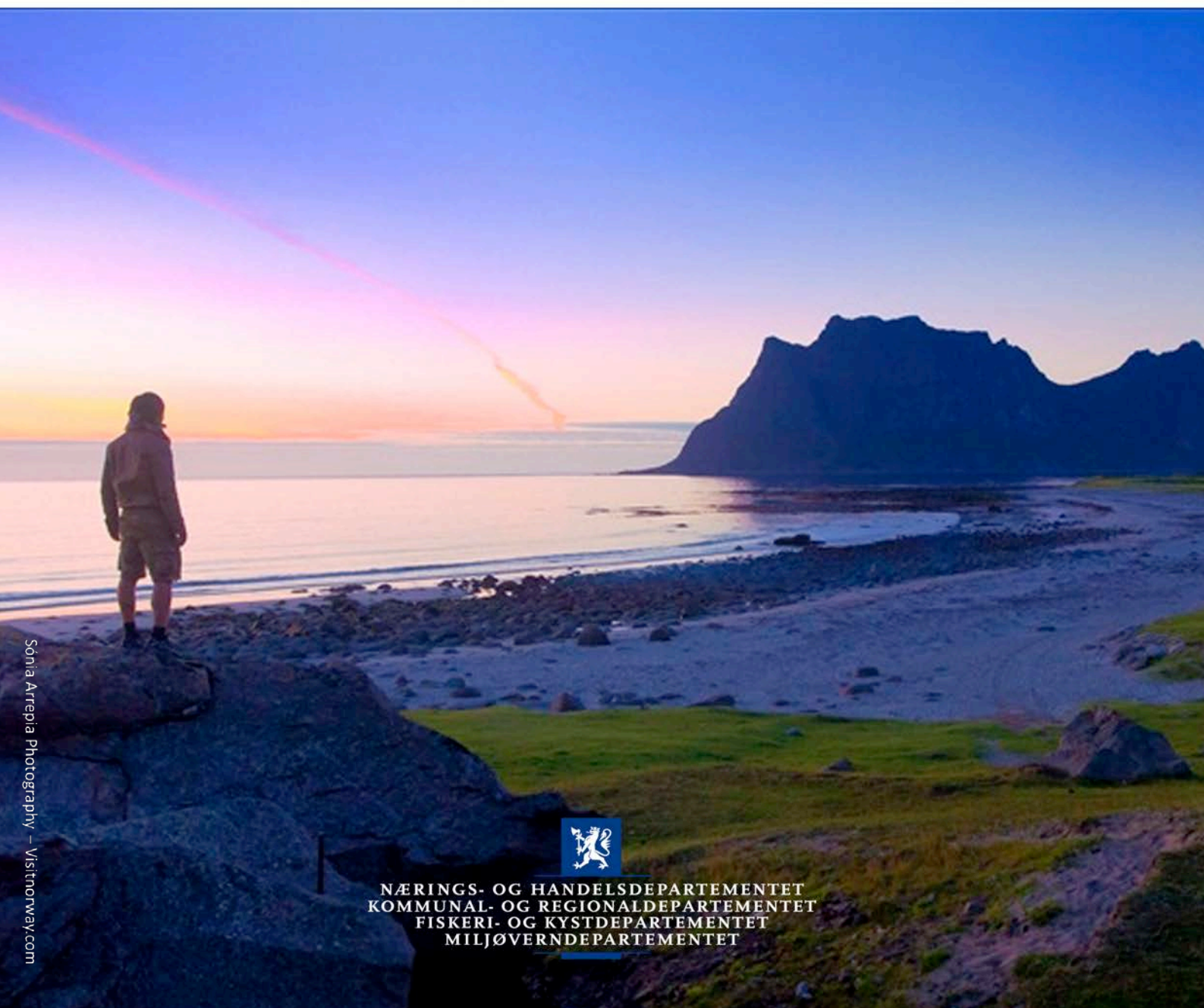




Økosystemtjenester i Barentshavet-Lofoten

Samfunnsmessige verdier og avveininger

Kunnskapsinnhenting - verdiskaping i nord



Økosystemtjenester i Barentshavet- Lofoten: Samfunnsmessige verdier og avveininger

Kristin Magnussen, Henrik Lindhjem, Claire Armstrong, Harald Bergland, Eirik Mikkelsen, Rasmus Reinvang og John Magne Skjelvik

VISTA ANALYSE AS



Dokumentdetaljer

Vista Analyse AS	Rapportnummer 2013/08
Rapporttittel	Verdiskaping og økosystemtjenester i Barentshavet-Lofoten: Synergier og avveininger
ISBN	978-82-8126-104-4
Forfattere	Kristin Magnussen, Henrik Lindhjem, Claire Armstrong, Harald Bergland, Eirik Mikkelsen, Rasmus Reinvang og John Magne Skjelvik.
Dato for ferdigstilling	19. februar 2013
Prosjektleder	Kristin Magnussen
Kvalitetssikrer	Haakon Vennemo
Oppdragsgiver	Nærings- og handelsdepartementet, Miljøverndepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet, Kommunal- og regionaldepartementet
Tilgjengelighet	Offentlig
Publisert	Web
Nøkkelord	Økosystemtjenester, verdiskaping, Lofoten, Barentshavet, avveininger, samfunnsøkonomisk analyse

Forord ved departementene

Bakgrunnen for denne kunnskapsinnhenting er Meld. St. 10 (2010 – 2011) *Oppdatering av forvaltningsplan for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten*. Her besluttet regjeringen å gjennomføre to kunnskapsinnhenting:

Nærings- og handelsdepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet, Kommunal- og regionaldepartementet og Miljøverndepartementet gjennomfører kunnskapsinnhenting om virkninger og ringvirkninger av økt satsing på verdiskaping som reiseliv og fiskerirelaterte virksomheter. Kunnskapen som samles inn, skal kunne brukes som grunnlag for neste oppdatering av forvaltningsplanen. [.....]

Olje- og energidepartementet gjennomfører kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i uåpnede deler av Nordland IV, V, VI, VII og Troms II. Kunnskapen som samles inn, skal kunne brukes i en eventuell konsekvensutredning om petroleumsvirksomhet. Kunnskapen som samles inn, skal kunne brukes som grunnlag for neste oppdatering av forvaltningsplanen. [.....]

Kunnskapsinnhenting - verdiskaping i nord omfatter de tre nordligste fylkene (Nordland, Troms og Finnmark), og har et særlig fokus på kystområdene. Temaene for kunnskapsinnhenting er fastsatt i samspill med lokale og regionale myndigheter, samt sektormyndigheter, fagmiljøer, næringsaktører og andre berørte parter. Det er utarbeidet et program for kunnskapsinnhenting som er tilgjengelig på Nærings- og handelsdepartementets [hjemmeside](#).

Målet med kunnskapsinnhenting er å synliggjøre mulighetene for økt bærekraftig verdiskaping i en ressursrik region og tegne et kunnskapsbasert framtidsbilde av Nord-Norge fram mot 2030 og 2050, med særlig vekt på *fiskeri, havbruk, nye marine næringer, reiseliv, fornybar energi og mineraler*. Kunnskapsinnhenting skal bidra til å gi et bedre beslutningsgrunnlag for de veivalg som kan tas og vise hvilke virkemidler og tiltak som kan påvirke utviklingen og bidra til å utløse landsdelens verdiskapingspotensial.

Status og potensial i de utvalgte sektorene kartlegges i egne sektoranalyser. I tillegg adresseres grunnleggende forutsetninger og virkemidler for økt verdiskaping gjennom tverrgående utredninger som omhandler bruken av økosystemtjenester, etablering av attraktive lokalsamfunn og arbeidsmarkedsregioner, styrking av infrastruktur, kompetanse og innovasjon, samt hvordan kulturminner kan brukes for å fremme verdiskaping. For å vurdere samlet verdiskaping utvikles det en regionaløkonomisk modell. De faglige utredningene kompletteres med en scenarieprosess hvor en bredt sammensatt gruppe av aktører i regionen er engasjert, og som skal resultere i kvalitative framtidsbilder for Nord-Norge i 2030.

Denne rapporten er en av de faglige utredningsrapportene i kunnskapsinnhenting. Rapporten er laget på oppdrag for de berørte departementene, men utrederen står selv ansvarlig for det faglige innholdet.

Departementene vil legge frem resultatene fra kunnskapsinnhenting i en sluttrapport. Det vil bli gitt anledning til å kommentere på sluttrapporten i en høringsprosess høsten 2013.

Fiskeri- og kystdepartementet

Kommunal- og regionaldepartementet

Miljøverndepartementet

Nærings- og handelsdepartementet

Forord ved Vista Analyse

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Nærings- og handelsdepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet, Kommunal- og regionaldepartementet og Miljøverndepartementet som ledd i Kunnskapsinnhenting – verdiskaping i nord.

Oppdraget er gjennomført av Vista Analyse i samarbeid med Universitetet i Tromsø (UiT) og Norut (Northern Research Institute). Kristin Magnussen (Vista Analyse) har vært prosjektleder. Medarbeidere fra Vista, UiT og Norut har bidratt både med innspill til opplegg og gjennomføring og som forfattere og kommentatorer til hele teksten. I tillegg har Hans Christian Eilertsen ved UiT som har bidratt med nyttige innspill og kommentarer særlig til det naturvitenskapelige grunnlaget i eksempelet om taredyrking. Vi vil også takke Jannike Falk-Petersen ved UiT, som har bidratt med innspill til arbeidet og figurer som illustrerer oversikt over økosystemtjenester knyttet til de ulike eksempelstudiene. Haakon Vennemo (Vista) har stått for intern kvalitetssikring.

I arbeidet med eksempelet om gruvedrift i Kvalsund, har Kvalsund kommune vært behjelpelig med informasjon.

Ved gjennomføring av eksempelstudien om havvind og storflyplass i Vågan kommune i Lofoten har vi gjennomført intervjuer og møter med representanter for aktuelle aktører i Lofoten. Vi setter stor pris på at de har stilt opp og bidratt med informasjon og tilbakemeldinger på våre funn og analyser. Vi takker alle som har bidratt, blant annet fra Laukvik, Foreningen Motbør, Vågan kommune, Lofotkraft, Vågan næringsforening, Lofoten Golf Links Hov, XXLofoten, Lofoten Næringsforening og Destinasjon Lofoten.

Kontaktpersoner for oppdraget i NHD har vært Karin Ibenholt og Gaute Wahl, som takkes for gode og konstruktive innspill i løpet av prosjektet. Vi har også hatt møter og fått innspill fra representanter fra henholdsvis Miljøverndepartementet (MD), sekretariatet for Økosystemtjenesteutvalget og Fiskeri- og kystdepartementet (FKD). Martin J.F. Smit, Kirsten Grønvik Bråten, Bent Arne Sæther (alle MD), og Olav Rostad og Vegard Haukeland (FKD) takkes alle for nyttige innspill og kommentarer til oppdraget og en tidligere utgave av rapporten.

Takk til alle som har bidratt!

Forfatterne er selvfølgelig selv ansvarlige for sluttproduktet.

19. februar 2013

Kristin Magnussen

Prosjektleder

Vista Analyse AS

Innhold

Dokumentdetaljer	1
Forord ved departementene	2
Forord ved Vista Analyse	3
Innhold	4
Sammendrag	6
1 Innledning.....	15
1.1 Bakgrunn og formål.....	15
1.2 Problemstillinger.....	16
1.3 Avgrensninger og metode	16
1.4 Disposisjon og leseveiledning.....	18
2 Økosystem, økosystemtjenester og verdiskaping i Barentshavet - Lofoten.....	20
2.1 Innledning	20
2.2 Hva menes med økosystem og økosystemtjenester?	20
2.3 Økosystem Barentshavet - Lofoten	23
2.4 Økosystemtjenester fra Barentshavet – Lofoten.....	26
2.4.1 Ulike typer økosystemtjenester	26
2.4.2 Økosystemtjenester fra Barentshavet - Lofoten.....	27
2.5 «Total samfunnsøkonomisk verdi»	28
2.6 Økosystemtjenester og verdiskaping	29
2.6.1 Innledning	29
2.6.2 Økosystemtjenester, verdiskaping og påvirkning på miljøtilstand	29
2.6.3 Verdiskaping knyttet til havområdet.....	30
3 Synergier og avveininger i utnyttelse av Barentshavet- Lofoten – prinsipiell og metodisk tilnærming.....	35
3.1 Innledning	35
3.2 Mellom ulike bruksområder og økosystemtjenester på samme tid	36

3.3	Over tid og mellom generasjoner	47
3.4	Mellom ulike interessentgrupper	50
3.5	Mellom geografiske områder	53
3.6	Spesielle utfordringer ved økosystemforvaltning og samfunnsøkonomisk analyse	55
4	Virkninger, fordelingsvirkninger og avveininger i praksis – funn og erfaringer fra fire eksempelstudier	60
4.1	Valg og gjennomføring av eksempelstudier	60
4.2	Eksempel 1: Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten i Nordland ..	61
4.3	Eksempel 2: Gruvedrift i Kvalsund kommune	70
4.4	Eksempel 3: Makroalger til bioenergi og bioraffinering	77
4.5	Eksempel 4: Koraller og fiske	83
4.6	Oppsummering av erfaringer og funn fra eksempelstudiene	90
4.6.1	Innledende betraktninger	90
4.6.2	Erfaringer og funn fra hver eksempelstudie	90
4.6.3	Funn og erfaringer knyttet til metodiske spørsmål	92
4.7	Kunnskapshull og prioritering av videre arbeid	96
	Referanser	97
	Vedlegg (eget dokument):	101
1.	Vedlegg 1 Om de ulike delene av økosystemet	101
2.	Vedlegg 2 Eksempel 1: Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten	101
3.	Vedlegg 3 Eksempel 2: Gruvedrift i Kvalsund kommune	101
4.	Vedlegg 4 Eksempel 3: Makroalger til bioenergi og bioraffinering	101
5.	Vedlegg 5 Eksempel 4: Koraller og fiske	101

Sammendrag

Bakgrunn og problemstillinger

Denne utredningen er en del av kunnskapsinnhenting som ble initiert i oppdateringen av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet – Lofoten (Meld. St. (2010-2011)) og som skal innhente kunnskap om virkninger og ringvirkninger av å satse mer på verdiskaping innen næringer som fiskeri, havbruk, nye marine næringer, reiseliv, fornybar energi og mineraler. Formålet med utredningen er å undersøke synergier og avveininger mellom ulike typer bruk og forvaltning av økosystemtjenester og naturressurser i regionen.

Følgende problemstillinger vurderes:

1. Hva er de viktigste økosystemer og økosystemtjenester i Barentshavet-Lofoten?
2. Hva er verdiskapingspotensialet knyttet til de ulike bruksområdene for økosystemtjenestene?
3. Hva er mulige konsekvenser av bruk for opprettholdelse av økosystemenes funksjon?
4. Hvordan er sammenhengen mellom de ulike bruksområdene for økosystemtjenestene – hvilke avveininger må tas og hvordan bør det gjøres?
5. Hvordan er sammenhengene over tid og hvilke avveininger må tas? Hvordan skal dagens generasjoner veies mot fremtidige generasjoner?
6. Er det konflikter mellom ulike brukergruppers interesser? Har for eksempel storsamfunnet og lokalsamfunnet ulike interesser med hensyn til vern versus bruk? Hvilke avveininger må tas og hvordan bør det gjøres?

I tillegg ser vi på avveininger geografisk, det vil si avveininger hvor det vil være gevinster og fordeler ett sted og kostnader og ulemper et annet sted, og vi identifiserer kunnskapshull.

Avgrensninger og metode

Utredningen drøfter først problemstillingene generelt, herunder mulig tilnærming for å håndtere eventuelle avveininger spesielt. Deretter belyses problemstillingene mer konkret i fire eksempelstudier. Det metodiske rammeverket som benyttes er samfunnsøkonomisk metode, og vi går gjennom hvordan ulike avveininger kan håndteres i samfunnsøkonomiske analyser. De fire eksempelstudiene er viktige for mer konkret vurdering av behov for ulike avveininger. Vi har ikke hatt anledning til å samle inn nye data, for eksempel verdsettingsstudier av effekter for økosystemtjenester, men baserer analysene hovedsakelig på eksisterende materiale.

Økosystem, økosystemtjenester og verdiskapingspotensial i Barentshavet – Lofoten

Barentshavet er et grunt hav og betegnes som et stort marint økosystem. Barentshavets flateinnhold utgjør bare ca. 7 prosent av de arktiske havområdene, men hovedmengden av de arktiske høstbare marine ressursene finnes i dette området. Det skyldes blant annet at en vesentlig del av Nordøst-Atlanterens fiskeressurser har hele eller deler av sitt livsløp i Barentshavet.

Næringskjedene i Barentshavet er generelt relativt korte, med få og robuste arter tilpasset klimaet. Bestandene av hver art er store og kan forekomme over store områder. Selv om bestandene er relativt robuste, kan korte næringskjeder og få funksjonelle grupper i næringsnett, bidra til at økosystemet er sårbart for negative påvirkninger.

Med økosystemtjenester menes de godene fra økosystemene som gir oss mennesker nytte. Naturen blir sett i et menneskelig perspektiv, men med utgangspunkt i en økosystembasert

tankegang. Begrepet økosystemtjenester er blant annet brukt i Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD), og i det omfattende prosjektet "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB) i EU- og UNEP-regi. En oversikt over marine økosystemtjenester i Barentshavet – Lofoten er vist i tabellen nedenfor.

Tabell A Inndeling av relevante marine økosystemtjenester (ØT)

Støttende ØT	Regulerende ØT	Produserende (forsynende) ØT	Kulturelle ØT
• Ivareta habitater for migrerende arter • Opprettholde genetisk variasjon	• Klimaregulering • Moderere ekstremhendelser • Behandling av avfall/avløpsvann • Biologisk kontroll	• Mat • Vann • Råmaterialer • Genetiske ressurser • Medisinske ressurser • Dekorative ressurser	• Rekreasjon og turisme • Estetiske verdier • Inspirasjon for kultur, kunst og design • Spirituell erfaring • Informasjon for kognitiv utvikling (vitenskap og utdanning)

Kilde: Basert på MAES (2012) og TEEB (2010).

En del økosystemtjenester gir et mer eller mindre direkte grunnlag for tradisjonell verdiskaping i næringer som fiskeri, akvakultur og reiseliv. Dette er viktige næringer og viktige økosystemtjenester i Barentshavet og Lofoten i dag. Økosystemene inngår sammen med arbeidskraft og kapital som innsatsfaktorer i «produksjon» av mange av økosystemtjenestene. Naturens bidrag utgjør dermed en del av produksjonsverdien. Det er næringene fiske og fangst, akvakultur, petroleum, skipsfart og reiseliv som i dag er sentrale for verdiskaping, slik det regnes i BNP (brutto nasjonalprodukt) i Barentshavet-Lofoten-området. I tillegg kommer bioprospektering og mulig utnyttelse av offshore vindkraft (havvind) og mineralutvinning. Petroleumssektoren, offshore vindkraft, skipsfart og mineralutvinning regnes vanligvis ikke som sektorer som benytter økosystemtjenester da de ikke er basert på levende biologiske ressurser. Men aktiviteten i disse næringene kan påvirke økosystemer og deres evne til å produsere økosystemtjenester.

Fire eksempelstudier

Vi har gjennomført fire eksempelstudier for å belyse og illustrere problemstillingene i denne utredningen. De fire eksemplene, som er valgt i samråd med oppdragsgiver, er:

- Eksempel 1: Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten i Nordland
- Eksempel 2: Gruvedrift i Kvalsund kommune i Finnmark
- Eksempel 3: Makroalger til bioenergi og bioraffinering
- Eksempel 4: Koraller og fiske

Eksemplene representerer aktuelle problemstillinger, næringer og økosystemtjenester og er godt egnet til å illustrere problemstillingene, særlig med hensyn til sentrale avveininger.

Alle eksempelstudiene er gjennomført i tråd med trinnene i en samfunnsøkonomisk analyse. Det innebærer at de realøkonomiske konsekvensene i eksemplene vurderes i den grad det er mulig. I henhold til samfunnsøkonomisk teori vil realøkonomiske konsekvenser fortelle oss hva som er ressursenes verdi i alternativ anvendelse. På denne måten får analysen frem de avveiningene en står overfor. Med unntak av Lofoten-eksempelet, der vi har gjennomført intervjuer og møter

med aktuelle aktører i Lofoten, og makroalgeeksemplet der vi har konsultert eksperter, har vi basert oss på foreliggende materiale. Blant annet på grunn av ulikt omfang av grunnlagsmateriale, er detaljeringsgraden i analysene noe forskjellig. Det er viktig å understreke at eksempelstudiene ikke er fullstendige nyttekostnadsanalyser. Hensikten er å illustrere hovedproblemstillingene, ikke å konkludere med hensyn til hvilken løsning som skal anbefales eller som er best i samfunnsøkonomisk forstand.

Funn og erfaringer fra hver eksempelstudie

Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten i Nordland

Det foreligger to mulige større utbyggingsplaner som vil kunne påvirke verdiskaping og økosystemtjenester i Vågan kommune, og særlig Gimsøy- og Laukvik-området. Det gjelder i) forslag om bygging av et havvindanlegg nord for Gimsøy og ii) forslag om en ny storflyplass for Lofoten på Gimsøy. Det er disse planene vi har vurdert i dette eksempelet.

Analysen av havvindanlegget (alternativ i) viste at alle økosystemtjenester som ble vurdert, men også interesser som sjøfart og forsvar, ville bli negativt påvirket av et slikt anlegg. Ulike interesser kunne bli mer eller mindre påvirket, og det er en viss uenighet og usikkerhet knyttet til hvor store de negative konsekvensene ville bli. Foreløpige økonomiske beregninger (fra NVE 2013) viser at dette tiltaket heller ikke er privatøkonomisk lønnsomt. Dermed blir avveiningene svært enkle i dagens situasjon: Alle virkninger er negative, med unntak av lokal sysselsetting og noen lokaløkonomiske virkninger. Den samme konklusjon kom for øvrig også NVEs konsekvensutredning fram til. Det betyr at det heller ikke er uenighet mellom analyser med ulik metodikk, og våre spurte interessenter og aktører i Lofoten var også enige i disse konklusjonene. Problemstillingen kan imidlertid bli aktualisert i fremtiden hvis havvindanlegget blir privatøkonomisk lønnsomt.

