha ført til konkurransevridninger. Effekten av støtten på utfasingstempoet må antas å ha vært svært begrenset, og den har neppe stimulert til en kostnadseffektiv utfasing av KFK-forbruket.

En avgift på import av KFK som råvare og på produkter som inneholder KFK ville bidratt til å sikre en kostnadseffektiv nedtrapping av forbruket. Avgiften kunne eventuelt trappes opp gradvis etterhvert som reduksjonsmålene nærmet seg. Om nødvendig kunne en innføre reguleringer av KFK-importen dersom målene ikke nås underveis. En slik virkemiddelbruk ville også sikre den nødvendige fleksibilitet i nedtrappingsperioden, ved at det ikke ble skapt unødige vansker for de bruksområder hvor alternativer ikke finnes, eller er svært kostbare å ta i bruk. Samtidig ville en unngå behandling og detaljvurdering av en rekke dispensasjonsøknader, og stimulere til utfasing av bruk av KFK innenfor alle bruksområder.

Det har imidlertid i praksis vært lagt betydelig vekt på styringseffektivitet i virkemiddelbruken i hele nedtrappingsperioden. Virkemiddelbruken har i stor grad vært kjennetegnet av en sektorvis tilnærming, hvor forbud mot KFK-bruk og dispensasjoner m.v. har spilt en stor rolle. Dette vil generelt sett ikke gi kostnadseffektive nedtrappinger av forbruket. Mangelfulle kostnadsdata gjør det vanskelig å vurdere i hvilken grad utfasingen av forbruket har skjedd på en kostnadseffektiv måte. Kostnadene ved utfasing kan imidlertid se ut til å være høyest i de gjenværende KFK-brukende bransjer.

Med den korte tid som er igjen før full utfasing av KFK-bruken vil det imidlertid ikke være hensiktsmessig å legge om virkemiddelbruken i retning av bruk av avgifter, blant annet fordi styringseffektivitet vil være viktig i sluttfasen. For andre stoffer, som blant annet HKFK, hvor det er en lang periode fram til full utfasing bør en imidlertid innføre en avgift. Denne kan trappes opp gradvis fram mot de forskjellige nedtrappingsmål, og eventuelt erstattes av reguleringer i sluttfasen dersom dette er nødvendig av hensyn til styringseffektiviteten. Bruk av omsettelige, tidbegrensede forbrukskvoter vil også kunne være et aktuelt virkemiddel. Dette vil ha de samme egenskaper m.h.t. kostnadseffektivitet som en avgift, men være mindre styringseffektivt. Det store antall brukere vil imidlertid kunne gjøre et slikt system tungrodd og vanskelig å administrere.

Nivået og styrken på den framtidige virkemiddelbruken bør tilpasses virkemiddelbruken i andre land, både for å unngå uheldige konkurransevridninger for norsk industri og fordi utfasingen av stoffene i stor grad vil være avhengig av teknologiske framskritt i andre land og i de multinasjonale konserner. Omfattende og tidlige nasjonale tiltak som bl.a. ikke kan bygge på den teknologiske utvikling internasjonalt, kan være svært kostbare og bare ha ubetydelige miljøvirkninger.

6 VIRKEMIDDELBRUK OVERFOR UTSLIPP AV SVOVELDIOKSID (DNVI-ECON 1993 F)

6.1 Formål

Denne rapporten omhandler virkemiddelbruk overfor utslipp av svoveldioksid. Resultatene som presenteres er en del av et større utredningsprosjekt som Det Nor-

ske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s. har utført på oppdrag fra Miljøverndepartementet. Utredningsprosjektet består av tre delstudier; Studien «Virkemiddelbruk i Miljøforvaltningen i Grenland» og studien «Virkemiddelbruken overfor utslipp fra treforedlingsindustrien» som begge ble lagt fram i oktober 1993, samt en studie som tar for seg fem forurensende stoffer. Rapporten om utslipp av svoveldioksid er en del av sistnevnte studie. De øvrige stoffene som behandles er bly, klorfluorkarboner (KFK), kvikksølv og spillolje. Rapportene skal utgjøre bakgrunnsmateriale for arbeidet til «Virkemiddelutvalget» som ble nedsatt av Miljøverndepartementet i 1992.

Formålet med studien er å evaluere tidligere og eksisterende virkemiddelbruk overfor fem representative stoffer. Ut fra dette er det gjennomført en vurdering av styrings- og kostnadseffektiviteten av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet overfor utslipp av svoveldioksid. Det gis også en vurdering av framtidig virkemiddelbruk. I *"Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid"* i kapittel 2 gis en oversikt over historisk utvikling i SO_2 -utslippene og fordeling på kilder. *"Definisjoner og begrepsavklaring"* i Kapittel 3 gjennomgår miljøtilstand og skader, mens *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 gir en beskrivelse av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet. I det avsluttende *"Offentligrettslige regler"* i kapittel 5 gis en samlet vurdering der virkemiddelbruken drøftes i lys av endringer i miljøtilstand og kostnader. Videre diskuteres virkemidlenes kostnadseffektivitet og styringseffektivitet, og til slutt drøftes mulig framtidig utforming av virkemiddelbruken.

6.2 Stoffomtale

SO_2 er en gass som omdannes til svovelsyre/sulfat i atmosfæren. Den viktigste antropogene kilde til utslipp av SO_2 er forbrenning av fossile brensler (kull og olje) på grunn av disse brenslers naturlige innhold av svovel. Også en del industrielle prosesser medfører utslipp av SO_2 . Det gjelder eksempelvis svovelsyrefabrikker, sodahus i celluloseindustrien og metallurgisk industri der kull/koks benyttes som kjemisk reduksjonsmiddel.

6.3 Miljøskade

SO_2 kan skade både menneskers helse, miljø og materialer. Helseskader er som regel knyttet til lokale utslipp, mens miljøskader ofte er av regional karakter. Risiko for helseskader øker med økende konsentrasjoner av SO_2 i uteluften. Det er derfor angitt anbefalte grenseverdier for maksimal SO_2 -konsentrasjon i uteluft (fastsatt av WHO). Situasjoner med høy SO_2 -konsentrasjon vil kunne oppstå ved betydelige utslipp og dårlige spredningsforhold, gjerne om vinteren med kraftig fyring og inversjon. Overskridelser av anbefalte grenseverdier var vanlig mange steder i Norge for en del år siden, mens det nå bare er et fåtall steder som har relativt kortvarige overskridelser.

Sur nedbør påvirker miljøet i en betydelig del av Norge. En viktig årsak til sur nedbør er tilførsler av SO_2 eller andre oksiderte svovelforbindelser til Norge via atmosfæren. Også andre forbindelser som NO_x og ammonium bidrar til den sure nedbøren. De nyeste beregninger viser at tålegrensene er overskredet i et område på ca 68.000 km^2 i Sør-Norge. Det berørte området er fortsatt økende. Sure svovelforbindelser fører også til materialskader ved korrosjon av metaller og visse stein- og betongprodukter.

6.4 Utslipp og tilførsler

De samlede nasjonale utslipp av SO_2 er blitt redusert fra ca 160.000 tonn i 1973 til 46.000 tonn i 1991. Foreløpige tall for 1992 viser samlede utslipp på ca 39.000 tonn. Nedgangen skyldes utslippsreduserende tiltak i industrien, bedriftsnedleggelser og lavere svovelinnhold i fyringsoljer og drivstoff. Andre faktorer som milde vintre, god tilgang på billig elektrisk kraft i industrien og økt bruk av biobrensler har også spilt en viktig rolle.

Utslippene fordelte seg i 1991 på sektorene stasjonær forbrenning, industrielle prosesser og mobile kilder med henholdsvis 10.400 tonn, 25.600 tonn og 10.000 tonn. Avsetningen av langtransporterte sure svovelforbindelser i Norge utgjør ca 100.000 tonn hvert år. Av dette skyldes bare ca 10 % nasjonale kilder.

Framskrivninger i Langtidsprogrammet for 1994-1997 viser at SO_2 -utslippene i år 2030 vil ligge i overkant av 50.000 tonn, dersom ingen nye tiltak iverksettes.

6.5 Mål og virkemidler

Konvensjonen for langtransportert luftforurensning forplikter Norge til å redusere sine SO_2 -utslipp med 30 % innen 1993 i forhold til basisåret 1980. Norges nasjonale mål for samme periode er en utslippsreduksjon på 50 %. Begge målsettingene er oppfylt med en oppnådd reduksjon i perioden på ca 70 %, og er også oppfylt i Langtidsprogrammets framskriving av utslippsutviklingen.