Alternativ ii) innebærer bygging av storflyplass på Gimsøy til erstatning for to andre eksisterende flyplasser i Lofoten. I dette tilfellet er alle prissatte konsekvenser positive. De fleste miljøvirkninger er relativt beskjedne, og påvirkning på marine økosystemtjenester er svært begrenset, i hvert fall direkte. Imidlertid må flyplassen benytte et myrareal som i dag er vernet etter naturvernloven, et område som dermed er regnet som biologisk verdifullt. Hvis vi regner at miljøeffektene først og fremst har verdi for lokalbefolkningen, må betalingsvilligheten der for å unngå miljøeffektene være i størrelsesorden 800 000 kroner (i nåverdi) per husstand, for at flyplassen ikke skal være samfunnsøkonomisk lønnsom. Det er lite sannsynlig at betalingsvilligheten vil være så høy. Hvis vi i stedet antar at vernet er begrunnet i nasjonale verdier slik at hele landets befolkning må antas å ha betalingsvillighet for å bevare myrområdet, blir utfallet mer usikkert. Dersom man legger til grunn føre-var-betraktninger kan det med ulike tolkninger av føre-var i praksis bety alt fra at man overhodet ikke kan bygge i et område som er vernet, til at det legges til grunn at nytten må være en viss faktor større enn kostnaden. Dette er derfor et interessant eksempel for å illustrere hva ulike beslutningsregler om føre-var kan bety i praksis.

Gruvedrift i Kvalsund kommune i Finnmark

Gruveselskapet Nussir har søkt om å utvinne en kobberforekomst ved Repparfjorden i Kvalsund kommune. Repparfjorden er nasjonal laksefjord med Repparelv som nasjonal lakseelv. I eksempelstudien har vi lagt hovedvekten på å vurdere håndtering av avgangsmassene fra gruvevirksomheten. Avgangsmassene kan enten deponeres i et sjødeponi, som i hovedsak vil påvirke marine (akvatiske) økosystemtjenester eller i et landdeponi, som i hovedsak vil påvirke terrestriske økosystemtjenester. Vi har vurdert begge disse alternativene.

Kobberutvinning i Kvalsund kommune kan gi en årlig verdiskaping på flere hundre millioner kroner når en legger til grunn realistiske forventninger om fremtidig kobberpris på verdensmarkedet. Ny gruvevirksomhet i Kvalsund vil gi positive konsekvenser for kommunal økonomi og for næringsliv og sysselsetting i regionen. Gruvevirksomheten innebærer et

omfattende investeringsprosjekt som vil virke positivt på den samlede økonomiske aktiviteten i regionen. Effektene kommer i første rekke som direkte etterspørsel knyttet til prosjektering, tilrettelegging, anleggsarbeid, transport og administrasjon. Etterspørselsveksten vil igjen generere økt etterspørsel i form av ringvirkninger. Den samlede aktivitetsveksten er vanskelig å tallfeste og vil avhenge av prosjektets omfang i forhold til regionens samlede aktivitetsnivå. Videre er det usikkert i hvilken grad bedrifter i regionen kan yte leveranser til prosjektet. Erfaringen fra lignende etableringer i andre lokalsamfunn tyder imidlertid på betydelige positive effekter lokalt. Etableringen av gruvevirksomhet vurderes å ha positive konsekvenser for kommunal økonomi pga. økt inntektspotensial fra skatt på formue og inntekt og mulighetene for økt eiendomsskatt og økte avgiftsinntekter.

For sjødeponialternativet er spredningen av avgangsmassene i sjøen det mest sentrale spørsmålet når en skal vurdere hvilke konsekvenser tiltaket har på økosystemtjenester. Avgangsmassene er forventet å inneholde betydelige mengder tungmetaller. Det årlige utslippet i sjøen er beregnet å være opp mot 232 tonn nikkel, 588 tonn krom og 1340 tonn kobber. Dette vil ha effekter på habitater og det marine miljøet i fjorden. Utredningsmaterialet viser at det er en viss usikkerhet og faglig uenighet knyttet til hvor store negative effekter utslippene vil ha på laksefisk og annen fisk, som igjen får betydning for fritidsfiske og næringsfiske. I beskyttelsesregimet for nasjonale laksefjorden er det imidlertid lagt til grunn at virksomhet med risiko for alvorlig forurensning ikke skal være tillatt, og videre skal føre var-prinsippet legges til grunn når kunnskapen om tiltaket er begrenset eller mangelfullt. Vi har derfor vurdert og forsøkt å prissette både miljøgiftutslipp som sådan og negative virkninger for fiske. I tillegg til de konkrete utslippene og påvirkning på fisk og fiske, er det også grunn til å vurdere eventuelt omdømmetap for fisket i et større område dersom det slippes miljøgifter i fjorden.

Når det gjelder negative konsekvenser av landdeponi-alternativet vil reindriften i området bli svært negativt berørt¹. Også landskap, biologisk mangfold og friluftsliv vil bli negativt berørt. Vi har ikke grunnlag for å verdsette kostnadene disse næringene påføres eller eventuelt kostnader i form av tapte produserende økosystemtjenester mer generelt.

I dette tilfellet foreligger det omfattende faglige utredninger fra den gjennomførte konsekvensutredningen, men også til dels motstridende informasjon fra faglige høringsuttalelser i saken. En samfunnsøkonomisk analyse bør vurdere og behandle den naturvitenskapelige usikkerheten som foreligger. Dersom de fleste virkningene er prissatt, kan usikkerhet behandles ved sensitivitetsanalyser som får fram hvor robust resultatet er dersom forutsetninger endres. I dette tilfellet er de fleste miljøvirkninger ikke prissatt, og formell sensitivitetsanalyse kan vanskelig gjennomføres.

På grunn av den store usikkerheten i det naturvitenskapelige grunnlaget, kan det være såkalte kvasiopsjonsverdier i dette tilfellet. Det innebærer at man ved å utsette beslutningen og gjennomføre undersøkelser, kan få økt kunnskap som kan gjøre at det treffes en bedre beslutning på et senere tidspunkt. Men dette kan også ha en kostnad, i og med at det er store mulige inntekter fra uttak av kobber.

Analysen ender opp med en rekke virkninger som i stor grad er ikke-prissatt. Man kan forsøke å sette inntektene fra gruvevirksomheten opp mot de negative konsekvensene for økosystemtjenester. Hvis vi bare er opptatt av marine økosystemtjenester, er opplagt alternativet med landdeponi best, fordi landdeponi har meget begrenset negativ påvirkning på økosystemene i fjorden og utenfor. Dersom man alternativt er mest opptatt av landbaserte økosystemtjenester er sjødeponi best fordi det både er billigere og i mindre grad har negativ påvirkning på landbaserte

¹ Reindriften vil også bli negativt berørt i alternativet med sjødeponi ved at aktivitetene i området (trafikk, støy etc.) vil ha negative konsekvenser for reindriften. Dette er konsekvenser som er uavhengig av deponiform.

økosystemtjenester. Nåverdien av merkostnader (til investering og drift) ved å benytte landdeponi er beregnet til ca. 1,5 milliarder kroner. Dersom myndighetene ut fra en samlet vurdering pålegger bedriften å bygge et landdeponi, innebærer dette implisitt at man vurderer ulempene ved et sjødeponi til å være større enn ved et landdeponi, og at forskjellen i ulempene mellom de to alternativene for andre enn gruvebedriften har en nåverdi som overstiger merkostnaden ved landdeponi; 1,5 milliarder kroner.

Makroalger til bioenergi og bioraffinering

Taredyrking er et eksempel på en mulig fremtidig innbringende næring, som vi per i dag har liten erfaring med. Det er skissert to mulige utviklingsscenarier – enten taredyrking knyttet til eksisterende fiskeoppdrettsanlegg eller dyrking lenger til havs knyttet til installasjoner som havvindanlegg. Dette eksempelet har mer form av en samfunnsøkonomisk analyse på strategisk nivå enn de to foregående eksemplene. Det er for eksempel ikke vurdert nøyaktig hvor anlegg skal lokaliseres, utover at det skal være langs kysten av Nord-Norge. Det vil si at ulike plassering og ikke minst tiltakets omfang kan gi ulike lokale virkninger.

Identifisering av virkninger både knyttet til dyrking integrert med fiskeoppdrettsanlegg og havvindanlegg, viser at det er mange positive og relativt få og begrensede negative virkninger knyttet til taredyrking, selv om disse er usikre. Unntaket er at dyrking i tilknytning til fiskeoppdrettsanlegg kan gi negative virkninger for rekreasjon og reiseliv fordi arealet som kreves til taredyrking trolig vil være betydelig større enn det arealet som beslaglegges til fiskeoppdrett. Dyrking knyttet til havvindanlegg har få identifiserte negative virkninger, utover estetisk påvirkning, forutsatt at dyrkingen knyttes til allerede eksisterende installasjoner til havs.

I og med at vi per i dag ikke har erfaring med taredyrking, men kun med høsting av viltvoksende stortare, er det stor usikkerhet knyttet både til lønnsomhet og virkninger av slik dyrking. En sentral naturfaglig usikkerhet gjelder påvirkningen på selve økosystemet, siden man vil øke forekomsten av visse taretyper kraftig, og disse vil inngå som en ny komponent i næringskjeden. Vi regner med at mer kunnskap gradvis vil gi grunnlag for bedre beslutninger. Taredyrking er imidlertid trolig ikke et tiltak med irreversible virkninger, slik at en kan tenke seg å prøve seg fram i pilotanlegg, og undersøke virkninger på økosystemene samtidig som en tester ut teknologi og metoder for dyrking og høsting.

Koraller og fiske

Koraller er saktevoksende organismer som raskt kan ødelegges, for eksempel ved bunntråling over korallrevet. Vi har sett på to alternativer for økt vern av koraller, enten ved vern av flere korallrev (alle kjente pluss dem som antas å bli oppdaget fremover), eller å forby bunntrål.

Ved identifisering av virkninger av disse alternative verneregimene, fant vi at det å verne korallrev fra bunntråling, trolig vil ha svært små negative økonomiske virkninger. Tiltaket vil ha mulige positive konsekvenser også for fiske, fordi korallrevene kan gi økt fiske på sikt. Vår enkle analyse antyder dermed at det i hovedsak er samfunnsøkonomisk lønnsomt å verne korallrevene.

Det å forby bunntrål generelt kan ha flere konsekvenser – positive og negative – enn det å verne korallrev, og det vil kreve flere undersøkelser å svare på om dette er samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Funn og erfaringer knyttet til metodiske spørsmål

Ved avveininger mellom bruk av ulike økosystemtjenester bør man først vurdere om det er behov for reelle avveininger eller om det kun er snakk om «skinnavveininger»

Det kan være muligheter for å øke bruken av flere økosystemtjenester uten at det går på bekostning av andre tjenester. Avveininger mellom (par av) økosystemtjenester avhenger av hvordan de påvirker hverandre. For en del økosystemtjenester vil det raskt være slik at mer bruk av én, vil redusere bruk av andre, mens det for andre kan være rom for økning av begge.

Korall- og tareeksemplene illustrerer at en systematisk analyse der man identifiserer alle virkningene, som i en samfunnsøkonomisk analyse, kan tydeliggjøre at det ikke nødvendigvis er interessemotsetninger, eller at det er færre og/eller mindre interessemotsetninger enn det i første omgang ser ut til.

For de andre eksemplene er det imidlertid slik at økt omfang av noen aktiviteter medfører negative konsekvenser for andre. Gruvedrift med utslipp i Repparfjorden vil medføre redusert omfang og verdi av økosystemtjenester som laksefiske og rekreasjon i fjorden, mens utnyttelse av havvind vil ha negative effekter særlig for fiske, reiseliv og friluftsliv i Vågan kommune og Lofoten.

Det er ingen enkel sammenheng mellom bruk og opprettholdelse av økosystemenes funksjon

Det er ikke noe enkelt svar på hvordan sammenhengen er mellom bruk av en økosystemtjeneste og opprettholdelse av dens funksjon. Det vil variere med ulike tjenester, og ikke minst med ulike bruk av tjenestene. De fysiske/biologiske sammenhengene mellom tjenester varierer, og en kan være langt fra eller nær skranker som gir raskt økende knapphet i tjenestestrømmer. Det er en viktig lærdom, at det ikke bare handler om bruksomfang, men også om hvordan utnyttelsen av økosystemtjenester skjer. I koralleksempelen, så vi at det å bevare korallrevene ikke behøver å gå på bekostning av utnyttelse av fiskeressursene - snarere tvert i mot.

På samme måte så vi at utnyttelse av havområder til taredyrking ikke trenger å gå ut over fiskeoppdrett, og at fiskeoppdretts- og havvindanlegg tvert i mot vil kunne være til nytte for fremtidig taredyrking. Det betyr ikke at fiskeoppdrett og havvind ikke kan ha negativ påvirkning på andre økosystemtjenester, for eksempel ved at rømming fra oppdrettsanlegg fortsatt kan gi lakselus og påvirke villaksstammer. Et havvindanlegg utenfor Gimsøy vil ha negative effekter for alle øvrige økosystemtjenester, med unntak av eventuelt sparte klimagassutslipp. Som eksempelet også viste (blant annet med bakgrunn i NVEs konsekvensutredning om 15 ulike vindkraftanlegg), vil omfanget av negative konsekvenser variere fra sted til sted langs kysten.

Er lokalisering viktig for omfanget av konsekvenser, og kan bedre arealplanlegging forhindre konflikter?

Våre resultater fra eksempelstudiene viser at mange konflikter kan avverges eller reduseres ved god arealplanlegging der områders egnethet for ulike bruk kartlegges, slik at det er mulig å gjøre gode avveininger.

Noen økosystem produserer tjenester ett sted mens man kan høste fruktene av dem et annet sted. De som «eier» produksjonsstedet – og som har lite igjen for det, har da få incentiver til å bevare produksjonsstedet, mens de som nyter fruktene i liten grad kan påvirke forvaltningen på produksjonsstedet. I havet kan dette løses for eksempel ved utarbeidelse av forvaltningsplaner som løfter beslutningene opp til høyere beslutningsnivåer.

Gruveeksempelet viste at de negative effektene av sjødeponi (og landdeponi) i stor grad har sammenheng med lokalisering. Repparfjorden har en del kjennetegn som gjør den spesielt utsatt for utslipp fra gruedrift; det er en nasjonal laksefjord og den har en terskel som begrenser utskifting av vann. Det vil si at lokalisering i en annen fjord med andre kjennetegn muligens ville gitt færre og mindre negative konsekvenser. Noe av det samme er tilfellet for havvind-anlegg. Selv om det er store havområder utenfor norskekysten, er det ikke alle områder som har potensial for vindkraftproduksjon. I vindkrafteksempelet så vi også at man med litt tilpasning av

hvor vindturbinene plasseres, kan redusere de negative effektene. Ved å plassere turbinene lenger fra land, blir de negative estetiske effektene mindre og dermed påvirkes både estetiske tjenester, friluftsliv og reiseliv noe mindre negativt. Alle disse eksemplene viser at både omfang og geografisk plassering er viktig for i hvilken grad økosystemtjenester påvirkes av ulik bruk.

Bruk av andre økosystemtjenester vil i mindre grad være avhengig av romlig fordeling, og man kan ikke løse alle avveininger ved god arealplanlegging. Det vil også være slik at jo mer man vil ha av en tjeneste eller en næring, jo mindre mulighet har man til å løse eller redusere problemer ved hjelp av god romlig planlegging. Hav- og kystområdene er tross alt begrenset. Dersom man skal ha ett havvindkraftanlegg utenfor kysten av Nord-Norge, kan man tenke seg at man velger det som gir minst negativ påvirkning på andre interesser. Jo flere havvindanlegg som etableres eller planlegges, desto større blir risikoen for at noen av disse blir liggende i mer konfliktfylte områder. Det samme er tilfellet med gruvevirksomhet eller tareproduksjon. Dette understreker betydningen av ikke bare å gjennomføre analyser av enkelttiltak (som vi for så vidt har gjort i gruveeksempelet og i Lofoten-eksempelet), men også på mer overordnet eller strategisk nivå (som vi har gjort for makroalge-eksempelet og koralleksempelet).

Avveininger over tid kan gjøres ved diskontering og realprisjustering for prissatte tjenester og ved hjelp av kvalitative vurderinger om fremtidig verdi for ikke-prissatte tjenester

De fleste offentlige tiltak eller forvaltningsalternativer for hav og kyst har virkninger både på nytte- og kostnadssiden som strekker seg over flere år. Det gjelder også valgene i eksemplene våre. For å sammenligne må en derfor kunne veie sammen samfunnsøkonomiske kostnader og nyttevirksomheter som påløper på ulike tidspunkt. I tillegg må en vurdere hvordan realprisen for de aktuelle økosystemtjenestene kan ventes å utvikle seg, det vil si om det er grunn til å tro at verdien av disse vil stige mer enn andre goder i samfunnet.

For prissatte effekter brukes en kalkulasjonsrente for å sammenligne verdier i nåtid med verdier i fremtiden, og ved hjelp av diskontering kan fremtidige nytte- og kostnadsstrømmer beregnes til en samlet nåverdi.

Det kan være flere grunner til at naturressurser og økosystemtjenester kan bli mer verdifulle i fremtiden. En viktig grunn er at tilbudet av mange typer ressurser og miljøgoder er gitt (med unntak av fornybare ressurser), mens etterspørselen som en hovedregel øker. Det taler isolert sett for en høyere verdi i fremtiden. I tillegg kan økte inntekter i fremtiden øke etterspørselen etter ulike typer miljøgoder. Dette tilsier at det kan være behov for å justere realprisen for alle eller noen miljøgoder. Det er imidlertid vanskelig å gi en generell regel som gjelder for alle miljøgoder, fordi både knapphet og folks etterspørsel i fremtiden kan variere mellom ulike goder og tjenester.

Mange av effektene på økosystemtjenester og andre miljøgoder kan bare vurderes som ikke-prissatte effekter. Det betyr at regler for diskontering og realprisjustering ikke kan anvendes direkte på disse. Vurdering av nytte- og kostnadseffekter som oppstår i fremtiden, både når det gjelder diskontering og realprisjustering er også relevant for ikke-prissatte virkninger, men vurderingene må bli kvalitative. Det gjør at resultatene ikke blir så enkle å tolke som hvis alle virkninger var prissatt. En måte å synliggjøre generasjonsperspektivet når man tar valg er å sette opp fremtidige generasjoner som en av interessegruppene når man vurderer fordelings effekter.

Flere av eksemplene vi har brukt illustrerer åpenbare avveininger over tid, og hvor vurderinger både knyttet til diskonteringsrente og realprisjustering er relevante. I eksempelet om gruvevirksomhet i Kvalsund kommune står avveiningen mellom inntekter fra utvunnet kobber i dag (og noen år fremover) mot potensielt langsiktige miljøeffekter av gruveavfall i Repparfjorden, for fiske i fjorden, samt laksestammer og oppdrettsanlegg lenger ute. Hvis for

eksempel villaks i vassdraget tilknyttet denne fjorden påvirkes direkte, eller norsk laksefiske mer generelt får et dårligere omdømme, blir spørsmålet om fisketurismens verdi sammenlignet med kobberværdi sentralt. I eksempelet om koraller, er en eventuell beslutning om vern noe som vil gi miljøgevinster, og kanskje økt fiske, over mange år.

Forekomsten av mange ikke-prissatte økosystemtjenester gjør det vanskeligere å bruke samfunnsøkonomiske metoder

Det er vanskelig å vurdere samfunnets verdsetting av prissatte tjenester opp mot ikke-prissatte. Det er ingen enkel løsning på dette, utover å forsøke å prissette flere tjenester, samt å gjøre kvalitative vurderinger av dem som ikke er prissatt. En mulig framgangsmåte er å verdsette ikke-prissatte, negative effekter implisitt ved å vurdere hvor store verdien av disse måtte være for å oppveie eventuelle positive, prissatte effekter. Medfører dette svært høye beløp per husstand som berøres, sammenlignet med ressurser som allerede brukes på sammenlignbare områder, er det kanskje likevel fornuftig å gjennomføre tiltaket. En viktig forutsetning er at både prissatte og ikke-prissatte tjenester identifiseres og vurderes, slik som vist i eksemplene.

I noen tilfeller kan det være en betydelig verdi i å vente med en beslutning (kvasi-opsjonsverdi)

Effektene av mange beslutninger er både usikre og potensielt irreversible, dvs. virkninger som er slik at man i praksis ikke kan komme tilbake til utgangspunktet uten store kostnader, og som i sin ytterste konsekvens kan være ugjenkallelige. I slike situasjoner snakker en i miljøøkonomien om at det er en kvasi-opsjonsverdi ved å vente med en beslutning for å få mer kunnskap. Denne verdien er ikke en separat kategori av økonomisk verdi, men forskjellen i verdi av å gjøre en optimal beslutning og en som ikke er optimal, ved at den ignorerer nytten en kan oppnå ved å utsette en beslutning mens man lærer. Kvasi-opsjonsverdier oppstår særlig i forbindelse med mulig irreversibilitet, men bare hvis usikkerheten kan bli redusert ved at en kan lære. Blir en ikke klokere av å vente, er det ingen slik verdi. Selv om en detaljert beregning av kvasi-opsjonsverdi ofte er komplisert, vil likevel en synliggjøring av hvilke konsekvenser det eventuelt vil få å vente med en beslutning, være en forbedring sammenlignet med mange eksisterende analyser.