Virkemidler overfor utslipp fra industrielle prosesser og stasjonær forbrenning har vært konsesjonsbehandling og forskrift om svovelinnhold i fyringsolje. Av økonomiske virkemidler finnes mineraloljeavgiften med tilleggsavgift for svovelinnholdet i fyringsolje. Det er en rekke fritaksordninger for avgiftene, bl.a. luftfart, utenriks sjøfart, supply-flåten i Nordsjøen, fangst og fiske i fjerne farvann, treforedlingsindustrien og sildoljeindustrien. Tilleggsavgiften for svovel kan refunderes helt eller delvis, dersom svovelet renses eller bindes i produktet. Kull og koks til visse brenselsformål er avgiftsbelagt.

6.6 Vurdering av politikken

En kostnadseffektiv virkemiddelbruk overfor svovelutslipp er kjennetegnet ved at de marginale kostnader ved å redusere utslippene vil variere mellom kildene på grunn av ulike marginale skadevirkninger. Marginalkostnadene vil imidlertid være like for de utslipp som forårsaker samme skadevirkninger.

Det er tildels betydelige forskjeller i marginalkostnadene ved *ytterligere* utslippsreduksjoner, både mellom de enkelte industribransjer og bedrifter, og mellom prosessutslipp og brenselsutslipp. Endel tiltak overfor prosessutslipp har betydelig lavere spesifikke kostnader enn størrelsen på svovelavgiften, og kostnadene ved å redusere svovelinnholdet i enkelte oljeprodukter er høyere enn avgiften. Det kan således slås fast at *utslippsreduksjonene ikke er foretatt på en kostnadseffektiv måte når en ser bort fra forskjeller i lokale skadevirkninger*. Det er også indikasjoner på at en *i enkelte tilfelle har gått vel langt i å stille krav til utslippsreduksjoner ut fra vurderinger av lokale skadevirkninger*.

Dette skyldes blant annet bruk av ulike typer virkemidler, noe som vanskeliggjør kostnadseffektive utslippsreduksjoner på tvers av kilder. Videre har hensynet til bransjer og enkeltbedrifters økonomi og sysselsetting hatt avgjørende betydning for hvilke bedrifter som har fått utslippskrav. Mindre vekt på lokale skadevirkninger har imidlertid ikke resultert i endringer i virkemiddelbruken for å sikre mer kostnadseffektive tilpasninger.

Ut fra en ren kostnadseffektivitetsvurdering bør således eventuelle ytterligere utslippsreduksjoner foretas i prosessutslippene. Av samme årsak, og p.g.a. usikkerheten om i hvilken grad det eventuelt vil bli nødvendig med ytterligere utslippsreduksjoner bør svovelavgiften reduseres, og muligens fjernes. Dersom avgiften opprettholdes, bør omfanget av dagens fritaksordninger reduseres for å utjevne de marginale kostnadsforskjeller. Disse fritakene har ut fra en vurdering av lokale miljøkonsekvenser imidlertid ikke hatt særlige negative virkninger. Videre bør det vurderes innført en noe mer finmasket gradering av trinnene i svovelavgiften for bl.a. å gjøre systemet konsistent med kommende EØS-krav. Svovelavgift på kull og koks til brenselsformål kan også innføres.

Forskriften om maksimalt svovelinnhold i fyringsolje har i dag liten betydning for å redusere lokale svovelkonsentrasjoner. Forskriften bør derfor kunne fjernes, alternativt erstattes av en mer fingradert svovelavgift med andre avgiftstrinn enn i dag.

Forskjellene i marginalkostnader mellom prosessutslipp og avgiftsbelagte utslipp kan reduseres ved å avgiftsbelegge alle typer utslipp, også fra de bedrifter som i dag har konsesjonskrav. Dette kan utformes enten som en avgift direkte på utslippene, eller som en avgift på konsesjonsgrensene. Alternativt kan avgiften knyttes til brenselet på samme måte som for dagens mineraloljeavgift, og refunderes ved rensing eller binding i produktene.

Et annet alternativ for å redusere forskjeller i marginalkostnader er å innføre et system for omsettbare kvoter. Utslippstillatelser kan auksjoneres ut eller tildeles gratis til bedriftene, og i utgangspunktet omsettes fritt. Ved å tillate at bedrifter som i dag er omfattet av avgiftssystemet kan bli inkludert i konsesjonssystemet mot å slippe å betale avgift kan en stimulere til ytterligere utjevning av kostnadene. Kvotesystemet bør knyttes til årlige utslipp, og i utgangspunktet gjelde hele landet. For å hindre opphoping av tillatelser i enkelte områder bør en fortsatt ha reguleringer av lokale svovelkonsentrasjoner i form av grenseverdier.

7 VIRKEMIDDELBRUK OVERFOR INNSAMLING AV SPILLOLJE (DNVI-ECON 1993 G)

7.1 Formål

Denne rapporten omhandler virkemiddelbruk overfor innsamling av spillolje. Resultatene som presenteres er en del av et større utredningsprosjekt som Det Norske Veritas Industri Norge AS og ECON Energi a.s. har utført på oppdrag fra Miljøverndepartementet. Utredningsprosjektet består av tre delstudier; Studien «Virkemiddelbruk i Miljøforvaltningen i Grenland» og studien «Virkemiddelbruken overfor utslipp fra treforedlingsindustrien» som begge ble lagt fram i oktober 1993, samt en studie som tar for seg fem forurensende stoffer. Rapporten om innsamling av spillolje er en del av sistnevnte studie. De øvrige stoffene som behandles er bly, klorfluorkarboner (KFK), kvikksølv og svoveldioksid. Rapportene skal utgjøre bakgrunnsmateriale for arbeidet til «Virkemiddelutvalget» som ble nedsatt av Miljøverndepartementet i 1992.

Formålet med studien er å evaluere tidligere og eksisterende virkemiddelbruk overfor fem representative stoffer. Ut fra dette vurderes her styrings- og kostnadseffektiviteten av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet overfor innsamling av spillolje. Det gis også en vurdering av framtidig virkemiddelbruk. I *"Utvalgets mandat, sammensetning og arbeid"* i kapittel 2 gis en oversikt over forbruk og utslipp av spillolje og fordeling på kilder. Skadevirkninger fra feildisponering av spillolje gjennomgås også, mens *"Definisjoner og begrepsavklaring"* i kapittel 3 gir

en beskrivelse av de virkemidler og tiltak som har vært benyttet. I det avsluttende *"Privatrettslige regler"* i kapittel 4 gis en samlet vurdering der virkemiddelbruken analyseres i lys av endringer i miljøtilstand og kostnader. Videre diskuteres virkemidlenes kostnadseffektivitet og styringseffektivitet, og til slutt drøftes mulige framtidige virkemidler.

7.2 Produktgruppen

Spillolje er en samlebetegnelse for brukte oljer og oljeavfall. I foreliggende rapport samsvarer produktgruppen med avfallsgruppe 1 i Spesialavfallsforskriften av 1984. Spillolje er i varierende grad forurenset, f.eks. av bly fra bilmotorer som benytter blytilsatt bensin. Andre forurensningskomponenter kan være tilsatt spillolje, med hensikt eller utilsiktet. For eksempel er det kjent at PCB og klorholdige løsemidler har vært blandet med olje og blitt innlevert som spillolje.

7.3 Miljøskader

Siden spilloljen kan inneholde andre skadelige stoffer enn opprinnelige oljeprodukter har spillolje generelt sett større skadepotensiale enn disse. Skadepotensialet ved feildisponering av spillolje avhenger av disponeringsmåte, sted, tidspunkt og produktkvalitet. Brenning i dertil egnet anlegg med gassrensing gir lite skadepotensiale, mens direkte utslipp til vann eller grunn kan gi betydelige skader. Utslipp til sjø kan skade sjøfugl, fisk, planktoniske økosystemer og kan tilgrise strender. Selv små mengder olje kan ødelegge drikkevann og utslipp til grunnen kan ødelegge grunnvannsressursene for lang tid. Olje sluppet ut i kommunale avløpsnett kan skade biologiske renseanlegg. Utslipp til vann og grunn blir særlig alvorlige når spilloljen inneholder miljøskadelige stoffer som ikke er nedbrytbare i naturen. Det foreligger ingen økonomiske beregninger på det samlede skadeomfanget av spilloljeutslipp.