Ved fare for irreversible inngrep er det behov for å benytte beslutningsregler som føre var og sikre minimumsstandarder

Nærmest alle prosjekter eller forvaltningsbeslutninger som i stor grad involverer (utnytter eller påvirker) økosystemtjenester faller innenfor en kategori der det er stor usikkerhet, irreversibilitet og muligheter for økt kunnskap om hvordan økosystemer fungerer gjennom forskning og annen kunnskapsutvikling. Forskjellige formuleringer av føre-var prinsippet finnes i litteraturen. Selv om det har vært fremskritt i teoretisk tolkning og formulering av ulike versjoner av føre var-prinsippet, er det fortsatt mange spørsmål som gjenstår i operasjonaliseringen. En mulig praktisk tilnærming er for det første eksplisitt å vurdere fordeler og ulemper ved å vente, i de tilfeller der det er stor usikkerhet og liten kunnskap og en aktivitet har potensielt store, irreversible økosystemeffekter.

En annen tilnærming, som kan supplere den første, er bruk av såkalte sikre minimumsstandarder. En enkel tolkning av dette er at en bør avvise endringer som gir fare for irreversibelt tap av naturressurser. Dette er imidlertid ikke lett å forholde seg til i praksis. En mulig tolkning er at man kan legge til en ekstra verdi på nytten av å verne eller bevare økosystemer. På denne måten vil en fortsatt gjøre avveininger mellom nytte og kostnader, men nytten av et prosjekt som forringer eller ødelegger et økosystem ville måtte være «mye større enn kostnaden» for at prosjektet skal gjennomføres. Hvordan en skal anslå denne ekstra verdien, er det imidlertid ikke noe godt svar på.

Alle eksemplene inneholder elementer av usikkerhet knyttet til virkninger på økosystemtjenester. I en del tilfeller kan det også være usikkerhet med hensyn til hvorvidt et tiltak kan medføre irreversible virkninger.

For flyplasstilfellet er det sannsynligvis ikke så mye mer informasjon å hente ved å utsette beslutningen, vi vet det vi vet om vernet og konsekvenser, og det er mer snakk om å sette grenser for utnytting fordi området er vernet, enn å vente på mer informasjon. Der mer informasjon mest åpenbart kan gi grunnlag for bedre beslutninger er tilfellet med gruvevirksomhet og tareproduksjon. For gruvevirksomhet er det faglig uenighet om miljøkonsekvensene, og det synes rimelig at noen flere analyser kan redusere denne usikkerheten, det vil si at det kan ha en verdi å vente med å ta beslutningen (men som vi skrev over, har det også en kostnad). For taredyrking er det også grunn til å vente at mer forskning og flere undersøkelser kan gi mer og sikrere informasjon om virkningene – særlig for selve økosystemet. Her er imidlertid selve tiltaket trolig reversibelt, slik at det kan være mulig å prøve seg fram og undersøke miljøkonsekvensene samtidig som man tester ut tekniske løsninger.

For å synliggjøre avveininger mellom interesser og geografiske områder bør man kartlegge og synliggjøre fordelingseffektene både for prissatte og ikke-prissatte virkninger

Vi har lagt vekt på å belyse fordelingsvirkninger i eksemplene. Det er ulike måter å fremstille fordelingseffekter på, og det kan være ulike inndelinger av interessegrupper som er interessant i forskjellige sammenhenger. For eksempel, kan det være av spesiell interesse å vurdere antall arbeidsplasser som skapes eller forsvinner, verdiskaping og bredere distriktspolitiske hensyn for ulike alternativer.

I eksemplene har vi lagt vekt på å få frem denne type fordelingsvirkninger, også for de ikke-prissatte effektene. Vi har gjort det på en relativt enkel måte, ved å sette opp viktige interessegrupper og vise om disse påvirkes positivt eller negativt av tiltaket. Vi har valgt ulike måter å dele inn interessegruppene, for eksempel sentrale aktører, lokalsamfunn og storsamfunn, og i en del av eksempelstudiene har vi også inkludert fremtidige generasjoner som en interessegruppe.

I Barentshavet-Lofoten er det flere interessegrupper som ser ut til å stå mot hverandre. Et skille synes å gå mellom næringer som i hovedsak baserer seg på utnyttelse av økosystemtjenester (som fisk og natur) og en mer industriell utvikling (olje og gass, energisektoren, mineralnæring og annen industri) på den andre siden.

Kunnskapshull

Som i alt arbeid med marine økosystemtjenester er det usikkerhet og kunnskapshull knyttet til den underliggende naturfaglige kunnskapen. Dette gjelder særlig kvantifiserte sammenhenger mellom tiltak og effekter på andre økosystemtjenester, og sammenhengen mellom ulike økosystemtjenester. Slike kunnskapshull er imidlertid grundig dokumentert tidligere, i forvaltningsplanarbeidet for havområdet. Det er også mer spesifikke kunnskapshull knyttet til hvert eksempel, men disse vil vi ikke gå inn på her.

I og med at vårt hovedanliggende er en samfunnsøkonomisk og samfunnsmessig vurdering av bruk av økosystemtjenester, er det kunnskapshull på dette feltet vi er mest opptatt av.

Svært mange av effektene for viktige økosystemtjenester er ikke-prissatte, mens metodene for analyse hovedsakelig beskrives og diskuteres for prissatte effekter. Hvis man skal komme videre i dette arbeidet, må man derfor både utvikle bedre metoder for å inkludere de ikke-prissatte effektene og innhente priser for flere effekter med tilgjengelige verdsettingsmetoder.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og formål

I oppdateringen av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Meld. St. 10 (2010-2011)) ble det initiert en kunnskapsinnhenting om virkninger og ringvirkninger av å satse mer på verdiskaping innen næringer som reiseliv, fiskeri og fiskeoppdrett. Formålet med forvaltningsplanen er å legge til rette for verdiskaping gjennom bærekraftig bruk av ressurser og økosystemtjenester² i Barentshavet – Lofoten og samtidig opprettholde økosystemenes struktur, virkemåte, produktivitet og naturmangfold. Som del av kunnskapsinnhentingens skal påvirkning på og belastning av økosystemene i havet vurderes. Kunnskapsinnhentingens ledes av en departementsgruppe bestående av Nærings- og handelsdepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet, Kommunal- og regional-departementet og Miljøverndepartementet.^{3,4}

Geografisk omfatter kunnskapsinnhentingens de tre nordligste fylkene (Nordland, Troms og Finnmark), med særlig vekt på hav- og kystområdene. Utgangspunktet for avgrensningen er den oppdaterte forvaltningsplanen for Barentshavet – Lofoten.

Denne utredningen er en del av denne større kunnskapsinnhentingens, der formålet er å undersøke spesielt synergier og avveininger mellom ulike typer bruk og forvaltning av økosystemtjenester og naturressurser i regionen. Mange av de mulige satsingsområdene for økt verdiskaping og regional utvikling i Barentshavet - Lofoten vil medføre bruk og/eller påvirkning av økosystemtjenester. Fiskeri, havbruk, vindkraft, bølgekraft, bioenergi fra alger, tang og tare, havbeite og reiseliv er både eksempler på næringsvirksomhet som baserer seg på bruk av økosystemtjenester eller andre naturressurser, og virksomhet som kan gi økt verdiskaping og regional utvikling. Noen av disse er allerede etablert som viktige næringer i regionen i dag, for eksempel fiskeri og reiseliv, mens andre potensielt kan utvikles til viktige næringer i framtiden, for eksempel bioenergi fra havet og marin bioprospektering.

Felles for disse og andre næringer som er avhengige av økosystemtjenester eller andre naturressurser, er at stor vekt på ett, eller et fåtall bruksområder (for eksempel energiproduksjon) kan ha konsekvenser for systemets evne til å gi oss andre goder, og ulike avveininger kan være påkrevd. På andre områder kan det være synergier, eller i hvert fall slik at utvidet satsing innenfor ett område ikke nødvendigvis går på bekostning av produksjon av andre goder og tjenester.

God forvaltning forutsetter kunnskap om status og utviklingstrekk for de ulike økosystemer og -tjenester, samt kunnskap om de fysiske og biologiske sammenhengene mellom tjenester, dvs. hvordan én type bruk påvirker mulighetene for annen bruk. God forvaltning krever også kunnskap om den samfunnsøkonomiske betydningen (verdien) av de ulike tjenestene. Det inkluderer markedsverdier for økosystemtjenester som kan omsettes (for eksempel fisk), samt anslag for verdier av ikke omsettbare økosystemtjenester, for eksempel rekreasjonsverdier. Videre krever det kunnskap om hvordan økosystemtjenestene kan brukes som innsatsvare i produksjonen av andre varer og tjenester for eksempel reiseliv. Det kreves også kunnskap om

² Varer, tjenester og funksjoner i økosystemet som gir menneskene nytte. Se kapittel 2.

³ Olje- og energidepartementet har parallelt gjennomført en kunnskapsinnhenting om virkninger av økt petroleumsvirksomhet i uåpnede områder i det nordøstlige Norskehavet. <http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/aktuelt/nyheter/2012/kunnskapsinnhenting.html?id=662698>

⁴ <http://www.regjeringen.no/nb/dep/nhd/tema/reiselivsnaring/prosjekt-for-kunnskapsinnhenting-om-verd.html?id=676814>

ringvirkninger og hvordan økonomisk aktivitet i én del av økonomien påvirker produksjon og etterspørsel i andre deler av økonomien.

Denne utredningen er en av de tverrgående studiene i kunnskapsinnhenting. Studien er frittstående, men resultatene skal også kunne nyttiggjøres i arbeidet med en analyse av mulige fremtidsbilder for regionen, og den totale vurderingen av de samfunnsmessige effektene av økt satsing på verdiskaping i nord. Resultatene fra utredningen fungerer også som innspill til arbeidet i det regjeringsoppnevnte ekspertutvalget om verdier av økosystemtjenester.⁵

1.2 Problemstillinger

Følgende problemstillinger er definert i mandatet og belyses i utredningen:

1. Hva er de viktigste økosystemer og økosystemtjenester i Barentshavet-Lofoten?
2. Hva er verdiskapingspotensialet knyttet til de ulike bruksområdene for de ulike økosystemtjenestene?
3. Hva er mulige konsekvenser av bruk for opprettholdelse av økosystemenes funksjon?
4. Hvordan er sammenhengen mellom de ulike bruksområdene for økosystemtjenestene – hvilke avveininger må tas og hvordan bør det gjøres?
5. Hvordan er sammenhengene over tid og hvilke avveininger må tas? Hvordan skal dagens generasjoner veies mot fremtidige generasjoner?
6. Er det konflikter mellom ulike brukergruppers interesser? Har for eksempel storsamfunnet og lokalsamfunnet ulike interesser med hensyn til vern versus bruk? Hvilke avveininger må tas og hvordan bør det gjøres?

I tillegg ser vi på avveininger geografisk, det vil si avveininger hvor det vil være gevinster og fordeler ett sted og kostnader og ulemper et annet sted, og vi identifiserer kunnskapshull.

1.3 Avgrensninger og metode

Utredningen drøfter først problemstillingene generelt, herunder mulig tilnærming for å håndtere de nevnte avveiningene, og belyser så problemstillingene og metodene i fire eksempelstudier. I den generelle drøftingen omfatter problemstilling 2 kun en overgripende vurdering fordi denne problemstillingen skal utredes i større detalj for ulike sektorer og næringer i andre utredninger innenfor kunnskapsinnhenting (i de såkalte sektoranalysene). Det er dessuten komplisert å si noe om enkelte av problemstillingene på generelt grunnlag (for eksempel problemstilling 3), så flere av problemstillingene er belyst nærmere i eksempelstudiene, og det er, i tråd med mandatet, lagt betydelig vekt på eksemplene. De fire eksemplene, som er valgt i samråd med oppdragsgiver, er:

- Eksempel 1: Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten i Nordland
- Eksempel 2: Gruvedrift i Kvalsund kommune i Finnmark
- Eksempel 3: Makroalger til bioenergi og bioraffinering
- Eksempel 4: Koraller og fiske

Selv om hovedproblemstillingene belyses i alle eksemplene, vil enkelte avveininger være mer fremtredende i visse eksempler. De er valgt nettopp for å dekke bredden i mulige avveininger og

⁵ www.md.dep.no/okosystemtjenester

gi mulighet for å gå mer i detalj om enkelte problemstillinger som er spesielt interessante for hvert eksempel.

Geografisk er utredningen begrenset til kystnære områder og havområder i forvaltningsplanområdet, nevnt ovenfor. Det betyr at vi ikke kun ser på økosystemtjenester fra havet, men også påvirkning og utnyttelse av naturressurser og økosystemtjenester i kystnære områder. Selv om det er fornuftig å se hav, kyst og land i sammenheng, har vi likevel ikke tatt mål av oss til å gå i detalj når det gjelder effekter som i hovedsak er landrelatert eller når det gjelder indirekte effekter. De to første eksemplene er mer geografisk spesifisert enn de to siste som ser på forvaltningsområdet mer generelt.

De fleste definisjoner av økosystemtjenester vektlegger betydningen av biotiske elementer og levende organismer, det vil si at biologisk mangfold må spille en rolle for at noe skal kunne omtales som en økosystemtjeneste. Dette innebærer blant annet at vind- og vannkraft samt uttak av mineralressurser, ikke blir kategorisert som økosystemtjenester. Utnyttelse av denne typen naturressurser påvirker imidlertid økosystemer og økosystemtjenester, og er derfor relevant i vår sammenheng. For formålet i denne utredningen er all utnyttelse av og virkning for økosystemtjenester og andre naturressurser (som for eksempel vind og mineraler) av relevans, ikke kun den delen som strengt tatt kan kalles økosystemtjenester.

Det metodiske rammeverket vi benytter for å belyse hovedproblemstillingene er samfunnsøkonomisk analyse. Dette er valgt som rammeverk fordi en samfunnsøkonomisk analyse er egnet til å identifisere, kvantifisere og så langt mulig verdsette alle virkninger av et tiltak. I alle eksempelstudiene er det derfor gjennomført forenklede samfunnsøkonomiske analyser av ulike utviklingsscenarier for de aktuelle eksemplene. Gjennomgangen av eksemplene viser at dette er en egnet tilnærming for å vurdere hva som er de faktiske avveiningene mellom ulike bruk av økosystemtjenester, men at det også er en del utfordringer knyttet til bruk av metoden

I en samfunnsøkonomisk analyse tallfestes alle positive og negative effekter av et tiltak, prosjekt eller forvaltningsvalg i kroner så langt det lar seg gjøre. Hovedprinsippet bak denne verdsettingen er at en positiv konsekvens er verdt det befolkningen til sammen er villig til å betale for å oppnå den. Er total betalingsvillighet for alle nyttevirksomheter større enn summen av relevante kostnader for samfunnet, er det tiltaket som studeres samfunnsøkonomisk lønnsomt. I mange sammenhenger, og kanskje særlig i vurderinger av utnyttelse og påvirkning av økosystemtjenester og naturressurser, vil det være vanskelig å verdsette alle effektene i kroner. Man må da vurdere effektene på andre måter, som ikke-prissatte effekter. Samfunnsøkonomisk analyse gir et metodisk rammeverk for å systematisere positive og negative effekter av offentlige beslutninger og er dermed en del av et bredere beslutningsgrunnlag (og ikke en beslutningsregel).

Det er den totale samfunnsøkonomiske verdien – i form av netto nytte – som er av betydning i en samfunnsøkonomisk analyse. Analysen forholder seg så langt som mulig til prissatte effekter, og markedsbasert verdiskaping⁶ er da ett viktig element. Verdiskaping, arbeidsplasser og lokale velferdseffekter er også viktige som del av fordelingsmessige spørsmål. Prissetting av effekter som ikke omsettes i markeder er også viktig i samfunnsøkonomiske analyser, men ofte en utfordring, som vi skal se i vår analyse.

⁶ Verdiskaping er bruk av kunnskap, kapital og/eller arbeid med det formålet å skape økonomiske verdier. Verdiskaping brukes mer presist om den verdiøkning et (uferdig) produkt eller en tjeneste får i hvert ledd av produksjonsprosessen eller verdikjeden, hvor verdiskapingen er den tilleggsverdi hvert ledd eller hver bedrift gir produktet eller tjenesten. Verdiskaping fordeles mellom arbeidere (lønn), bedriftseiere (profitt/utbytte), det offentlige (skatter og avgifter) og kapitaleiere (renter/finanskostnader).

I denne utredningen vil vi vise hvordan samfunnsøkonomisk metode kan brukes som utgangspunkt for å analysere de sentrale avveiningene med hensyn til bruk og forvaltning av økosystemtjenester og naturressurser i regionen. Det innebærer for det første at vi ikke har ambisjon om å gi anbefalinger om hvilke beslutninger som burde fattes i de fire eksemplene. Flere av eksemplene er underlagt egne analyser som følger vanlige forvaltningsprosesser, for eksempel konsekvensutredninger i henhold til Plan- og bygningsloven osv. Mer fullstendige og grundigere nyttekostnadsanalyser måtte vært gjennomført dersom hensikten var å anbefale hva som er samfunnsøkonomisk beste løsning i hvert eksempel.

Utredningen er basert på analyse av sentrale dokumenter, eksisterende data og statistikk, samt intervjuer og møter med utvalgte ressurspersoner i noen av eksemplene. Vi har i dette prosjektet ikke hatt mulighet til å gjøre primær datainnhenting for eksempel gjennom egne verdsettingsstudier av ulike økosystemtjenester. Det betyr at beskrivelsen av eksemplene i all hovedsak er basert på eksisterende informasjon (for eksempel konsekvensutredninger, plandokumenter og høringsuttalelser). For Lofoten-eksempelet og for gruve-eksempelet har medlemmer av prosjektteamet vært i eksempelområdet og konsultert nøkkelpersoner.

I den grad vi har kunnet verdsette effekter i kroner, er eksisterende prisinformasjon brukt for goder som omsettes i markeder, og enkel nytteoverføring fra litteraturen anvendt for illustrasjon for goder som ikke omsettes i markeder. Det er klart at det er store kunnskapshull som vanskeliggjør en fullstendig nytte-kostnadsanalyse for eksemplene. Det gjelder både i vurderingen av biologiske effekter og i verdsetting av nytte- og kostnadsstrømmer i kroner. Likevel er sammenstillingen av eksisterende informasjon og analysen av denne med formål å belyse hovedproblemstillingene, etter vår oppfatning nyttig og illustrativ for å bringe debatten om utnyttelse av økosystemtjenester og naturressurser et stykke videre.

1.4 Disposisjon og leseveiledning

Rapporten er disponert som følger. Kapittel 2 gir en oversikt over sentrale begreper som «økosystemtjenester» og «total økonomisk verdi». Videre gir kapitlet en oversikt over de sentrale marine økosystemtjenestene i Barentshavet-Lofoten. Denne delen er ment å besvare problemstilling 1, men gir også en bedre forståelse av de økologiske sammenhengene mellom (dagens) bruk og opprettholdelse av viktige økosystem-funksjoner (problemstilling 3). Andre del av kapittel 2 belyser problemstilling 2 om verdiskaping basert på ulike naturressurser og økosystemtjenester i regionen. Siden dette behandles mer detaljert i andre utredninger, gis kun et overordnet bilde av verdiskaping her.

Kapittel 2 er ment som en kort introduksjon til økosystemet i Barentshavet – Lofoten, begrepet økosystemtjenester, og hva som finnes av marine økosystemtjenester og marin verdiskaping i dette havområdet. For lesere som er godt kjent med disse begrepene og temaene, vil det ikke være mye nytt stoff i kapittel 2, og resten av teksten kan leses uavhengig av at man har lest dette kapitlet.

Kapittel 3 er et mer teoretisk og prinsipielt kapittel som på generelt nivå diskuterer hvordan samfunnsøkonomisk metode kan benyttes til å belyse avveiningene som tas opp i problemstillingene 4-6; mellom tjenester/goder, over tid, og mellom ulike interessenter. I tillegg inkluderes vurdering av geografiske avveininger. Sammenlignet med samfunnsøkonomisk analyse av en typisk offentlig investering med begrensede effekter på natur og miljø, er det flere utfordringer ved bruk av samfunnsøkonomisk analyse på området marine og kystnære økosystemtjenester og naturressurser. Noen av disse, inkludert en vurdering av problemstilling 3, diskuteres til slutt i kapittel 3.

Kapittel 3 gir en relativt grundig diskusjon av hvordan de aktuelle avveiningene kan gjøres i henhold til metodikken for samfunnsøkonomisk analyse, og diskuterer spesielt hvordan viktige problemstillinger i samfunnsøkonomisk analyse kommer til anvendelse ved forvaltning av økosystem og økosystemtjenester. Det er blant annet lagt vekt på å diskutere hvordan anbefalingene fra siste norske offentlig utredning om samfunnsøkonomiske analyser (NOU 2012) kan forstås i sammenheng med forvaltning av økosystemtjenester. Dette er ikke vurdert i andre norske studier, så langt vi er kjent med. Vi har derfor valgt å gjøre dette nokså utførlig, med blant annet å gjengi deler av diskusjonen fra NOU (2012), som er spesielt relevant i vår sammenheng, samt gi vår vurdering av hvordan dennes anbefalinger bør komme til anvendelse i forvaltning av marine økosystemtjenester.

For lesere som er godt kjent med samfunnsøkonomisk analyse og NOU (2012), vil det ikke være så mye nytt stoff i kapittelet, men det vil gi svar på hvordan vi, på generelt nivå, anbefaler at avveininger av ulike slag, kan gjøres i samfunnsøkonomisk analyse, og dette utgjør også det generelle, metodiske grunnlaget som anvendes i eksemplene i kapittel 4.