7.4 Utslipp

Det foreligger ikke sikre data for hvor store mengder spillolje som ikke samles inn på forskriftsmessig måte. Beregninger for 1990 antyder at av en beregnet spilloljemengde på 47.500 tonn ble 29.700 samlet inn, det vil si at 38 prosent ikke ble samlet inn. Tall for 1991 antyder at ca 32 prosent ikke ble samlet inn. Innsamlingsgraden er lavest i primærnæringene, bygg og anlegg samt i enkelte industribransjer. Videre er innsamlingsgraden høyere i sentrale strøk, dels fordi næringsvirksomhet som genererer store mengder spillolje er lokalisert der, men også fordi mottakersystemet for spillolje og annet spesialavfall er bedre utbygd i sentrale strøk. Tall for utslippene fordelt på sektorer og geografiske områder er svært usikre.

7.5 Virkemidler

Spillolje er i utgangspunktet spesialavfall og er på linje med annet spesialavfall regulert gjennom Spesialavfallsforskriften av 1984. På basis av forskriften er det bygget opp et landsomfattende system for levering, innsamling, mottak og behandling/disponering av spesialavfall.

Spillolje skiller seg imidlertid fra annet spesialavfall ved at den i større grad kan ha kommersiell verdi og kan anvendes gjennom forbrenning eller reraffinering. Spillolje utgjør et betydelig volum, og er den del av spesialavfallet som har størst økonomisk betydning for innsamlerne. Spillolje bidrar også til en vesentlig del av inntektene til NORSAS.

Før ca 1984 var det stort sett ingen restriksjoner eller krav knyttet til innsamling, omsetning og bruk av spillolje. Etter den tid har alle aktører i systemet måttet ha konsesjon. Som følge av dette er det antatt at innsamlet mengde gikk noe ned. Miljøvernmyndighetene har av ulike årsaker ønsket å begrense antall innsamlere av spillolje, og den enkelte innsamler har vært tildelt et eget geografisk område. De geografiske begrensninger er blitt gradvis nedtrappet, og vil opphøre fra 1.1.95. Det vil imidlertid fortsatt være begrensninger i tallet på aktører som får tillatelse til å etablere seg i markedet.

Lagring og behandling av spillolje skjer ved et fåtall anlegg, som må ha konsesjon fra SFT. Sluttbruk av spillolje er som oftest forbrenning i industrielle anlegg for energiformål. SFT har innført tre kvalitetsklasser for spillolje avhengig av innholdet av skadelige stoffer. Det kreves konsesjon for å brenne spillolje, som gis avhengig av bedriftenes prosess- og renseutstyr. Eksempelvis er det bare sementfabrikkene som har tillatelse til å brenne den dårligste oljen, mens 5 bedrifter har tillatelse til å brenne oljen i den mellomste kvalitetsklassen.

Prisen på spillolje har nær sammenheng med prisen på ordinær fyringsolje. Avfallsbesitterne har i perioder med høy oljepris fått betalt for spillolje. I perioder med lave oljepriser, slik som i dag, har besitterne måttet levere spillolje gratis eller betale for å bli kvitt den. Prisleiet på spillolje vil normalt ligge endel lavere enn for fyringsoljer p.g.a. mer usikker levering og ulemper knyttet til nedsoting og avfallsstoffer. Kostnadene for å levere inn spillolje varierer betydelig mellom de forskjellige landsdeler og mellom kvaliteten på den aktuelle spillolje.

I 1988 ble det innført en avgift på 50 øre/l omsatt smøreolje for å bidra til å finansiere et bedre innsamlingssystem. For 1994 er avgiftssatsen foreslått økt til 1 kr/l, og at avgiften refunderes innsamler når spilloljen innsamles og håndteres på en forsvarlig måte.

7.6 Vurdering av politikken

Formålet med virkemiddelbruken overfor spillolje synes å være tosidig:

- Øke andelen spillolje som innsamles
- Sørge for en miljømessig forsvarlig disponering av spillolje som innsamles eller disponeres direkte av besitteren (brennes).

Det har imidlertid ikke vært fastsatt konkrete målsettinger f.eks. i form av mål for innsamlingsgrad av spillolje. Det har heller ikke blitt foretatt analyser eller vurderinger av skadepotensialet ved ulike nivå for innsamling av spillolje, eller i hvilke geografiske områder skadepotensialet kan være størst. Dette har vært en svakhet ved politikken.