Kapittel 4 gir først en innledning til de fire eksemplene og en beskrivelse av trinnene som er fulgt i alle eksemplene, det vil si hovedtrinnene i en samfunnsøkonomisk analyse. Kapittelet gir en syntese av hovedfunnene i hver eksempelstudie, der vekten er lagt på å illustrere de generelle problemstillingene. Fullstendige eksempelbeskrivelser er gjengitt i Vedlegg 2-5. I kapittel 4.6-4.7 ser vi nærmere på hvilke erfaringer og hvilken lærdom vi kan trekke ut av eksempelstudiene, samt en vurdering av viktige kunnskapshull.

Kapittel 4 er den konkrete anvendelsen av de mer generelle vurderingene i kapittel 2 og 3, og den delen av utredningen vi har lagt mest vekt på. For en mer fullstendig dokumentasjon og gjennomgang av eksempelstudiene vises det til vedlegg 2-5 som inneholder en forenklet samfunnsøkonomisk analyse av hvert eksempel.

2 Økosystem, økosystemtjenester og verdiskaping i Barentshavet - Lofoten

2.1 Innledning

I dette kapitlet gis en kort og forenklet beskrivelse av økosystem og økosystemtjenestene i Barentshavet – Lofoten, samt den verdiskaping som skjer knyttet til havområdet. Beskrivelsen bygger på tidligere rapporter og meldinger, særlig Meldingen til Stortinget om «Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten» (Meld. St.10 (2010-21011)); og Magnussen m.fl. 2010 (a, b) som igjen bygger på fellesrapporten for Faglig forum, Overvåkingsgruppen og Risikogruppen med tilhørende underlagsrapporter – heretter kalt Faglig forum (2010), samt "Havets ressurser og miljø" (Havforskningsinstituttet 2009) og Havforskningsrapporten 2010 og 2011 (Havforskningsinstituttet 2010, 2011).

Vi tar ikke sikte på en fullstendig gjennomgang av økosystem og økosystemtjenester i Barentshavet her, men viser blant annet til ovennevnte rapporter for mer utfyllende beskrivelser av den kunnskap – og de kunnskapshull – som finnes om livet i Barentshavet - Lofoten.

Vi starter med å definere hva som menes med henholdsvis økosystem og økosystemtjenester, og den samfunnsøkonomiske verdien av disse, deretter beskrives viktige forhold ved økosystem og økosystemtjenester i dette havområdet. Avslutningsvis gis en oversikt over viktige sektorer og aktiviteter som står for verdiskaping basert på marine økosystemtjenester i havområdene.

2.2 Hva menes med økosystem og økosystemtjenester?

Et økosystem er et system av levende (biotiske) organismer og ikke-levende (abiotiske) elementer, som fjell og vann, som inngår i bestemte funksjoner innen et bestemt område, og økosystem kan defineres på ulike nivåer. Med "økosystemtjenester" menes de godene fra økosystemene som gir oss mennesker nytte. Naturen blir sett i et menneskelig perspektiv, men med utgangspunkt i en økosystembasert tankegang. Begrepet økosystemtjenester er blant annet brukt i Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD), og i det omfattende prosjektet "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB) i EU- og UNEP-regi.

Forklaring av noen vanlig brukte begreper er gitt i Boks 2.1. En illustrasjon av sammenhengen mellom biologiske strukturer, funksjoner, økosystemtjenester og nytte er vist i Figur 2.1.

Boks 2.1 Definisjon av begreper knyttet til økosystemtjenester

Definisjon av noen vanlig brukte begreper og plassering av begrepene i forhold til hverandre:

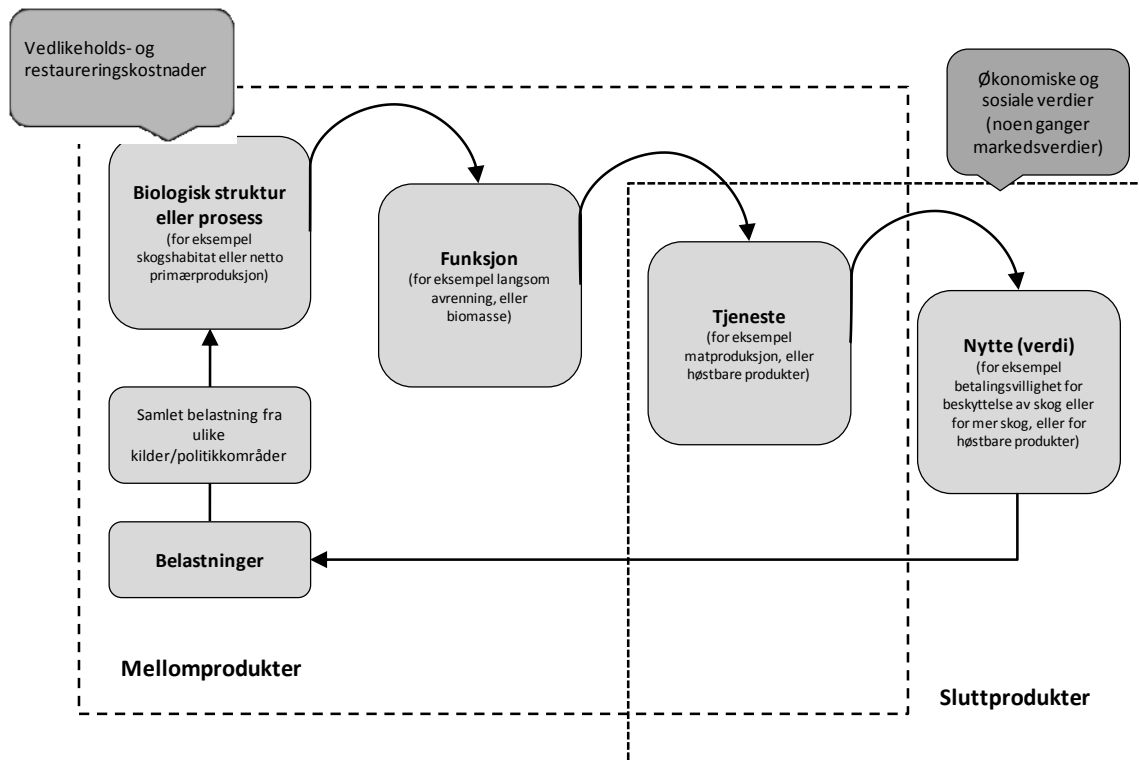
Biologisk mangfold eller **biodiversitet** er variasjonen av livsformer, gjerne inndelt i tre nivåer: gener, arter og økosystemer, i et bestemt geografisk område, eller hele jordkloden.

Et **økosystem** er et system der levende organismer og ikke-levende elementer – som fjell, vann, jordsmonn – inngår i bestemte funksjoner innen et bestemt område. Et økosystem kan defineres på ulike nivåer. I prinsippet vil vi ønske å avgrense økosystemet slik at det er sterk interaksjon innad i systemet, og svak interaksjon med områdene utenfor systemets grenser.

Funksjoner kan defineres som prosesser i økosystemene, som (utgjør eller) danner grunnlaget for økosystemtjenester.

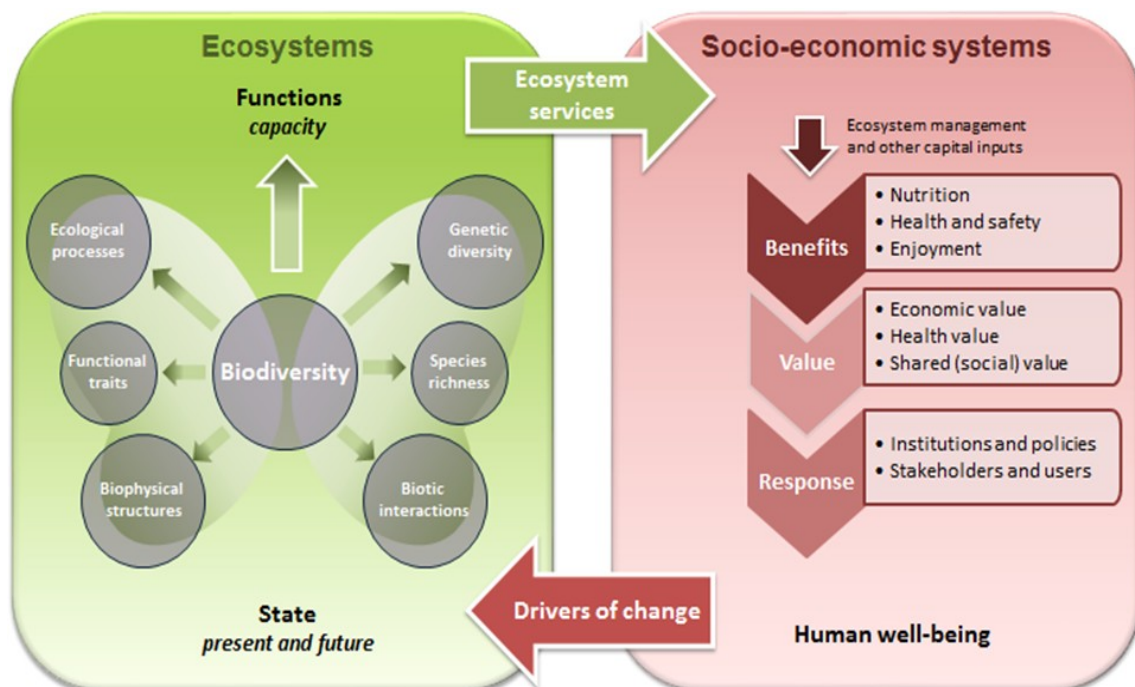
Økosystemtjenester kan defineres som varer, tjenester og funksjoner i økosystemet som gir menneskene nytte. Begrepet favner et vidt spekter – fra produkter til immaterielle tjenester, fra synlige til usynlige. Fra tidligere er begrepet "miljøgoder" mye brukt i samfunnsøkonomien, med tilnærmet den samme betydningen.

Figurene 2.1 og 2.2 illustrerer sammenhengene mellom de grunnleggende biologiske strukturer og prosesser, funksjonene disse har og de tjenester som danner grunnlag for vår velferd. Økosystemtjenester påvirker menneskers velferd og livskvalitet på mange måter. Grunnleggende økologiske strukturer og prosesser gir tjenester av ulike slag som igjen gir menneskelig velferd eller nytte, som vist i Figur 2.1. Nyttien for folk gir seg utslag i flere typer verdier som kan måles ved hjelp av ulike indikatorer (økonomiske eller ikke-prissatte). Figur 2.1. viser også at funksjoner og en del tjenester inngår i det som kalles mellomprodukter, mens andre tjenester og goder karakteriseres som sluttprodukter, det vil si tjenester og goder som gir direkte nytteverdi for mennesker.



Figur 2.1 Sammenheng mellom biologisk struktur og funksjon, økosystemtjenester og velferd (nytte)

Kilde: Tilpasset fra: Roy Haines-Young, presented by J-L Weber, the Global Loss of Biological Diversity, 5-6. mars 2008, Brussel; gjengitt i TEEB (2008). Her hentet fra oversatt versjon i Magnussen m.fl. (2010).



Figur 2.2 Sammenheng mellom økosystem, og økosystemtjenester

Kilde: MAES (2012)

For å illustrere de økologiske funksjonene og tjenestene med økonomiske begreper, kan vi regne boksen til venstre i Figur 2.2 («ecosystems») som en beholdning eller kapital i økonomisk forstand. Biologisk mangfold vises som den sentrale økosystemkomponenten som gir økosystemene den kapasiteten de har til å frembringe tjenester. Denne beholdningen gir en viss "avkastning" for det sosio-økonomiske systemet (boksen til høyre), som her måles i ulike tjenester, som produksjon av fisk for konsum, klimatisk regulering osv. Disse strømmene kan måles enten i kroner, dersom priser er tilgjengelige eller mulige å fremskaffe, eller på andre måter – ved kvantitativ eller kvalitativ verdivurdering. En nærmere omtale av definisjoner og inndeling av økosystemtjenestene følger i neste underkapittel.

Forenklet kan vi si at avkastningen (strømmen av tjenester) er avhengig av beholdningens størrelse, kvalitet og sammensetning. Dersom vi tar ut deler av beholdningen, kan strømmen/avkastningen være stor i en periode, mens avkastningen i de neste periodene kan bli desto mindre fordi vi "tærer på kapitalen". Dette bildet er gyldig for ressurser som er fornybare, eller betinget fornybare, som sjølevende dyr og planter. Dersom vi utnytter en ikke-fornybar (tømbar) ressurs, er det jo deler av kapitalen som tas ut.

Figuren illustrerer også at økosystemer og biologisk mangfold, eller beholdningen, er utsatt for diverse direkte og indirekte påvirkninger og trusler (for eksempel arealbruksendringer og forurensning) som kan føre til at kapitalen reduseres – og dermed reduseres også de årlige strømmene av tjenester. Via påvirkning på de grunnleggende strukturer fører dette til endringer i de tjenester som produseres og dermed også endringer i vår velferd.

Sammenhengen mellom beholdning og årlige strømmer vil være ulik for ulike planter og dyr osv., og det vil også være slik at beholdning og strømmer av en art vil påvirke både beholdning og strømmer av andre arter. Slike forhold har vi bare delvis kunnskap om, selv om det er lagt ned mye forskning knyttet til områdene i Barentshavet og Lofoten. Denne mangelen på kunnskap om enkeltelementer og sammenhenger i økosystemene gjør både at det er vanskelig eller umulig å verdsette alle aktuelle og potensielle tjenester – og at man må treffe beslutninger under usikkerhet og mangel på kunnskap.

2.3 Økosystem Barentshavet - Lofoten

Kort om økosystemene i området

Barentshavet defineres som et stort marint økosystem, og selv om forvaltningsplanen bare omhandler den norske delen av Barentshavet, er det mest riktig å beskrive økosystemet Barentshavet som et hele. Kart over forvaltningsplanområdet Barentshavet – Lofoten er vist i Figur 2.3.

Selv om Barentshavets flateinnhold bare utgjør omkring 7 prosent av de arktiske havområdene, finnes hovedmengden av de arktiske, høstbare marine ressursene i dette området. Dette skyldes blant annet at en vesentlig del av Nordøst-Atlanterens fiskeressurser har hele eller deler av sin livssyklus i Barentshavet.



Figur 2.3 Kart over forvaltningsplanområdet Barentshavet – Lofoten

Kilde: Polarinstituttet

Innstrømmende varmt atlantehavsvann gir grunnlag for en stor biologisk produksjon i Barentshavet, og medfører også at store deler av området er isfritt hele året. Fordi det er et grunt havområde, blandes vannmassene om vinteren vertikalt helt ned til bunnen og fører næringssalter opp til de produktive overflatelagene for ny produksjon om våren. Variasjonen i miljøbetingelser som temperatur, vind og strømforhold fører til store svingninger i produksjonen av plante- og dyreplankton og gjør at matressursene for fisk, fugl og sjøpattedyr varierer gjennom året og mellom år, og at rekrutteringen også varierer mellom år.

Havstrømmene er med andre ord viktige for syklene i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten og danner dermed grunnlaget videre for vedlikehold av primærproduksjon, habitater og næringsnettdynamikk. Temperaturen i Barentshavet har hatt en stigende trend de siste 30 årene, men er avtagende fra maksimalverdiene i 2006 (Faglig forum 2010). En slik temperaturforandring fører normalt med seg forskyvninger i de grunnleggende økosystemfunksjonene, og da spesielt primærproduksjon og habitat. Parallelt med økningen i temperatur har utbredelsen av havis avtatt.

Atlantehavsvann har erstattet arktisk vann på den nordlige delen av kontinentalsokkelen vest for Spitsbergen. Dette er forandringer i tilgjengelig havmiljø som har videre innvirkning på økosystemfunksjoner som næringsnettdynamikk og biodiversitet. Effekter på artssammensetning av plankton og fisk og endret diett er da også påvist i dette området. Etter 2005 er det observert svikt i reproduksjon hos de islevende artene ringsel, grønlandssel og klappmyss (Faglig forum 2010).

Isanten kan betraktes som et eget økosystem der den trekker seg gradvis nordover om våren og sommeren. Dette skaper spesielt gunstige produksjonsforhold for plante- og dyreplankton.

Lodda som beiter på iskantproduksjonen, frakter ved sine vandringer energien i denne produksjonen til kystnære farvann i sør der den gyter. På denne måten får for eksempel sjøfugl og andre arter knyttet til kysten også nytte av produksjonen langt nord i havet (Faglig forum 2010). Vannsyklus og temperatur forandrer dermed habitat og primærproduksjon og får en ekstra romlig dimensjon ved at den bringer med seg akkumulert energi (gjennom loddas vandringer) til kystnære farvann.

Næringskjedene i Barentshavet er generelt relativt korte; med få, men robuste arter tilpasset klimaet. Bestandene av hver art er store og kan forekomme over store områder. Selv om de enkelte artene er robuste, kan de korte næringskjedene og få arter bidra til at effekten av negativ påvirkning kan bli ekstra stor.⁷ Tap av viktige arter eller funksjonelle grupper innen et økosystem (bl.a. grunnet menneskelig aktivitet) kan føre til drastiske økosystemforandringer og såkalte regimeskifter, fra et økosystemnivå til et annet, hvor det nye nivået som regel er av mindre verdi (med tanke på økosystemtjenester) enn det opprinnelige. Det som utløser regimeskiftet, er som regel reduksjon i økosystemets motstandskraft (resiliens) (Folke m.fl. 2004).⁸ Dette er påvist både i Svartehavet og Østersjøen, og Barentshavet med sine korte næringskjeder og relativt få arter kan være sårbare overfor reduksjon av motstandskraft i økosystemet på grunn av menneskelig påvirkning.

Økosystemet består av en rekke ulike deler eller komponenter som plante- og dyreplankton og bunnlevende organismer, samt fisk, fugl og pattedyr. En kort omtale av disse er gitt i vedlegg 1.

Konklusjoner om miljøtilstanden i Barentshavet – Lofoten

Kort oppsummert kan dagens miljøtilstand i havområdet karakteriseres som følger (Meld. St. 10 (2010-2011)):

- Barentshavet er et rent og rikt hav.
- De store fiskebestandene er i god forfatning.
- Forvaltningsplanområdet har i all hovedsak et lavt forurensningsnivå.
- Havklimaet er i endring; økende havforsuring, økende havtemperatur, avtagende utbredelse av havis.
- Mengden dyreplankton har avtatt de siste tre år, mens det ikke er noen klar trend for planteplankton.
- De fleste sjøfuglbestandene er i nedgang.
- De isavhengige selartene og enkelte fiskebestander har negative utviklingstrekk.
- Kunnskapen om havbunn og forekomst av bunnlevende arter er bedret og nye arter er oppdaget. Kunnskapen om sjøfugl er bedret.
- Stor miljøverdi i de særlig verdifulle og sårbare områdene er blitt ytterligere bekreftet og styrket.

⁷ På grunn av den store variasjonen i fysiske forhold er imidlertid flere arter i næringsvevet i Barentshavet funksjons generalister, dvs. at de kan forandre funksjonsrolle (Sakshaug et al. 2009).

⁸ Resiliens blir også påvirket av forurensning, klimaforandring og naturlige sykluser som de biologiske organismene og næringsnettene har tilpasset seg.

2.4 Økosystemtjenester fra Barentshavet – Lofoten

2.4.1 Ulike typer økosystemtjenester

Grupperingen av økosystemtjenester i denne rapporten følger i hovedsak inndelingen i TEEB.⁹ TEEB deler økosystemtjenester i produserende (forsynende), kulturelle, regulerende og habitattjenester, mens vi har beholdt begrepet «støttende økosystemtjenester» fra inndelingen som er brukt i Millennium Ecosystem Assessment (MA). En oversikt er gitt i Boks 2.2. nedenfor.

Boks 2.2 Inndeling av økosystemtjenester og eksempler

Inndeling av økosystemtjenester og eksempler:

- **Produserende (forsynende) tjenester, dvs.** de produktene mennesker får fra økosystemer.
Eksempler: Fisk, skalldyr, råvarer til industri og genetiske ressurser.
- **Kulturelle tjenester** gir folk nytte i form av rekreasjon, turisme, estetiske opplevelser, følelse av tilknytning og identitet.
- **Regulerende tjenester**, som regulering av klimaet, rensing av vann, erosjonskontroll og regulering av sykdommer.
- **Støttende tjenester (eller habitattjenester)**, dvs. de grunnleggende økosystemtjenestene som er nødvendige for alle andre økosystemtjenester. Spesielt å ivareta habitater for ulike arter og genetisk variasjon.

Nedenfor har vi identifisert de viktigste av disse med tanke på verdiene knyttet til Barentshavet – Lofoten.

Tabell 2.1 Inndeling av relevante marine økosystemtjenester

Støttende ØT	Regulerende ØT	Produserende (forsynende) ØT	Kulturelle ØT
• Ivareta habitater for migrerende arter • Opprettholde genetisk variasjon	• Klimaregulering • Moderere ekstremhendelser • Behandling av avfall/avløpsvann • Biologisk kontroll	• Mat • Vann • Råmaterialer • Genetiske ressurser • Medisinske ressurser • Dekorative ressurser	• Rekreasjon og turisme • Estetiske verdier • Inspirasjon for kultur, kunst og design • Spirituell erfaring • Informasjon for kognitiv utvikling (vitenskap og utdanning)

Kilde: Basert på MAES (2012) og TEEB (2010).

⁹ Det finnes flere inndelinger av økosystemtjenester, og det diskuteres både internasjonalt og i Norge hvilken inndeling man bør benytte. En oversikt over ulike tilnærminger er gitt bl.a. i MAES (2012).

Figurene 2.1 og 2.2 (ovenfor) illustrerte sammenhengene mellom de grunnleggende biologiske strukturer og prosesser, funksjonene disse har og de tjenester som danner grunnlag for vår velferd.¹⁰

2.4.2 Økosystemtjenester fra Barentshavet - Lofoten

Produserende økosystemtjenester

De produserende økosystemtjenestene representerer de mest kjente og synlige goder og tjenester fra havet, blant annet fisk, og skalldyr til menneskemat, men også genetiske ressurser og mulige medisinske ressurser, innbefattet ressurser til farmasøytisk og bioteknologisk industri. Kommersielt fiske og akvakultur er blant de tjenestene som oftest verdsettes i kroner og øre. Av de øvrige tjenestene er det de i kategorien "råvarer", som er best undersøkt og enklest kan prissettes i kroner. Det omfatter for eksempel fisk som lodde som inngår som en viktig bestanddel i fiskemel, og fiskeolje som brukes til fôr i oppdrett og husdyrhold.

De øvrige produserende godene og tjenestene representerer i stor grad mulige fremtidige bruksverdier. Det gjelder for eksempel genetiske ressurser og medisinske ressurser (for farmasøytisk, kjemisk og bioteknologisk industri). Dette er områder der det satses betydelige midler i dag, men der verdiene i liten grad har materialisert seg.

Kulturelle økosystemtjenester

Kulturelle økosystemtjenester inkluderer tjenester som rekreasjon og turisme, estetiske verdier og ikke-bruksverdier ("havets testament").

Turisme og rekreasjon knyttet til hav og kyst forutsetter i stor grad at det finnes en ren, fin kyst å reise til, og klart vann for å bade, padle, seile osv., og ressurser som fisk, fugl og hval for fiske, jakt og havsafari. Det er betydelige rekreasjonsinteresser knyttet til Barentshavet – Lofoten. Imidlertid finnes det lite datagrunnlag knyttet til utbredelsen av ulike aktiviteter, og hvor mange rekreasjonsdager som utøves for eksempel med fiske, jakt, fugletitting, opphold ved kyst og hav etc.

Øvrige tjenester som estetiske verdier og verdien av hav som grunnlag for kultur, kunst og design, er viktige verdier knyttet til marine områder, men dette er verdier som er potensielt vanskeligere å verdsette i kroner, enn rekreasjon og turisme.

Støttende økosystemtjenester

De støttende økosystemtjenestene er grunnleggende for alle de andre, og ivaretagelse av disse økosystemtjenestene er derfor helt avgjørende for bærekraften til økosystemet. Fotosyntesen gir primærproduksjon. De to økosystemtjenestene som har størst innvirkning på primærproduksjonenes størrelse, er det biogeokjemiske kretsløpet (særlig næringsstoffenes, vannets og karbonets kretsløp), og havets evne til å regulere klimaet. Bevaring av leveområder (habitat) for ulike arter og ivaretagelse av genetiske ressurser er viktig grunnlag for opprettholdelse av

¹⁰ Med velferd menes her «velferd» i økonomisk forstand, dvs. «samlet nytte», der både «vanlige goder» som melk og brød og miljøgoder og -tjenester (i form av økosystemtjenester) inngår i nytte/velferdsfunksjonen.

biologiske mangfold, og samlet gir disse støttende økosystemtjenestene opphav til de ulike varer og tjenester som er til direkte nytte for menneskene.

Regulerende økosystemtjenester

De regulerende økosystemtjenestene omfatter blant annet klimaregulering, demping av ekstremhendelser som flom og oversvømmelser og behandling av avløpsvann.

Verdiene av støttende og regulerende tjenester i økonomisk forstand fremkommer først og fremst ved at disse tjenestene legger grunnlag for andre tjenester, som mer direkte inngår i vår velferdsfunksjon. Men en del av de regulerende tjenestene har også mer direkte økonomisk verdi. Et uttrykk for verdien av regulerende tjenester kan for eksempel innhentes ved å se på hva disse regulerende tjenestene i form av havets renovasjons- og nedbrytingskapasitet kan spare samfunnet for ved at man slipper å bygge renseanlegg eller rense utslipp på andre måter. Havet har blant annet en stor evne til å binde klimagassen CO₂, og man kan regne en verdi på det CO₂ som havet binder ved å benytte fremtidige kvotepriser eller lignende. Både for CO₂ og andre regulerende (renovasjonstjenester) må man imidlertid være klar over at renovasjonskapasiteten er begrenset, og hvis man overskrider denne kapasitetsgrensen, kan det få uheldige følger.

2.5 «Total samfunnsøkonomisk verdi»

I samfunnsøkonomisk teori er det tradisjonelle verdibegrepet total samfunnsøkonomisk verdi («Total Economic Value»: TEV). «Total» viser til at vi ikke kun inkluderer den økonomiske verdien av den direkte bruken av tjenester og produkter fra økosystemene, men også økosystemenes økonomiske verdi knyttet til indirekte bruk og ikke-bruksverdier.

Ved økonomisk verdsetting av økosystemene finner en (hele eller deler av) verdien av en *endring* i kvaliteten eller mengden av økosystemtjenestene.¹¹ Det er denne tilnærmingen som brukes i samfunnsøkonomiske analyser, herunder nyttekostnadsanalyser. Her ønsker man å beregne den samfunnsøkonomiske verdien (TEV) av de endringene som et prosjekt medfører, sammenlignet med utviklingen uten prosjektet. TEV er da summen alle økonomiske verdier som stammer fra endringene i økosystemtjenestene.

Det er TEV som skal inngå i en eventuell samfunnsøkonomisk analyse. Verdien (TEV) kan påvirkes som følge av ulike konkrete tiltak eller forvaltningsvalg (for eksempel ta ut mer eller mindre fisk, bygge ut havvind, verne korallrev, storstilt produksjon av biomasse til bioenergi) som har virkninger for økosystemtjenestene.

TEV deles oftest inn i henholdsvis bruksverdier (direkte- og indirekte verdi) og ikke-bruksverdi (eksistens- og bevarings/arveverdi) som vist i Boks 2.3.¹²

¹¹ Det ikke alltid klart hvordan noen av de underliggende (mellom-) tjenestene skal skilles fra slutt-tjenester, så for å unngå risiko for dobbelttelling er det fornuftig å legge vekt på verdien av slutt-tjenestene.

¹² Opsjonsverdi er noen ganger inkludert i oversikter som del av TEV. Opsjonsverdi er tenkt som et uttrykk for betalingsvillighet for å bevare et gode for å kunne bruke det en gang i framtiden, dvs. en type bruksverdi. Det er imidlertid diskusjon om hvorvidt opsjonsverdi kan regnes som en egen verdi som skal inkluderes som del av TEV. Det fleste mener at den ikke bør inkluderes, og at både fortegn og størrelse på en slik eventuell verdi dessuten er usikker (se for eksempel Hanley og Barbier 2009 eller Freeman 2003).

Boks 2.3 Total samfunnsøkonomisk verdi kan deles i flere deler.

Total samfunnsøkonomisk verdi (TEV) består av følgende deler:

- **Bruksverdi:** Med *bruksverdi* menes verdier knyttet til bruk av godet
Bruksverdien kan deles i henholdsvis *direkte-* og *indirekte verdi*:
 - *Direkte bruksverdier* vi får fra marine økosystemer er for eksempel verdien av fiskeriressurser og andre arter med kommersiell verdi, samt rekreasjonstjenester som bading, dykking, hvalsafari osv.
 - *Indirekte bruksverdi* refererer til nytte som er relatert til tjenester vi får fra funksjonen av marine økosystemer og overlevelse av marine ressurser, selv om disse ikke har noen direkte kommersiell verdi.
- **Ikke-bruksverdi** er verdien av godet/økosystemtjenesten uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare den for seg selv og andre i dag (*Eksistensverdi*) og for fremtidige generasjoner (*Bevarings- eller arveverdi*). Eksistensverdien referer til nytten som oppstår ut fra vissheten om at marine økosystemer er beskyttet og vil fortsette å eksistere. Bevaringsverdier referer til nytten som oppstår for et individ ut fra kunnskapen om at fremtidige generasjoner også kan ha glede av eksistensen av marine økosystemer.

Kvasi-opsjonsverdi kan sees som en korreksjonsfaktor til TEV når man har med irreversible inngrep å gjøre, for eksempel utryddelse av arter, eller endring av økosystemer utover det nivået der de kan komme tilbake til tidligere tilstand. Kvasi-opsjonsverdien er verdien av ikke å gjennomføre irreversible tiltak for dermed å kunne utnytte økt fremtidig informasjon (Arrow & Fisher 1974).

2.6 Økosystemtjenester og verdiskaping

2.6.1 Innledning

Dette delkapittelet gir en kort oversikt over verdiskaping knyttet til havområdene utenfor de tre nordligste fylkene; Nordland, Troms og Finnmark. I tråd med mandatet, er hensikten ikke å gå i detalj, men å gi en oversikt. Det er andre utredninger som del av denne kunnskapsinnhenting og den som er gjennomført av Olje- og energidepartementet, som går mer i dybden på temaet verdiskaping.

2.6.2 Økosystemtjenester, verdiskaping og påvirkning på miljøtilstand

Økosystemene og økosystemenes produkter og tjenester inngår i mange tilfeller sammen med arbeidskraft og kapital for å «produsere» mange av de produktene og tjenestene som bidrar til vår velferd. I slike tilfeller, er det ikke riktig å tilegne den totale verdien (eller verdiskapingen) kun til naturens bidrag. Dette ville i så fall overvurdere naturens bidrag til total økonomisk verdi og verdiskaping.

Det er også verdiskaping knyttet til havområdet og kystnære områder som ikke er basert på det som f.eks. i TEEB-sammenheng anses som økosystemtjenester, men som kan påvirke dem (som for eksempel offshore vindkraft). Vi vil starte med en gjennomgang av verdiskaping i tradisjonell forstand knyttet til havområdet.

Det er sektorene fiske og fangst, akvakultur, petroleum, skipsfart og reiseliv som i dag står for det som regnes som verdiskaping i BNP, knyttet til Barentshavet-Lofoten. I tillegg kommer

bioprospektering og mulig utnyttelse av offshore vindkraft og mineralutvinning. Petroleumssektoren, energiforsyning til havs (offshore vindkraft), skipsfart og mineralutvinning regnes, som nevnt, vanligvis ikke som sektorer som foredler økosystemtjenester. Kunnskap om verdiskaping i disse sektorene er imidlertid nødvendig både fordi de i sterk grad kan påvirke økosystemtjenester (for eksempel bruker havets renskapasitet) og fordi verdiskapingen i disse sektorene er (potensielt) meget stor.

Dette har betydning for avveining mellom sektorer og økosystemtjenester, og når man skal beregne kostnader ved eventuelle restriksjoner innen disse sektorene for å fremme forekomst og forsyning av økosystemtjenester. Det er også interessant at virksomheten i en del av disse sektorene ikke eller i svært liten grad påvirkes av miljøtilstanden i havområdet. Det gjelder petroleumsvirksomhet og eventuell annen produksjon eller forsyning av mineraler, forsyning av areal og vannveier til skipsfart, og energiproduksjon til havs (vindkraft, samt bølge- og tidevannskraft dersom det skulle bli aktuelt).

Av de sektorene der verdiskaping er basert på økosystemtjenester og som vanligvis måles i pengeverdi basert på priser i markeder, er det bare fiskeri, akvakultur og til en viss grad turisme og reiseliv som blir påvirket negativt av forringet miljøtilstand som følge av norsk virksomhet i ulike sektorer og som følge av internasjonale tilførsler og endringer (f.eks. klimaendringer¹³, tilførsler av fremmede arter med havstrømmer og internasjonal skipsfart osv.). I tillegg er det en rekke andre økosystemtjenester som blir negativt påvirket som ikke vanligvis inngår i oversikter over verdiskaping. De tjenestene som påvirker og/eller påvirkes av miljøtilstand, vil også i stor grad påvirke og/eller påvirkes av uttak/bruk av andre økosystemtjenester fordi mange økosystemtjenester påvirkes av endringer i miljøtilstand.

Vi vil i kapittel 3 komme tilbake til om vi kan si noe generelt om hvordan bruk/utnyttelse av ulike økosystemtjenester (og sektorer) påvirker hverandre. Det kan også være sektorer eller aktiviteter som påvirker og påvirkes av hverandre selv om de ikke påvirker eller påvirkes av miljøtilstand og økosystemtjenester, f.eks. fordi de konkurrerer om samme areal.

2.6.3 Verdiskaping knyttet til havområdet

De viktigste næringsaktivitetene i havområdet er i dag fiskerier, skipstrafikk og petroleumsvirksomhet, men det er også andre næringer som reiseliv og marin bioprospektering, samt mulig fremtidige næringsaktiviteter som havenergi, bioenergi basert på alger og mineralletting på havbunnen.

Hovedpoenget med å forsøke å kvantifisere og anslå verdien av flest mulig av gevinstene eller verdiskapingen knyttet til aktiviteter og næringsvirksomhet i Barentshavet - Lofoten, er å synliggjøre avveininger mellom ulike typer næringsaktivitet og økosystemtjenester, og eventuelt avveininger mellom bruk og forsyning av ulike økosystemtjenester. De næringer og aktiviteter som står for verdiskaping i tradisjonell forstand (bruttoprodukt som inngår i bruttonasjonalproduktet) er kort presentert nedenfor.

Fiskerier

Den direkte betydningen av fiskeri- og havbruksnæringen målt i verdiskaping (bidrag til BNP) er beregnet til 18 milliarder kroner på nasjonalt nivå i 2009 (Meld.St. 10 (2010-2011)). I tillegg til fiskeri, havbruk, fiskeforedling og grossistledd, bidrar fiskeri- og havbruksnæringen med ringvirkninger i andre sektorer, som teknologiarbeidsplasser i form av lokal verftsindustri, og leverandører av diverse teknisk utstyr. Den samlede eksportverdien fra fiskeri- og havbruksnæringen var på 44,7 milliarder kroner i 2009 og 53,8 milliarder kroner i 2010.

¹³ Varmere hav som følge av klimaendringer kan også øke produktiviteten i fiskeriene.

Totalt ble det landet ca. 1,1 millioner tonn fangstet vill fisk og skalldyr i 2010. Den totale verdien av fangst landet i de tre nordligste fylkene utgjorde i 2010 6,65 milliarder kroner (Sandberg m.fl. 2012). Totalt ble det solgt 373 000 tonn oppdrettet fisk (rund vekt) fra oppdrettere i Nordland, Troms og Finnmark i 2010. Nordland var i 2010 det største oppdrettsfylket i Norge med 205 000 tonn slaktet oppdrettsfisk. Totalt utgjorde oppdrettsfisken en førstehandsverdi på 11,3 milliarder kroner i de tre nordligste fylkene. Oppdrett av laks og ørret står for det aller meste av denne verdien, øvrige arter stod for en verdi på ca. 227 millioner kroner i 2010. Nøkkeltall for sjømatnæringen i Nord-Norge i 2010 er gjengitt i Tabell 2.2 nedenfor.

Tabell 2.2 Nøkkeltall for sjømatnæringen i Nord-Norge i 2010*

	Finnmark	Troms	Nordland	Sum Nord-Norge
Havbruk				
Salg fisk fra akvakultur (Tonn)	57 937	110 520	205 125	373 582
Salg fisk fra akvakultur (Mill NOK)	1 835	3 460	6 015	11 310
Salg av skjell og skalldyr (Tonn)	47	1	587	635
Salg av skjell og skalldyr (1000 NOK)	6 943	3	2 291	9 237
Fangst				
Fangstmengde, (Tonn)	255 320	365 534	517 340	1 138 194
Fangstverdi (Mill NOK)	1 686	2 461	2 501	6 648

* Dette er tall for fisk som er landet i de tre nordligste fylkene. Noe fiske fra Barentshavet – Lofoten kan være landet i andre fylker.

Kilde: Sandberg m.fl. (2012).

Kjerneaktiviteten i sjømatnæringen i Nord-Norge stod for en verdiskaping på ca. 10,6 milliarder kr i 2010. Denne fordelte seg med 4,2 milliarder kr innen fiske og fangst, 4,4 milliarder innen akvakultur, 1,8 milliarder innen fiskeforedling og 0,2 milliarder kr innen eksport/handelsledd. Disse kjerneaktivitetene medførte gjennom ringvirkninger i andre bransjer i Norge en verdiskaping i form av bidrag til BNP på 6,2 milliarder kr i 2010. Kjernevirksomheten i sjømatnæringen i Nord-Norge skapte ca. 9750 årsverk i 2010, mens det ble skapt ca. 7400 årsverk i andre bransjer i Norge som følge av denne virksomheten (Sandberg m.fl. 2012).

Reiseliv

Reiselivsnæringen er en fellesbetegnelse på bransjer der salget til reisende utgjør en betydelig del av produksjonen. Overnattings-, transport- og opplevelsesbedrifter er deler av reiselivsnæringen. Reiselivsnæringen lever av og bidrar til å opprettholde levende kystsamfunn langs norskekysten. Kystmiljøet, fjordene og havområdene anses å ha et stort potensial i reiselivssammenheng. Økt antall reisende i en region har ringvirkninger utover den direkte verdiskapingen som skjer i reiselivsbedriftene, spesielt innen varehandel.

Statistisk sentralbyrås rapport om reiselivsnæringen (SSB 2010) viser at denne næringen relativt sett utgjør en større del av de tre nordligste fylkenes totale produksjon enn den gjør i landet for øvrig. Det samlede turistkonsumet i Nord-Norge ble i 2009 beregnet til å være ca. 19 milliarder kroner. Denne summen fordeler seg på de tre fylkene med 8,6 milliarder kroner i Nordland, 6,6 milliarder kroner i Troms og 3,8 milliarder kroner i Finnmark.

Reiselivsnæringen i Nord-Norge sysselsetter ca. 18 000 personer i de tre nordligste fylkene, halvparten er sysselsatt i Nordland, en tredjedel i Troms og en sjettedel i Finnmark. Reiselivsnæringen er relativt sett viktigere for sysselsettingen i Nordland, hvor 8,6 prosent av totalt antall sysselsatte arbeider innenfor reiselivsnæringen enn i Troms og Finnmark, der henholdsvis 5,7 og 6,9 prosent er sysselsatt i denne næringen.

Antall gjestedøgn i de nordligste fylkene har økt med 5,9 prosent fra 2005-2009. Etter å ha tapt markedsandeler fra 2003 til 2007 har Nord-Norge igjen tatt markedsandeler av det samlede norske overnattingsmarkedet de siste årene (Meld.St. 10 (2010-2011)). Enkelte regioner i området har hatt en særlig markant vekst i de siste årene. Det gjelder spesielt Lofoten som i perioden 2005-2009 hadde en økning i totalt antall gjestedøgn på 34,6 prosent (Meld. St. 2010-2011).

Dersom deler av natur- og kulturlandskapet i Lofoten kommer på UNESCOs liste over natur- og kulturarv av enestående verdi, vil dette kunne ha en positiv virkning for en allerede raskt voksende reiselivsnæring i området. På Vega-øyene har man sett en seksdobling av antall besøkende fra da området ble innskrevet på verdensarvlisten i 2004, fram til 2009 (Meld. St. 10 (2010-2011)). Lofoten har en betydelig vekst og regionen vokser sterkt innen ferie- og fritidsmarkedet. Veksten i Lofoten innen ferie- og fritidsmarkedet vært på 60% siden 2000, i følge Midtgard m.fl. (2012). Mye av denne veksten er sentrert i Vågan kommune, som også er området for en av våre eksempelstudier. Vintersesongen har hittil hatt mindre vekst, mens det er sommersesongen som hovedsakelig øker.

Sjøfisketurisme

I følge Borch m.fl. (2011) er det ikke mulig direkte å identifisere reiselivsbedrifter som tilbyr tilrettelegging for fritidsfiske til turister ut fra norsk offentlig statistikk. Hos Statistisk Sentralbyrå er bedrifter som tilbyr fiske til turister plassert i kategoriene aktivitetsarrangør, opplevelsesaktivitet, campingplasser og hotellvirksomhet. Borch m.fl. (2011) gjennomførte datainnhenting på ulike måter for å forsøke å anslå verdiskaping og ringvirkninger fra dette turistsegmentet. De fant at denne delen av norsk reiselivsnæring totalt tilbyr 14 968 senger og 2 369 utleiebåter på landsbasis. Det totale antall gjestedøgn i disse bedriftene er 1 257 577 hvorav 585 033 er fiskegjestedøgn.

Av det totale antall profesjonelle fisketurismebedrifter med både fasiliteter og vertskap på 434, var omtrent halvparten lokalisert i Nord-Norge. Av antallet fiskegjestedøgn, var omtrent halvparten, 262 798, også lokalisert i Nord-Norge. Omsetning for båtutleie og overnatting utgjorde ca. 280 millioner i Nord-Norge (Borch m.fl. 2011). Den totale økonomiske virkningen av sjøfisketurismen for Nord-Norge ble beregnet til 507,3 mill. kroner (hvorav direkte effekter utgjorde 298,9 mill. kroner, mens de sekundære virkningene oppsummeres til 208,4 mill. kroner). Rapporten anslår ikke antall sysselsatte i sjøfisketurismenæringen.

Skipstrafikk

Trafikken av seismikkskip, off-shore forsyningsskip og tankskip har økt betydelig mer enn andre fartøygrupper i perioden 2005-2009, men fra relativt lave nivåer. Tankskipene har også blitt større. Fiskefartøy sto for de fleste skipsbevegelser i 2008 med ca. 58 prosent av den totale utseilte distansen i området. Mer enn 80 prosent av all utseilt distanse for skip over 10 000 bruttotonn i planområdet foregår nå i trafikkseparasjonssystemet Vardø-Røst, inkludert nær 100 prosent av all trafikk av tankskip. Den resterende trafikken i området domineres av stykkgodsskip på 1000-5000 bruttotonn, men det er også aktivitet med andre lasteskip, offshore-fartøy og andre servicefartøy. Transitt-trafikken består av de store tank- og bulkskipene til/fra russiske havner. Fram til 2008 har trafikkmengden vært relativt stabil både regnet i lastevolum og antall passerende skip. Lastemengden har vært i størrelsesorden 10 til 12 milliarder tonn per år, og dette volumet er fraktet på 200 til 240 fullastede tankskip. I 2009 steg volumet vesentlig. Mye tyder på at fraktet volum fra denne transportvirksomheten vil fortsette å øke de kommende årene. Gjennomsnittlig størrelse på tankskipene som frakter olje forventes å øke (Meld. St. 10 (2010-2011)).