Kostnader for å levere inn spillolje og tilgjengelighet til innsamler er de viktigste parametre som bestemmer innsamlingsgraden. Kravene til håndtering m.v. av spillolje synes i for stor grad lagt opp på samme måte som kravene til håndtering av andre typer spesialavfall. Det bør derfor foretas en gjennomgang av regelverket på dette punkt med sikte på å luke ut eventuelle unødvendige bestemmelser som bidrar til å øke kostnadene i innsamlingssystemet.

Miljøvernmyndighetene bør videre avstå fra å drive behovsprøving av tillatelser for å drive innsamling eller behandling av spillolje. Fri konkurranse vil gi en mest mulig kostnadseffektiv innsamling, og flere aktører vil også kunne øke tilgjengeligheten til innsamlingssystemet. Det vil imidlertid være en utfordring for miljøvernmyndighetene gjennom et effektivt og målrettet kontrollsystem å sikre at kravene m.h.t. en forsvarlig håndtering av spilloljen blir overholdt i en situasjon med mange og skiftende aktører.

Det er antatt å forekomme en viss grad av kryss-subsidiering mellom distrikter og mellom spillolje og andre avfallstyper. Bortfall av slik kryss-subsidiering vil som følge av fri konkurranse gi en riktigere prissetting av de ulike avfalltyper. Dette kan imidlertid føre til høyere priser for å levere inn annet avfall, og isolert sett bidra til lavere innsamling av spillolje i utkantstrøk. Fri konkurranse vil imidlertid stimulere til lavere priser for å levere inn spillolje også i utkantstrøk.

SFT har antatt at innsamlingsgraden for spillolje vil øke til ca 79 pst. som følge av utbygging av spesialavfallssystemet og skjerpede innleveringskrav etter at revidert spesialavfallsforskrift er trådt i kraft. Dersom det ut fra en nytte-kostnadsvurdering er ønskelig med en ytterligere heving av innsamlingsgraden, kan dette best gjøres gjennom et myndighetsdrevet system med en refunderbar avgift til innsamlerne slik som foreslått innført fra 1994. Dette vil stimulere innsamlerne til økt innsats for å samle inn spillolje, men vil ikke gi avfallsbesitterne økt incitament til innlevering.

Økt innsamlingsgrad f.eks. fra enkelte næringsgrupper i utkantstrøk vil best kunne oppnås gjennom generelle virkemidler som reduserer prisen for innlevering. Differensiering av avgiftsrefusjon vil imidlertid ikke være hensiktsmessig, ettersom dette vil åpne for omgåelse av systemet. I tillegg kan bedre tilgjengelighet til systemet, f.eks. gjennom egne mottaksplasser, innsamlingsordninger o.l. øke innsamlingsgraden.

Andre utgaver av dokumentet

Hent opp dokumentet i HTML-format

Slik ser det ut med Internett browser mot CD-ROM'en

NORGES OFFENTLIGE UTREDNINGER
NOU 1994:4

Kontrollen med «de hemmelige tjenester»

Innstilling fra EOS-kommisjonen, oppnevnt ved Kgl. resolusjon 24. september 1993

Avgitt 7. februar 1994

- Oversendelsesbrev
- Innholdsfortegnelse

Utgiver:
STATENS FORVALTNINGSTJENESTE
SEKSJON STATENS TRYKNING

Trykt utgave:
ISSN: 0333-2306
ISBN: 82-583-0279-5
Trykk: Falch Hurtigtrykk as, Oslo
OSLO 1994

Elektronisk utgave:
ISSN:0806-2633 (NOU Computerfile)
+//ISBN: 82-583-0279-5// DOCUMENT NOU 1994: 4//NO
HTML-versjon: Falch Infotek as, OSlo

Du må ha en Internett browser for å gjøre dette

Hent opp i tekstformat (RTF)

Kapittel

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
21	22	23	24	25	26	27	28	29	30

Vedlegg

LL	1	2

NOU

NORGES OFFENTLIGE UTREDNINGER

1994

1995

1996

ODIN HVIS DU HAR INTERNETT

HJELP BRUKERDOKUMENTASJON

MUP
MEDIE UAVHENGIG PUBLISERING