I Nord-Norge og Nord-Trøndelag har den maritime næringen rundt 700 bedrifter, med en samlet omsetning på rundt 15 milliarder kroner (2007) og rundt 10 000 ansatte. 25 prosent av sysselsettingen er knyttet til fiskerinæringen. Nordland står for 3 milliarder kroner i

verdiskaping, Finnmark og Troms vel 1 milliard kroner hver. Det er ca. 40 operative verft i Nord-Norge som er en del av underleverandørsystemet for skipsfarten.

Petroleumsvirksomhet

Siden oppstart av petroleumsvirksomhet i Barentshavet syd i 1980 og fram til utgangen av 2010 har det i dette området blitt tildelt 79 utvinningstillatelser og påbegynt 85 undersøkelses og -avgrensningsbrønner. 21 letebrønner er påbegynt i 2005 og senere.

Petroleumsvirksomheten omfatter oljeselskap, leverandørindustri og petroleumsrettede forsknings- og utdanningsinstitusjoner. Tilsammen står disse for en vesentlig del av norsk verdiskaping og genererer arbeidsplasser i flere deler av landet (særlig i kystfylkene sør for Sogn og Fjordane). I 2009 sto petroleumssektoren for 22 prosent av verdiskapingen i Norge og samme år utgjorde petroleumseksporten nærmere 480 milliarder kroner. (Meld. St. 10 (2010-2011)).

Fordi petroleumsvirksomheten ikke har eksistert så lenge i Nord-Norge, og bare i lite omfang, er sysselsettingen der som følge av næringen langt under landsgjennomsnittet. I Nord-Norge sysselsetter olje- og gassnæringen i overkant av 2 000 personer, mindre enn én prosent av alle sysselsatte i landsdelen. Aktiviteten og sysselsettingen i næringen i Nord-Norge er imidlertid økende. I alle fylker i Nord-Norge øker den mer enn landsgjennomsnittet, og særlig i Finnmark på grunn av utbygging og drift av Snøhvitfeltet (Meld. St. 10 (2010-2011)).

Menon (2012) anslår for eksempel at verdiskapingen innenfor sektoren maritim, olje og gass i dag utgjør 200 millioner kroner i Lofotens seks kommuner, alle i Nordland fylke (Røst, Værøy, Vågan, Flakstad, Moskenes og Vestvågøy).

Marin bioprospektering

Marin bioprospektering kan beskrives som formålsrettet og systematisk leting etter bestanddeler, bioaktive forbindelser eller gener i marine organismer. Marin bioprospektering er ikke en næring i tradisjonell forstand, men aktivitetene kan fremskaffe ulike forbindelser som kan tas i bruk på mange forskjellige næringsområder som for eksempel farmasøytisk industri, næringsmidler, fôr, kosmetikk, bioenergi og petroleumsindustrien.

I Meld. St. 10 (2010-11) ser regjeringen på marin bioprospektering som en kilde til ny og bærekraftig verdiskaping. Verdiskapingspotensialet er vurdert som stort. Regjeringen mener videre at Norges lange kystlinje og våre havområder gir store muligheter med hensyn til ressurstilgang og artsmangfold. Det er så vidt vi vet ikke anslått noen verdi for disse ressursene. Olafsen m.fl. (2012) diskuterer marin bioprospektering som en potensielt viktig næring fram mot 2050.

Off-shore vindkraft

Det er ingen off-shore vindkraftanlegg i drift i Nord-Norge per i dag. I 2010 ble det plukket ut 15 lokaliteter langs norskekysten som kunne være aktuelle for off-shore vindkraft, inkludert flere utenfor Nord-Norge. NVE har utarbeidet en konsekvensutredning av disse 15 lokalitetene, basert på fagutredninger for ulike forhold som kan bli påvirket (som fiskeaktivitet, landskap, reiseliv etc.). Et av de 15 aktuelle anleggene er lokalisert i Lofoten, men dette ble vurdert som mindre aktuelt i konsekvensvurderingen av ulike grunner. Vi kommer tilbake til dette i vår diskusjon av Lofoten-eksemplet.

Mineralutvinning

Kartlegging i regi av MAREANO-programmet har påvist områder med grus og skjellsand på kontinentalsokkelen og kontinentalskråningen i det sørlige Barentshavet og utenfor Lofoten og Vesterålen. Forekomstene ligger på 100-300 meters dyp. Sandlaget her er rikt på karbonat.

Skjellsand er en aktuell ressurs i kystsonen, og kan også tenkes å bli en ressurs på kontinentalsokkelen på lang sikt.

Også grusforekomstene kan ha en potensiell økonomisk verdi på lang sikt. Sørvest for Svalbard går midthavsryggen ganske nær land. Enkelte steder skjer det en aktiv utstrømming av mineralrike væsker som kan gi opphav til mulige fremtidige drivverdige forekomster av metallsulfider. I 2008 ble det oppdaget et område med avsetninger som potensielt kan være økonomisk interessant. Eventuell utvinning av metallsulfider, grus og skjellsand vil først være aktuell på lang sikt, og det er ikke angitt noen verdier for disse ressursene (Meld. St. 10 (2010-2011)).

Oppsummering

Det er sektorene fiske og fangst, akvakultur, petroleum, skipsfart og reiseliv som i dag står for hoveddelen av verdiskapingen i BNP, knyttet til Barentshavet-Lofoten. I tillegg kommer bioprospektering og mulig utnyttelse av offshore vindkraft og mineralutvinning, som næringer med potensial fremover. Ringvirkningene fra flere av dagens næringer i regionen er store. For eksempel, medførte kjerneaktivitetene innenfor sjømatproduksjon i Nord-Norge gjennom ringvirkninger innen andre bransjer i Norge en verdiskaping i form av bidrag til BNP på 6,2 milliarder kr i 2010. Dette er omtrent 60 prosent av verdiskapingen knyttet til kjerneaktivitetene i sektoren. Petroleumssektoren, energiforsyning til havs (offshore vindkraft), skipsfart og mineralutvinning regnes, som nevnt, vanligvis ikke som sektorer som foredler økosystemtjenester. Imidlertid vil aktiviteten i disse næringene faktisk og potensielt påvirke annen verdiskaping som er direkte basert på økosystemtjenester. Vi ser nærmere på hvordan avveiningene kan tenkes å være mellom disse sektorene i kapittel 3. Vi har ikke vurdert verdiskapingspotensial eller ringvirkninger fram i tid generelt for regionen. Dette er temaer for andre deler av kunnskapsinnhenting. I stedet belyser vi spørsmålet om verdiskapingspotensial (og til en viss grad ringvirkninger) i eksempelstudiene.

Ovenfor har vi i hovedsak gjengitt tall for verdiskaping i form av bruttoprodukt, samt noen tall for sysselsetting. Dette er tall som ofte benyttes for å beskrive verdiskaping i ulike sektorer. Dersom vi skal kunne gjennomføre en nytte-kostnadsanalyse f.eks. for å kunne sammenligne gevinster (nytte) i ulike sektorer med de kostnadene de påfører samfunnet i form av miljøkostnader, er imidlertid ikke bruttoproduktet det tallet vi er ute etter. Da er det nettoverdi i sektoren vi ønsker – det vil bl.a. si at overføringer, subsidier etc. må trekkes ut. Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif 2012b) forsøkte å gjøre dette for de aktuelle sektorene i Nordsjøen-Skagerrak, men konkluderte med at det foreligger slike tall kun for fiskerisektoren. Klif har satt i gang et utredningsarbeid for å standardisere hvordan slike tall skal oppgis, men vi har ikke gått nærmere inn på å forsøke å regne om bruttoprodukttallene til netto samfunnsøkonomisk verdi i denne generelle delen av utredningen.

3 Synergier og avveininger i utnyttelse av Barentshavet- Lofoten – prinsipiell og metodisk tilnærming

3.1 Innledning

Dette kapitlet gir en kort overordnet og prinsipiell diskusjon av sammenhengene mellom ulike typer bruk eller utnyttelse av økosystemtjenester og andre naturressurser¹⁴ og eventuelle avveininger som en kan komme til å måtte gjøre. Vi diskuterer så hvordan man kan håndtere slike avveininger ved bruk av samfunnsøkonomisk analyseapparat, supplert med mer dyptgående vurderinger av spesielle forhold som kan være viktige for utnyttelse av økosystemtjenester og naturressurser. Således belyser dette kapitlet problemstillingene 4-6 (om avveininger og eventuelle synergier) og gir noe mer diskusjon av problemstilling 3 (sammenhengen mellom bruk og opprettholdelse av økosystemenes funksjon).

I tråd med avgrensing og vektlegging i denne utredningen, vil diskusjonen i dette kapitlet gi anbefalinger om hvordan man kan analysere og belyse avveininger ved hjelp av samfunnsøkonomisk metode, snarere enn anbefalinger om hvilke beslutninger som burde fattes om utnyttelsen av konkrete økosystemtjenester og naturressurser i Lofoten-Barentshavet.

Hovedformålet med en samfunnsøkonomisk analyse er å klargjøre og synliggjøre konsekvensene for befolkningen av alternative offentlige tiltak eller valg, som del av beslutningsgrunnlaget. Samfunnsøkonomisk analyse gir ikke en normativ beslutningsregel, fordi beslutningstagerne også kan være opptatt av andre hensyn enn dem som påvirker samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

Det er fire hovedtyper avveininger som er sentrale:

- 1) **Mellom tjenester/goder:** Bruk og forvaltning fremmer en eller noen få tjenester eller bruksområder, på bekostning av andre tjenester og bruksområder.
- 2) **Over tid:** Forvaltning som gir gevinster eller fordeler på kort sikt, men ulemper og kostnader på et senere tidspunkt (eller omvendt). For forvaltning og bruk av naturressurser er det særlig litt lengre tidshorisont en kan være opptatt av, gjerne flere generasjoner. Et nøkkelord er bærekraft av økosystemer over tid.
- 3) **Mellom interessenter:** Prioritering av bruksområder som er viktige for noen interessentgrupper fremfor andre. Hvis slike avveininger må gjøres, vil det typisk være noen interessenter som får hoveddelen av nytten og andre som får hoveddelen av kostnaden.
- 4) **Romlig/geografisk:** Ulike typer reguleringer eller forvaltning vil gi nytte og kostnader som er geografisk ulikt konsentrert og fordelt. Noen hav- eller kystområder kan få hoveddelen av nytten, mens andre områder kan få hoveddelen av kostnadene. Videre kan verdifulle ressurser være migrerende, som fiskebestander, slik at tilegning av verdi til ett område, ikke blir riktig.

¹⁴ Vindkraft, mineraler og andre ikke-fornybare naturressurser regnes ofte ikke som økosystemtjenester. Det er ikke avgjørende for diskusjonen i dette kapitlet å benytte denne distinksjonen mellom økosystemtjenester og andre (abiotiske) naturressurser. De inngår alle i det som også kan kalles «naturressurser og miljø» eller «miljøgoder»).

Selv om de fire avveiningene henger nøye sammen, går vi i resten av kapittelet inn på hver av dem etter tur. En kan si at de to første avveiningene konvensjonelt er relativt grundig behandlet i standard samfunnsøkonomiske analyser. De to siste avveiningene har tradisjonelt vært mindre sentrale, siden de begge handler om fordeling, snarere enn effektivitet, i samfunnsøkonomisk forstand. Det betyr at hvor og hvem nytte- og kostnadselementene tilfaller i standard samfunnsøkonomisk analyse ikke påvirker hvorvidt et tiltak blir funnet samfunns-økonomisk lønnsomt eller ikke. Det forutsetter at dagens inntektsfordeling legges til grunn i summering av nytte- og kostnader over berørt befolkning. Og det er dette man implisitt antar ved å summere betalingsvillighet likt over befolkningen (dvs. at en krone for en som er fattig teller like mye som en krone for en som er rik).

Som vi skal komme tilbake til, er ikke verden så enkel, fordi fordeling normalt ikke kan skilles fra spørsmålet om effektivitet (optimal ressursbruk) (NOU 2012). Videre er det slik at selv om de kunne separeres, kan beslutningstakerne ha bestemte preferanser for fordeling (også over tid/generasjoner) og andre faktorer, som bør tillegges vekt i offentlige beslutninger.

3.2 Mellom ulike bruksområder og økosystemtjenester på samme tid

Hva skal vi mene med avveining i denne sammenheng?

En avveining («trade-off») er en situasjon som er slik at en må gi opp noe for å oppnå noe annet. Med andre ord kan en ikke få mer av alt. Anta nå først at vi ser på avveining mellom ulike bruk av naturressurser på samme tidspunkt. (Vi utsetter avveininger over tid til neste underkapittel.) I samfunnsøkonomien kan en illustrere denne type avveining ved begrepet alternativkostnad eller -verdi, som er verdien av det beste alternativet som velges bort. Hvis en for eksempel vurderer å bygge ut et vindkraftanlegg til havs og dette medfører at en ikke kan markedsføre et like godt turistprodukt som før, så betyr det at alternativkostnaden ved å bygge ut vindkraftanlegget er det samfunnet taper ved at turister uteblir hvis en i tillegg antar at dette er den eneste kostnaden). Tilsvarende vil bevaring av havområdet fritt for vindkraft ha en alternativkostnad som tilsvarer netto samfunnsøkonomisk verdi av vindkraftanlegget. Alternativverdien er det en må oppgi og som avveiningen dreier seg om. Hvis en primært er opptatt av samfunnsøkonomisk lønnsomhet, bør en velge alternativet med høyest netto nytte.

Siden det i denne rapporten er lagt spesiell vekt på økosystemtjenester og andre naturressurser, vil vi først ved hjelp av noen enkle diagram illustrere hvordan en kan tolke avveining mellom økosystemtjenester eller mellom økosystemtjenester og andre goder. Vi går så nærmere inn på hvordan avveininger fremkommer i en konkret samfunnsøkonomisk analyse av ulike tiltak eller politiske valg.

Illustrasjon av fysiske og verdimessige avveininger for økosystemtjenester

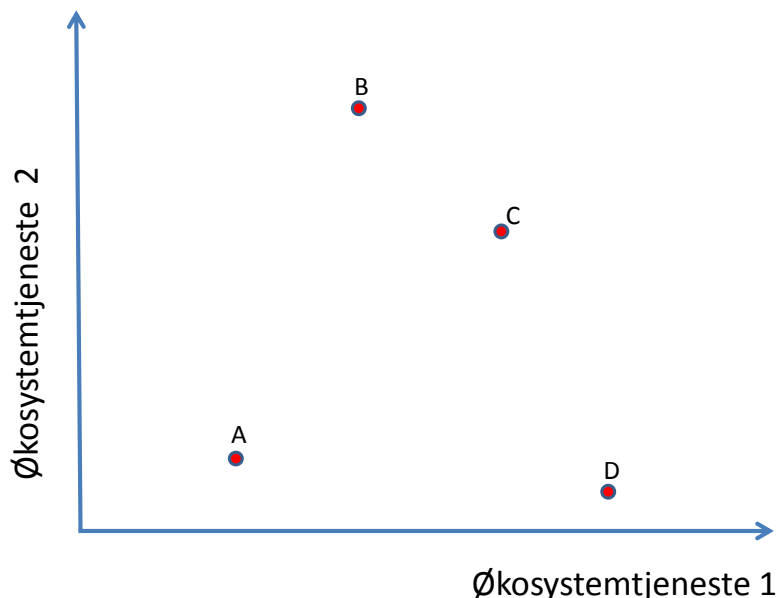
Litteraturen om avveininger mellom økosystemtjenester har til nå hovedsakelig analysert tjenestene målt i fysiske strømmer, for eksempel opptak av CO₂ i havet, vannkvalitet, fiskeproduksjon osv. (Kareiva m.fl. 2011). Det er klart at det kan foreligge rene biologiske avveininger: mer av en tjeneste, kan bety mindre av en eller flere andre tjenester. For eksempel kan økt fiske av en art redusere fisket av en annen art, eller redusere andre typer tjenester i havet. Her er det kompliserte økologiske sammenhenger mellom mange typer forsynende, regulerende og kulturelle tjenester. Hvordan disse sammenhengene er i havet og langs kysten vil

også være avgjørende for hvordan ulike typer bruk påvirker økosystemenes funksjon. Vi kommer noe tilbake til det i siste underkapittel.

Det som er sentralt for oss i en samfunnsøkonomisk sammenheng, er hva en eventuelt må oppgi av en tjeneste for å oppnå mer av en annen type tjeneste. Denne avveiningen er avhengig av de underliggende fysiske sammenhengene, men også av hvordan tjenestene verdsettes på marginen. Har man mye av en tjeneste – for eksempel store mengder torsk i havet – vil det å få en enda større fiskebestand, kanskje være tilnærmet verdiløst. Det kan for eksempel være begrenset hvor mye mer torsk som kan selges i markedet eller hvor mange flere torskemåltider fiskeren kan spise. Dermed blir avveiningen mellom mer torsk og mindre av en annen tjeneste – for eksempel bevaring av marine naturtyper som kan være sårbare for fiskeredskaper, helt avhengig av hva dagens strøm av tjenester er og hva verdien er på marginen for begge tjenester.

En enkel figur kan illustrere poenget (basert på Polasky m.fl. 2011). Anta at det er fire politiske valg, reguleringer eller tiltak som vurderes for et bestemt hav- eller kystområde (punktene A, B, C og D i figuren) og at implementeringen av disse innebærer samme kostnad. Anta videre for enkelhets skyld at det bare er to økosystemtjenester eller typer bruk beslutningstager bryr seg om, for eksempel utbygging av et vindkraftanlegg til havs og utvikling av et turistprodukt som er avhengig av urørt natur. Disse to tjenestene er markert som økosystemtjeneste 1 og 2 på de to aksene i Figur 3.1. Med andre ord vil hver av de fire alternativene gi fire forskjellige kombinasjoner av de to typene økosystemtjenestestrømmer. Vi kan tenke oss at aksene viser enten fysiske størrelser eller økonomiske størrelser (kroner).

En kan umiddelbart se at alternativene B og C er foretrukket fremfor alternativ A, siden en får mer av begge økosystemtjenester. Hvis en i stedet skulle velge mellom B, C eller D (eller mellom A og D) står en derimot overfor avveininger: hvert alternativ gir mer av én tjeneste, og mindre av den andre.

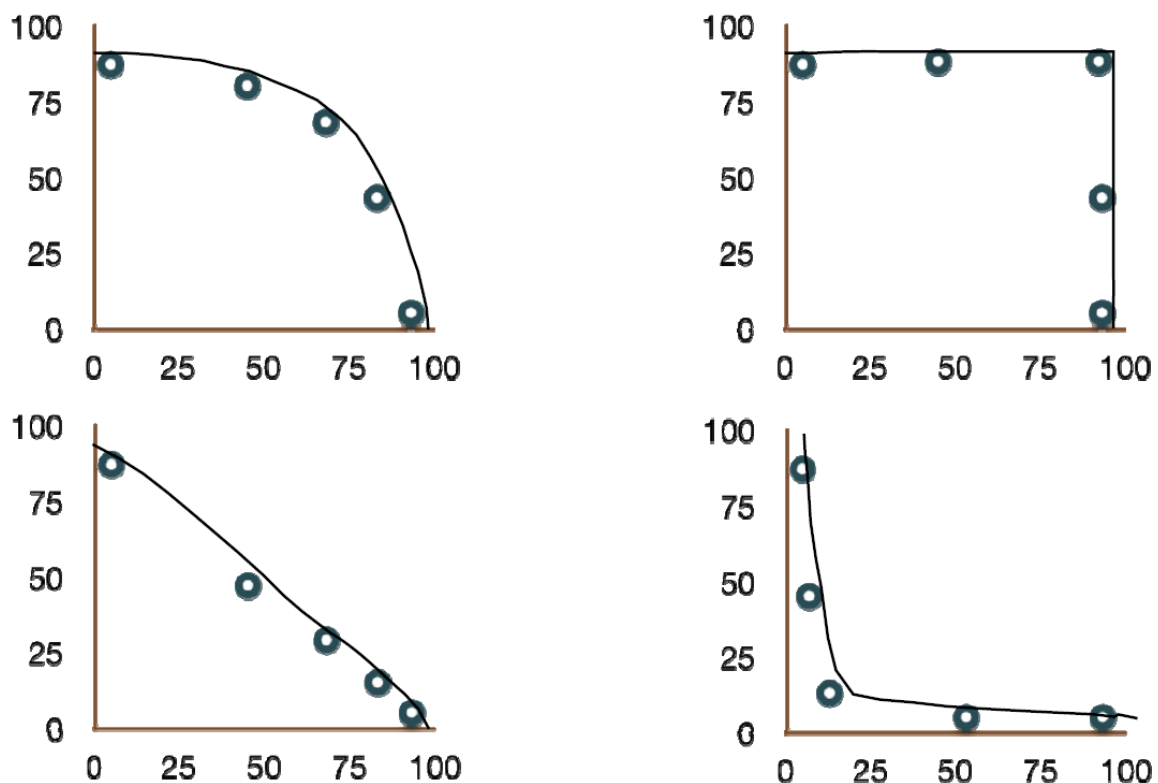


Figur 3.1 Stilisert eksempel på kombinasjoner av nivå på to økosystemtjenester under fire hypotetiske forvaltningsalternativer.

Kilde: Basert på Polasky m.fl. (2011)

Hvis en i stedet befant seg i en situasjon A, vil det i vår illustrasjon ikke medføre noen avveining å velge alternativ B eller C, siden disse alternativene gir mer av begge tjenester.

Hvis vi tenker oss et sett med forvaltningsalternativer som gir de mest effektive kombinasjonene av de to økosystemtjenestene, kan man trekke en linje mellom disse alternativene som definerer en «efficiency frontier», produksjonsmulighetskurven for økosystemtjenester. Disse forvaltningsalternativene er definert ved at man ikke kan oppnå (produsere) mer av den ene tjenesten, uten å redusere (produsere mindre av) den andre, dvs. man står overfor en avveining. Figur 3.2 illustrerer fire forskjellige tenkte sammenhenger mellom par av økosystemtjenester. En kan tenke seg tjenestene målt som fysisk enhet (CO₂-opptak, rekreasjonsdager, fiske i tonn osv.) eller i kroner. En kan også tenke på verdiskaping eller en annen størrelse på førsteaksen for å forestille seg hvordan marginalavveiningen vil kunne se ut.



Figur 3.2 Avveininger mellom par av økosystemtjenester avhenger av hvordan de påvirker hverandre.

Kilde: Barth m.fl. (ukjent dato).

I diagrammet øverst til venstre vises en forholdsvis typisk sammenheng for par av tjenester (og produksjon av goder).¹⁵ Hvis en er i en situasjon med mye av tjeneste 1, betyr det at man ved å redusere denne litt, kan oppnå mye mer av tjeneste 2. Denne såkalte marginale transformasjonsraten mellom tjenestene avtar når tjeneste 1 går ned og tjeneste 2 øker. Dette har analogier i virkeligheten for mange typer økosystemtjenester og kommersiell og ikke-kommersiell bruk av naturressurser. Hvis en for eksempel har vernet mye av et havområde mot fiske og annen kommersiell bruk og sikret en stor, naturlig strøm av regulerende og kanskje

¹⁵ Denne kan tolkes som typisk forløp av «production possibility frontier»-kurven i økonomilærebøkene.

kulturelle tjenester (tenk på tjeneste 1), vil en ved å løsne på vernet for noen områder, kunne gi relativt stor verdi på marginen for annen bruk (dvs. ganske mye mer av tjeneste 2, for eksempel fiske). En kan også tolke det omvendt: en kan oppnå ganske mye av tjenesten på førsteaksen (opp mot 50 punkter i figuren), før en støter på tydelige avveininger i form av gradvis større og større nedgang i den andre tjenesten.

Polasky m.fl. (2011) modellerer for et konkret skogsområde en sammenheng med dette forløpet mellom forventet antall bevarte arter (andreaksen) og mulig verdiskaping eller økonomisk avkastning (førsteaksen) av ulik bruk for det samme arealet. Avkastningen er utregnet basert på alternative typer arealbruk (landbruk, skogbruk, utbygging av boliger og vern). Ulike reguleringsalternativer gir forskjellige kombinasjoner av bevarte arter og avkastning. Deres beregninger viser at ved å redusere kravene til avkastning *litt*, kan en bevare et mye større antall arter. En annen måte å se det på, er at det er svært kostbart å verne de siste artene – alternativkostnaden øker på marginen når antall arter som bevares går opp og nærmer seg det maksimale en kan få til på det aktuelle arealet. En generell lærdom en kan trekke fra dette eksemplet, der kurven har et slikt forløp, er at en ofte får mest velferd ut av å ha noe produksjon av begge typer tjenester – dvs. ikke prioritere hardt det ene eller det andre.

Dette avveiningsmønsteret forutsetter substitusjon, og vil kunne gjelde avveining mellom ressurser/tjenester der ingen av de berørte alternativene er kritiske for økosystemene. På mikronivå vil man forholdsvis sjelden støte på ressurser/tjenester som er «kritiske» i en samfunnsøkonomisk sammenheng. Men summen av samtidige mikroavveininger kan gå ut over kritiske grenser. Dette er et grunnleggende problem som kan tilsi behov for mer overordnede tilnærminger som marine forvaltningsplaner eller strategiske analyser. Dette er nærmere diskutert i kapittel 3.6.

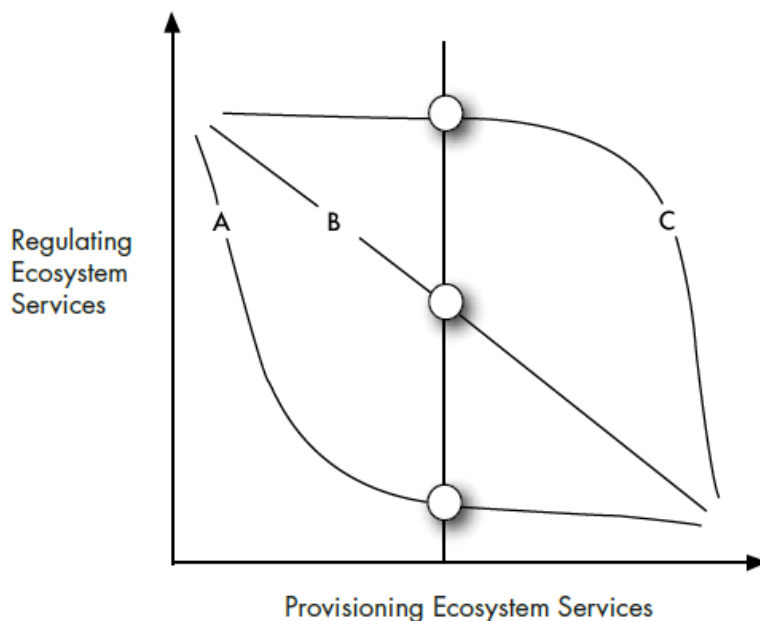
Illustrasjonen øverst til høyre i Figur 3.2 viser en situasjon der det ikke er avveining mellom de to tjenestene, innenfor et rimelig intervall (opp til 100 punkter i diagrammet). En kan øke bruken av den ene uten at det går på bekostning av den andre. Analogien til praktisk forvaltning er at det er mange tjenester som ikke er direkte knyttet sammen eller der det er små påvirkninger mellom dem. En kan tolke det som et mulighetsområde der en kan øke bruken eller verdiskapingen basert på en ressurs i et ganske stort intervall, uten at det påvirker andre tjenester. Imidlertid, er det slik her at en utvidelse utover 100 i diagrammet utraderer den andre tjenesten fullstendig.

Illustrasjonen rett under til høyre i samme figur er et nærmest motsatt tilfelle, der valget grovt sett står mellom den ene eller den andre bruken. Med andre ord utelukker prioritering av den ene tjenesten (nesten) fullstendig den andre. I noen tilfeller vil en i praksis kunne støte på denne type avveining, for eksempel ved å reservere et areal til én type bruk som så utelukker annen type bruk eller tjeneste. Imidlertid kan en tenke seg at avveiningen blir mer som en buet kurve, hvis en ser på et større geografisk område der et område settes av til en type bruk og et annet areal til noe annet.

Den siste illustrasjonen i Figur 3.2 (nederst til venstre) viser en mer eller mindre lineær sammenheng: «bytteforholdet» mellom tjenestene er omtrent det samme uavhengig av hvor mye en har av den ene eller den andre tjenesten. Dette er ikke et typisk forløp mellom tjenester.

Figur 3.3 oppsummerer det samme på et mer generelt nivå, tre mulige sammenhenger mellom regulerende tjenester (andreaksen) og forsyvende/produserende tjenester (på førsteaksen). En endring i de forsyvende tjenestene vil påvirke de regulerende tjenestene ulikt avhengig av

hvilken av de tre kurvene som gir det mest riktige bildet av den virkelige sammenhengen mellom dem. For kurve C, for eksempel, kan en ta ut mye av den produserende tjenesten, før den regulerende tjenesten begynner å gå (kraftig) ned.



Figur 3.3 Potensiell avveining mellom forsyvende og regulerende økosystemtjenester.

Kilde: Elmqvist m.fl. (2011). Se også side 82 i Kumar (2010) der den samme figuren diskuteres.

Diskusjonen over illustrerer noen generelle poeng med hensyn til avveininger, som vi summerer opp her:

- **Er avveiningene reelle eller er det snakk om «skinnavveining»?** I mange tilfeller kan en i praksis befinne seg i en situasjon som punkt A i Figur 3.1 (eller som illustrasjonen øverst til høyre i Figur 3.2). Det er med andre ord mulig å øke strømmen av flere tjenester samtidig, uten at det går på bekostning av andre tjenester. Det er verdt å undersøke denne typen synergi eller «vinn-vinn» og identifisere om det er reelle avveininger det er snakk om.
- **Bytteforhold på marginen er sentralt:** Hvis det er stor strøm av en tjeneste, kan det i mange tilfeller være slik at en liten reduksjon i denne betyr relativt stor økning av en annen. Det er bytteforholdet på marginen som betyr noe. Hvilket punkt på kurven en velger avhenger av samfunnets relative verdsetting av den ene tjenesten sammenlignet med den andre. Ved et typisk forløp av produksjonsmulighetskurven (buet utover) vil en hjørneløsning, der en kun har mye av den ene eller andre tjenesten, sjelden være fornuftig samfunnsøkonomisk sett. Det er bedre å ha noe bruk eller produksjon av begge tjenester.

- **Sammenhengene mellom tjenester er komplisert:** Sammenhengen mellom ulike typer økosystemtjenester kan ta mange forskjellige forløp, og kompliseres ytterligere av at det ikke bare er samspill mellom par av tjenester.¹⁶

Diskusjonen ovenfor har brukt avveininger mellom par av økosystemtjenester som eksempel. Men denne typen avveininger eksisterer selvfølgelig ikke bare mellom økosystemtjenester, men også mellom økosystemtjenester og andre goder i samfunnet. Dette ble illustrert med eksemplet til Polasky m.fl. ovenfor, der alternativkostnaden i form av tapt avkastning på et landareal avveies mot antall arter som kan bevares.

Modellering av økosystemavveininger fra litteraturen

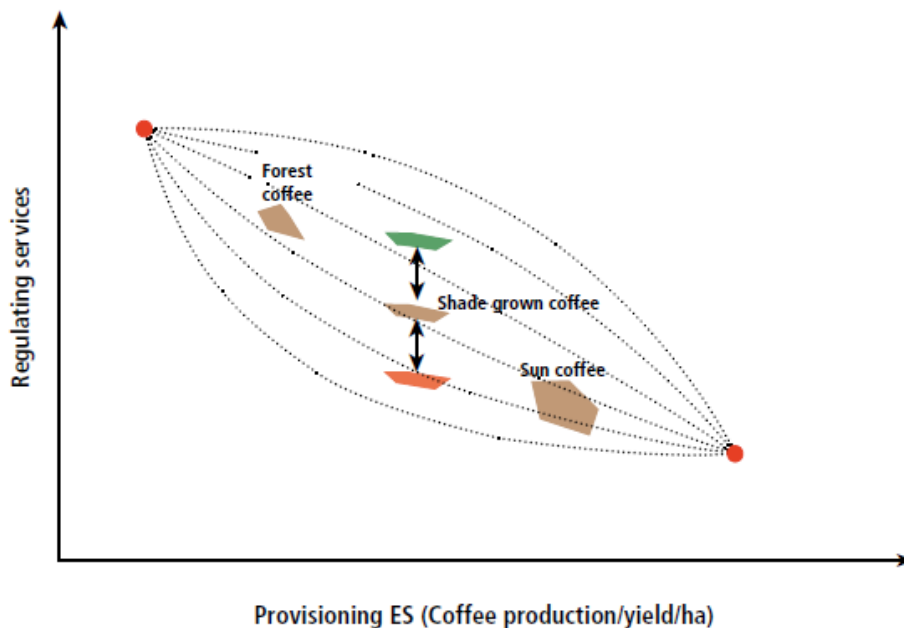
I litteraturen om økosystemtjenester, er det flere som forsøker å beregne og modellere sammenhenger mellom flere økosystemtjenester og ulike «efficiency frontiers» (se for eksempel Kareiva m.fl. 2011; Naidoo og Rikckets 2006). Dette gir en god mulighet til å belyse avveininger.¹⁷ De aller fleste av disse eksemplene er gjort for landbasert forvaltning, ikke for hav og kyst. Vi gjengir likevel et illustrativt eksempel fra litteraturen her som eksempel på hvordan en konkret kunne illustrere avveininger innenfor et samfunnsøkonomisk rammeverk.

Betrakt først et konkret eksempel i Figur 3.4 fra Elmqvist m.fl. (2011). De ser på avveiningen mellom tre måter å dyrke kaffe på: (1) dyrking i skogen nærmest «vilt» («forest coffee»), (2) industrielt ved bruk av pestisider og kunstgjødsel osv. («sun coffee») og (3) en mellomting mellom (1) og (2) («shade coffee»).

Mens (1) gir lav produksjon av kaffe og høy produksjon av regulerende tjenester, er det motsatte tilfelle for alternativ (2). I figuren er alternativ (3) illustrert som en mellomting, der ulike måter å dyrke kaffe på innenfor denne brede dyrkingsformen kan ha ulike konsekvenser for de regulerende tjenestene.

¹⁶ Det kan også være slik at sammenhengene ikke er lineære som her, men ikke-lineære. Dette kan bli et problem for den økonomiske analysen (se kapittel 3.6)

¹⁷ Det finnes egne programpakker, for eksempel InVEST, til dette formålet (se <http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>)



Figur 3.4 Et modelleksempel for produksjon av kaffe og opprettholdelse av regulerende tjenester.

Kilde: Elmqvist m.fl. (2011).

Selv om dette kan være en komplisert modelleringsøvelse beheftet med stor usikkerhet, kan det likevel være mye å hente ved å grovkissere sammenhenger mellom viktige typer bruk og økosystemtjenester som er sentrale for ulike forvaltningsalternativer. På denne måten kan man blant annet avsløre om det er en reell avveining man står overfor.

Analyse av avveininger i konkrete nytte-kostnadsanalyser

Nytte-kostnadsanalyser gir grunnlag for den overordnede samfunnsøkonomiske avveiningen mellom forvaltningsalternativer, i form av å søke å beregne nåverdien av netto nytte for hvert alternativ. Den overordnede avveiningen blir tydeliggjort gjennom å forsøke å veie alle nytte- og kostnadskomponenter i en enhet, kroner. Ser en bort fra tidsdimensjonen, er nytte-kostnadsanalysen utformet nettopp for å kunne besvare spørsmålet om hvordan en bør avveie mellom tjenester og goder på samme tidspunkt.

I tillegg til denne overordnede avveiningen mellom hovedalternativer, vil en i standard nytte-kostnadsanalyse også rapportere alle kostnads- og nytte-komponenter for de alternativene som vurderes. Dette gir mulighet for å sammenligne underkategorier av nytte og kostnader.

I nytte-kostnadsanalyser gjennomføres i tillegg ofte sensitivitetsanalyser for å vurdere effekten på ulike nytte- og kostnadskomponenter av å endre sentrale forutsetninger i analysen. Dette er interessant for å belyse hvordan sentrale avveininger påvirkes av usikkerhet eller endrede forutsetninger om fremtiden.

Når deler av nytten og kostnaden vanskelig kan prissettes

Siden naturressurser og økosystemtjenester er så sentrale i denne utredningen, nevner vi her en spesiell utfordring med gjennomføring av en «ideell» nytte-kostnadsanalyse. I NOU (2012) har

mange typiske effekter som inkluderes i nytte-kostnadsanalyser som sparte statistiske liv, reduserte klimagassutslipp, redusert fritid osv., fått anbefalte kalkulasjonspriser for samfunnsøkonomisk verdi eller standardiserte måter for å beregne dem. Men flere nytte- og kostnadselementer, særlig påvirkninger på økosystemer og miljø eller utnyttelse av bestemte typer økosystemtjenester, vil være vanskelig, for ikke å si umulig, å verdsette i kroner i en nytte-kostnadsanalyse.

I noen tilfeller er det vanskelig å anslå de fysiske påvirkningene (for eksempel for fiskebestander, turisme og lignende) mens det finnes markedspriser som kunne blitt brukt til å anslå verdi. I andre tilfeller, kan man anslå endringer i fysiske størrelser, men det finnes ikke relevante markedspriser eller andre priser (for eksempel beregnet i verdsettingsstudier). Det kan også mangle både kvantifiserte fysiske størrelser og egnede priser.

Plussminus-metoden

I mange tilfeller vil man derfor ende opp med flere kategorier av effekter som ikke kan prissettes. Dette ser vi blant annet i alle eksempelstudiene i denne utredningen. Det er ingen enkel løsning på dette problemet utover å beskrive, diskutere og behandle de ikke-prissatte effektene på best mulig måte i analysen, for eksempel ved å følge metodikk for inkludering av ikke-prissatte effekter i nytte-kostnadsanalyser (den såkalte «plussminus-metoden»). Denne metodikken er omtalt i NOU (2012), men nøyere beskrevet i tidligere veiledere i nytte-kostnadsanalyse (se for eksempel SSØ 2010 og Statens Vegvesen 2006). I Statens Vegvesen (2006) er de ikke- prissatte effektene inndelt i fem fagtema (som har sin rot i konsekvens-analyser):

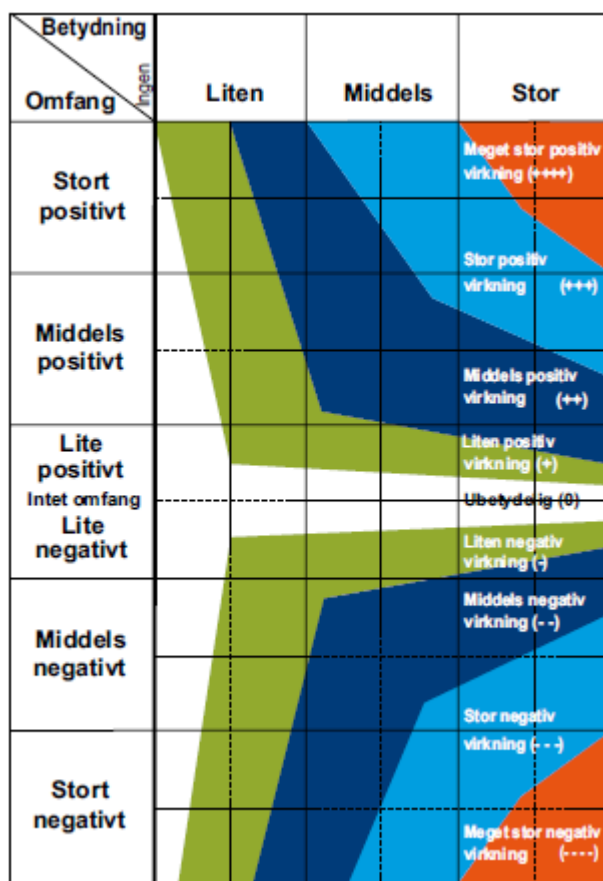
- Landskapsmiljø
- Nærmiljø og friluftsliv
- Naturmiljø, inkludert biologisk mangfold
- Kulturmiljø
- Naturressurser

Ingen av disse kategoriene knyttes foreløpig til økosystemtjenester i dagens veiledere.

Kystverkets veileder i samfunnsøkonomiske analyser (som er under revidering) har knyttet disse fagtemaene til kystrelaterte effekter (se Kystverket 2007 og Magnussen m.fl. 2012). For hver ikke-prissatt virkning (fagtema) som skal utredes, gjøres det en vurdering som inkluderer begrepene verdi, omfang og konsekvens, der:

- **Verdi** uttrykker en vurdering av hvor verdifullt eller betydningsfullt et område/miljø som påvirkes av tiltaket er (skala: liten, middels og stor),
- **Omfang** uttrykker en vurdering av hvilke endringer tiltaket antas å medføre for de ulike områdene/miljøene, og graden av endring (skala: stort positivt til stort negativt)
- **Konsekvens** er et resultat av vurderingen av verdi og omfang.

Konsekvens vurderes ved å sammenholde verdi og omfang. Viften som er vist i Figur 3.5 er en matrise som angir aktuell konsekvens gitt verdi (betydning i figuren nedenfor) og omfang. Konsekvensen angis med en 9-delt skala fra meget stor positiv konsekvens (++++) til meget stor negativ konsekvens (----), der 0 angir ubetydelig konsekvens.



Figur 3.5 Konsekvensviften viser hvordan verdi skal sees i sammenheng med omfang for å komme frem til konsekvens av et tiltake eller en forvaltningsbeslutning.

Kilde: SSØ (2010).

Konsekvensgraden fastsettes for hver ikke-prissatt konsekvens (som er relevant for det aktuelle tiltaket), og en oppsummering for ikke-prissatte konsekvenser kan for eksempel gis i en tabell der konsekvensgraden for de ulike temaene og for eventuelle ulike alternativ gjengis.

For sammenstilling av tiltakets samfunnsøkonomiske resultat er det lagt opp til en trinnvis prosess der en først sammenstiller prissatte virkninger, deretter de ikke-prissatte virkningene og så sammenstiller prissatte og ikke-prissatte virkninger til slutt, for eksempel i tabellformat med kolonner for hvert alternativ.

Implisitt verdsetting

I de tilfeller hvor analysen har funnet at et forvaltningsalternativ gir en eller få sentrale ikke-prissatte effekter, for eksempel negativ påvirkning på en økosystemtjeneste, er et alternativ å vurdere verdien av denne implisitt. Det vil si å vurdere hva verdien av miljøeffekten minst måtte være for at forvaltningsalternativet skulle bli samfunnsøkonomisk ulønnsomt. Med andre ord: hvor stor verdi må vi tillegge de negative miljøeffektene for at netto nytte av forvaltningstiltaket blir null? En kan så vurdere om denne verdien er rimelig eller realistisk, for eksempel ved å se på hvor mye det ville bety i betaling per husstand lokalt eller nasjonalt per år og for hvor lenge. En kan også sammenligne størrelsesordenen med ressurser som går med for å løse sammenlignbare

miljøproblemer. I gruveeksemplet fra Repparfjorden i Nordland er spørsmålet om verdien av de miljøkonsekvensene en kan få ved å deponere avfall fra gruven i fjorden er så store som det en kan tjene ved salg av metallet fra gruven. Den implisitte verdien av disse miljøkonsekvensene kan da sies å være lik verdien av gruveinntektene.

I eksempelanalysene blir de ikke-prissatte effektene inkludert i nytte-kostnadsvurderingen basert på metodikken beskrevet over.

Mulige avveininger mellom sektorer og økosystemtjenester i Barentshavet-Lofoten

Det er krevende å koble den prinsipielle diskusjonen av avveininger ovenfor med en konkret vurdering av ulike typer bruk og forvaltning av økosystemtjenester og naturressurser i Barentshavet-Lofoten. Vi gjør likevel et forsøk på å vurdere sammenhenger, skjematisk og tabellarisk, mellom ulike typer tjenester og bruk. Vi behandler sammenhengene overordnet her mens eksemplene vil gå mer i dybden.

Tabell 3.1 nedenfor viser en oversikt over henholdsvis hvilke økosystemtjenester som bidrar til verdiskaping i ulike sektorer og om disse påvirker og påvirkes av miljøtilstanden. Dette sier noe om i hvilken grad det kan tenkes å være behov for avveininger.

Tabell 3.2 viser en oversikt over hvilke sektorer som påvirker hverandre og på hvilken måte.

Tabell 3.1 Hvilke sektorer og økosystemtjenester står for verdiskaping i dag og hvordan påvirker og påvirkes ulike sektorer og økosystemtjenester av miljøtilstand.

Økosystemtjeneste	Sektor	Påvirker miljøtilstand	Påvirkes av miljøtilstand
Produserende (forsynende)			
Mat	Fiske og fangst (målt verdiskaping)	Ja	Ja
	Akvakultur (målt verdiskaping)	Ja	Ja/noe
Råvarer	Fisk til fiskekål, fiskemel etc.	Ja	Ja
	(Petroleum) (Mineraler)	(Ja) (Ja)	(Nei) (Nei)
Genetiske ressurser			Ja
Medisinske ressurser (marine ressurser for farmasøytisk, kjemisk og bioteknologisk industri)	Bioprospektering	Nei/lite	Ja
	(Fornybar energiproduksjon til havs) (potensielt, målt verdiskaping)	Ja	Nei/lite
	(Skipsfart)	Ja	Nei/lite
Kulturelle			
Rekreasjon og turisme	Turisme (målt verdiskaping)	Ja	Ja
a) Turisme			
b) Rekreasjon/friluftsliv		Ja	Ja
Ikke-bruksverdier (estetiske verdier)			Ja
Vitenskap og utdanning			
Regulerende			
Klimaregulering			Ja
Andre regulerende			Ja
Støttende			
Vedlikehold av leveområder og genetisk variasjon			Ja

Note: Sektorer i parentes betyr at sektoren ikke benytter økosystemtjenester.

Kilde: Utarbeidet med grunnlag i Magnussen m.fl. (2010, 2012).

Tabell 3.2. viser at petroleumsvirksomhet kan påvirke fiskerier ved seismiske undersøkelser, arealbeslag, eventuelle akuttutslipp (uhellsutslipp av olje).

Skipstrafikk kan også påvirke fiskerier ved mulige sammenstøt, samt ved akuttutslipp, og kan påvirke petroleumsvirksomhet ved mulige sammenstøt og undervannsinnretninger.

Utbygging av olje- og gassfelt kan medføre økt aktivitet i reiselivsnæringen, spesielt i anleggsfasen, men også økt kurs-, konferanse- og yrkestrafikk til regionen i driftsfasen. I hvilken grad merkevaren Lofoten og Vesterålen som markedsføres som naturbaserte reisemål med autentisitet, godt ivaretatt kulturlandskap, rent hav og opplevelser i spektakulær natur, vil bli påvirket står sentralt for å vurdere eventuelle negative konsekvenser for reiselivet. Det er usikkert hvordan reiselivet totalt blir påvirket av en eventuell synlig petroleumsvirksomhet, mens et eventuelt uhellsutslipp enten det kommer fra petroleumsvirksomhet eller skipstrafikk vil ha en negativ påvirkning.

Storskala vindkraftverk til havs kan berøre relativt store arealer. I konsekvensutredningen om havvind slås det fast at det ikke finnes områder som både er egnet for havbasert vindkraft og som ikke vil påvirke andre miljø- og arealbruksinteresser. Men hvilke interesser og i hvilken grad, kan variere, både med område, og med valgt utbyggingsløsning. Vindkraft kan ha negativ påvirkning på fiske pga. restriksjoner på ferdsel og aktivitet. Det er ingen direkte avveining mellom petroleumssinnretninger og eventuell etablering av havvind, men det kan ikke utelukkes at det finnes petroleumsføremøter i områdene som er utpekt som potensielle havvind-lokaliteter. Havvind kan også påvirke skipstrafikken, hovedsakelig knyttet til arealbruk og fare for kollisjoner.

Etablering av vindkraftverk til havs kan påvirke friluftsliv og reiseliv gjennom, direkte arealbeslag, samt visuelle virkninger, støy og skyggekast. Virkningene vil avhenge blant annet av antall vindturbiner, avstand mellom vindkraftverk og friluftsområder, og verdien av området for friluftsliv og reiseliv.

I stor grad ser vi at avveiningene er knyttet til at flere aktører potensielt er interessert i samme areal – dvs. arealkonflikter. I tillegg er det noen som er mer uavhengig av areal, som at akutte oljeutslipp kan medføre skade på selve økosystemene, at havvind kan påvirke biologisk mangfold og estetiske tjenester, som igjen kan påvirke friluftsliv og reiseliv.

Oversikt over mulige påvirkninger mellom sektorer er vist i Tabell 3.2 nedenfor.

Tabell 3.2 Hvordan ulike sektorer påvirker eller potensielt (pot) kan påvirke andre sektorer positivt (+) eller negativt (-). Tabellen leses slik at rutene viser hvordan sektorene som er listet i kolonnen til venstre påvirker sektorene som er vist i øverste rad. Tomme ruter indikerer at det ikke er kjent påvirkning.

Sektor/aktivitet som påvirker	Petroleum	Skipsfart	Fiske	Havbruk	Reiseliv	Bio-prospektering	Havvind (pot)	Mineralutvinning (pot)
Petroleum			-	-	+/-	-?		
Skipsfart	-		-	-	+/-		-	
Fiske		-	+/-		+/-		-/+	-
Havbruk					-	-		-
Reiseliv				-	+/-		-?	-
Bioprospektering								
Havvind (pot)	(-?)	-	-	-	-			-?
Mineralutvinning (pot)	-?	-?	-?	-		-?	-?	

Kilde: basert på opplysninger i Meld. St. 10(2010-2011).

3.3 Over tid og mellom generasjoner

I forrige avsnitt diskuterte vi avveininger mellom tjenester og bruk av naturressurser på samme tidspunkt, det vil si vi gikk ikke inn på at valg av ulike forvaltningsalternativer kan gi nytte og kostnader som faller på forskjellige tidspunkt. Det er særlig to problemstillinger som er relevante i den forbindelse:

- **Diskontering:** Hvordan skal en diskontere verdien av en effekt i fremtiden tilbake til beslutningstidspunktet slik at alle effekter kan sammenlignes? Og særlig av relevans for forvaltning av natur og økosystemtjenester: Hvordan kan en best gjøre dette når effektene potensielt vil skje langt frem i tid?
- **Realprisjustering:** Verdien av ulike goder og tjenester kan utvikle seg forskjellig over tid av mange grunner. Det er for eksempel grunn til å tro at enkelte miljøgoder kan bli relativt sett mer verdt i fremtiden, fordi de blir mer og mer knappe. Det kan også være andre grunner til ulik prisutvikling, for eksempel endringer i folks preferanser. Hvordan skal en eventuelt justere for slike forskjeller over tid?

Vi diskuterer disse to punktene her etter tur, i hovedsak basert på NOU (2012).

Anbefalt håndtering av diskontering

De fleste offentlige tiltak eller forvaltningsalternativer for hav og kyst har virkninger både på nytte- og kostnadssiden som strekker seg over flere år. For å sammenligne må vi derfor kunne veie sammen samfunnsøkonomiske kostnader og nyttevirksomheter som påløper på ulike tidspunkt. Noen beslutninger som påvirker miljø, så som klimapolitikk eller bevaring av sjeldne arter kan ha svært lang horisont, opptil flere generasjoner.

En bruker en kalkulasjonsrente for å diskontere fremtidige nytte- og kostnads-strømmer til beslutningstidspunktet for å beregne samlet nåverdi. Det er to mulige innfallsvinkler til kalkulasjonsrenten. Den kan ses på som et avkastningskrav i form av den minste økonomiske kompensasjon per krone investert som kreves for at samfunnet skal være villig til å avstå konsum i dag for å få et høyere konsum i fremtiden (NOU 2012). En kan også se på det som en alternativkostnad ved å forbruke en krone nå sammenlignet med å sette den i banken og bruke et noe høyere beløp i fremtiden.

I tillegg til å ta hensyn til denne «utålmodighetseffekten», kan kalkulasjonsrenten også justeres for å ta hensyn til at både nytte- og kostnadsvirkninger langt frem i tid er usikre. Prosjekter som bidrar til at samfunnets samlede risiko øker (såkalt systematisk risiko), bør således «straffes» med en høyere kalkulasjonsrente enn prosjekter eller tiltak som er sikrere eller som kun har såkalt prosjektspesifikk (usystematisk) risiko.

Det er en stor, pågående diskusjon i den internasjonale litteraturen om riktig valg av kalkulasjonsrente. Denne debatten har særlig kommet i kjølvannet av klimadebatten, der tiltak koster i dag og gir potensielt store, men usikre, positive nytteeffekter langt frem i tid. Med en diskonteringsrente på 5 prosent, for eksempel, vil nåverdien (dagens verdi) av 1 krone om 50 år være 8,7 øre og om 100 år bare 0,76 øre.

I NOU (2009) pekes det på at det foreligger to typer argumenter for at langsiktige klimatiltak skal vurderes med en lavere diskonteringsrente enn andre tiltak. Dette er relevant også for andre tiltak som har miljøeffekter på lang sikt:

- Det er usikkert om vi i tilstrekkelig grad tar hensyn til senere generasjoner dersom vi benytter en relativt høy diskonteringsrente også for langvarige prosjekter.
- Vi kan være i tvil om hvorvidt informasjonen i observerbare markedsrenter er relevant også for senere perioder.

NOU (2009) påpeker at det ikke er gitt at en lavere diskonteringsrente løser problemet med at fremtidige generasjoner gis for liten vekt eller ignoreres. Hvis all nytte og alle kostnader kan verdsettes i kroner foreslår de at vi heller bør få frem i analysen hvem som tjener og taper på prosjektet enn å endre diskonteringsrenten (NOU 2012). Det påpekes videre at: «hvis prosjektet har en negativ nåverdi når vi ikke tar hensyn til fordelingsvirkninger, mens de som vil tjene på prosjektet er fremtidige generasjoner, har vi i utgangspunktet et fordelingsproblem og ikke et diskonteringsproblem». Beslutningstager bør i så fall vurdere om denne positive fordelingseffekten for fremtidige generasjoner er viktig nok til å gjennomføre prosjektet.

NOU (2012) har en omfattende diskusjon om valg av diskonteringsrente og spørsmålet om avveininger på svært lang sikt. Hovedbegrunnelsen for at de anbefaler en viss nedtrapping av diskonteringsrenten over tid (se nedenfor) er at det er økende usikkerhet rundt alternativavkastningen (vekstrater i økonomien) over tid. Det gis ikke spesielle anbefalinger for forvaltningsvalg eller prosjekter som påvirker økosystemtjenester eller bruk av naturressurser eller klima over svært lang tid.

Nordhaus (2007) på den annen side, argumenterer på bakgrunn av analyse av klimatiltak med at det kan være mer fornuftig å gjøre konvensjonelle investeringer (som gir høyere avkastning enn klimatiltak på kort sikt) og så bruke avkastningen fra disse på klimatiltak litt senere når disse kaster mer av seg. Dette er et argument for ikke å bruke spesielt lave diskonteringsrenter for klimatiltak (som for eksempel Stern-rapporten argumenterte for). Videre sier Nordhaus (2007) at hvis en er bekymret for å overstige terskelverdier i naturen, kan analyser av langsiktige tiltak legge inn føringer (skranker) på hvor store miljøendringer som tillates, og så analysere disse uten å endre diskonteringsraten per se. Denne tankegangen er overførbar også til andre beslutninger som har konsekvenser for miljøet på lang sikt, som forvaltningsbeslutninger som skal gjøres i Barentshavet-Lofoten.

NKA-utvalget oppsummerer sin diskusjon av diskonteringsspørsmålet i følgende anbefaling:

«Reell risikojustert kalkulasjonsrente for normale offentlige tiltak før skatt, som for eksempel et samferdselstiltak, tilrås satt til 4 prosent for de første 40 år. Deretter tilrås en kalkulasjonsrente på 3 prosent for virkninger de neste 35 år fra 40 til 75 år frem i tid. Etter 75 år settes renten til 2 prosent.»

Denne anbefalingen utgjør en endring sammenliknet med tidligere praksis, både ved at rentene er justert noe ned, harmonisert og at det anbefales en nedtrapping av kalkulasjonsrenten over tid. Dette vil gjøre at prosjekter med høy nytte langt frem i tid relativt sett vil bli mer samfunnsøkonomisk lønnsomme, og tilsvarende at prosjekter eller forvaltningsvalg med store negative konsekvenser langt frem i tid vil bli mindre samfunnsøkonomisk lønnsomme.

Vi ser ingen tungtveiende grunner til å avvike fra denne anbefalingen i våre eksempelanalyser for de kostnads- og nytte-elementene som er prissatt og dermed kan diskonteres.

Anbefalt håndtering av realprisjustering

Nytte- og kostnadskomponentene som er verdsatt sammenlignes i reelle priser på samme tidspunkt, det vil si at de justeres for generell prisstigning til et basisår, vanligvis analysetidspunktet. Det gjøres for å skille endringer i verdier som skyldes generell inflasjon fra endringer i mengde av et gode/tjeneste. Utviklingen i ulike kalkulasjonspriser over tid kan være av vel så stor betydning som valg av diskonteringsrenten (som bare er en av flere kalkulasjonspriser). Med andre ord er vurderingen av utviklingen i slike priser også sentral for vurderingen av avveininger over tid.

Realprisjustering innebærer at kalkulasjonspriser som forventes å stige forskjellig fra den generelle prisstigningen (målt ved konsumprisindeksen), justeres for dette. Realprisjustering har ikke vært vanlig praksis i nytte-kostnadsanalyser i Norge fram til nå.

NKA-utvalget presenterer en ganske omfattende gjennomgang av relevant litteratur og argumenter for og i mot realprisjustering. Vi går ikke inn på den generelle diskusjonen her, men ser litt nøyere på deres vurdering av priser for miljøgoder, siden dette er av spesiell relevans for avveininger i Barentshavet - Lofoten.

Det kan være flere grunner til at naturressurser og økosystemtjenester kan bli mer verdifulle i fremtiden. En viktig grunn er at tilbudet av mange typer ressurser og miljøgoder er gitt (med unntak av fornybare ressurser til en viss grad), mens etterspørselen som hovedregel øker. Det taler isolert sett for en relativt sett høyere verdi. I tillegg kan økt inntekt øke etterspørselen etter ulike typer miljøgoder. Men utvalget minner om at en ikke kan vurdere miljøgoder under ett fordi det kan være mange ulike typer effekter for forskjellige typer miljøgoder.

NKA-utvalget konkluderer med at det ikke er et tilstrekkelig empirisk grunnlag i Norge for å foreta slik realprisjustering basert på betalingsvillighetsundersøkelser. Utover dette anbefaler utvalget:

«Det tilrås generelt at nytten av tid og verdien av et statistisk liv (VSL) realprisindekstreres tilsvarende realveksten i BNP per innbygger. Inntil nå har vanligvis nytten av tid og et statistisk liv ikke vært realprisindekstrert.»

I tillegg har utvalget et eget kapittel som diskuterer hvordan en skal prise tiltak og prosjekter som har effekter på klimagassutslipp. De anbefaler at klimagassutslipp prises likt i alle analyser, og videre at: «Om norske mål er knyttet til de globale utslipp Norge forårsaker, bør karbonprisbanen baseres på EUs fremtidige kvotepriser. Etter hvert bør banen over tid nærme seg en bane i tråd med FNs mål om maksimalt to graders global oppvarming. Om målene gjelder innenlandske utslippsreduksjoner, bør karbonprisbanen baseres på dette. I tillegg foreslår vi at det for enkelte prosjekter kan gjennomføres sensitivitetsberegninger der en legger til grunn en togradersbane for alle år.»

Vi følger utvalgets generelle anbefaling i våre eksempelanalyser.¹⁸ Siden flere av effektene kun vil vurderes som ikke-prissatt, vil vår diskusjon også måtte vurdere mer kvalitativt relativ endring i potensiell verdi av disse effektene over tid. Den store utfordringen er nettopp at ressurser/tjenester med en markedsverdi skal sammenstilles med ikke-prissatte ressurser/tjenester, både for i dag og inn i fremtiden. Uten priser kan man ikke neddiskontere eller realprisjustere, men må likevel vurdere hva som kan påvirke miljøgoders fremtidige knapphet og betydning.

Eksempler på avveininger i Barentshavet-Lofoten med viktig tidsdimensjon

Flere av eksemplene vi har valgt illustrerer åpenbare avveininger over tid, av relevans både for diskonteringsrente og realprisjustering. I eksempelet om gruvevirksomhet i Kvalsundet kommune står avveiningen mellom inntekter fra utvunnet kobber i dag (og i noen år fremover) mot potensielt langsiktige miljøeffekter av gruveavfall i Repparfjorden, for fiske i fjorden og for mulig laksestammer og oppdrettsanlegg lenger ute. Hvis for eksempel villaks i vassdraget tilknyttet denne fjorden påvirkes direkte, eller norsk laksefiske mer generelt får et dårligere omdømme, blir spørsmålet om relativ verdiutvikling for fisketurisme sammenlignet med kobberverdi sentralt. For eksempelet om koraller, er en eventuell beslutning om vern noe som vil gi miljøgevinster, og kanskje økt fiske, over mange år.

3.4 Mellom ulike interessentgrupper

Hvis det var mulig, kunne samfunnsøkonomiske analyser konsentrere seg om effektivitet eller samfunnsøkonomisk lønnsomhet, mens fordeling kunne overlates til skatte- og avgiftspolitikken (NOU 2012). I realiteten er det imidlertid umulig å skille effektivitet fra fordelingsspørsmål, både mellom generasjoner (forrige underkapittel) og mellom ulike grupper i samfunnet som berøres av et prosjekt eller en forvaltningsbeslutning. Det er fordi det i praksis er umulig å omfordele inntekt ved hjelp av skatter uten å endre ressursallokeringen i samfunnet slik at effektiviteten faller. Det forekommer også eksterne effekter og markedssvikt som forhindrer et slikt skille.

Det er enighet i den samfunnsøkonomiske litteraturen om at samfunnsøkonomiske analyser skal ta hensyn til fordelingsvirkningene av et prosjekt eller forvaltningsvalg og hvilket syn beslutningstakeren har på fordeling. I NKA regnes effekter på folks velferd, som nevnt, under forutsetning om at en krone ekstra regnes som like viktig for alle berørte personer (NOU 2012). Det påpekes i NOU (2012) og NOU (2009) at dette er en kontroversiell forutsetning som en neppe kan forvente full enighet om. Derfor bør beslutningstakerne få informasjon om fordelingseffekter og mulige interessekonflikter, slik at de kan avgjøre hvordan ulike interesser bør vektlegges.

NOU (2012) har en ganske inngående analyse av fordelingseffekter i samfunnsøkonomiske analyser. Vi går ikke inn i denne diskusjonen her, men gjengir kort utvalgets anbefalinger og gir forslag til hvordan fordelingseffekter kan illustreres.

Anbefalt fremgangsmåte i samfunnsøkonomisk analyse

Fordelingsvekter har vært foreslått og brukt i nyttekostnadsanalyser for å ta hensyn til samfunnets preferanser for fordeling, for eksempel mellom høyinntekts- og lavinntektsgrupper. Disse vektene kan for eksempel brukes til å vekte opp nyttekomponenter som tilfaller lavinntektsgrupper. Slike vekter har vært brukt i mange samfunnsøkonomiske analyser i andre

¹⁸ Vennemo m.fl. (2013) diskuterer hvorvidt realprisjustering av enkelte typer miljøgoder bør vurderes. For enkelhets skyld, og siden det uansett ikke er sentralt i våre eksempler, lar vi denne diskusjonen ligge her.

land. Hvis en hadde slike allment aksepterte vekter, ville det være enklere å anbefale at resultatene fra en NKA kunne tolkes normativt.

NKA-utvalget har i sitt mandat blitt eksplisitt bedt om å vurdere om slike fordelingsvekter burde brukes i samfunnsøkonomiske analyser. Å anslå vektene krever at en gjør strenge forutsetninger som i følge utvalget vanskelig kan testes empirisk.¹⁹ De anbefaler derfor at slike vekter ikke brukes, men at NKA fremdeles bør beregne samlet, uveid betalingsvillighet. Videre anbefaler utvalget at fordelingsvirkninger bør belyses spesielt: «Fordelingsvirkningene for særlig berørte grupper, herunder eventuelle interessekonflikter, bør kartlegges og omtales på en måte som gir beslutningstakeren et best mulig grunnlag for å ta hensyn til dette i vurderingen av tiltaket. Det bør redegjøres for hvordan ulike mål om fordeling og interessekonflikter kan påvirke ønskeligheten av å gjennomføre tiltaket.»

NOU (2012) går også kort inn på måter å fremstille og analysere fordelingseffekter på. En ting er å fordele nytte- og kostnader for ulike inntektsgrupper. Det kan også være andre typer fordelingseffekter eller andre typer gruppeinndelinger man ønsker å se på.

Det kan være av spesiell interesse å få fram og vise antall arbeidsplasser som skapes eller forsvinner, verdiskaping og bredere distriktspolitiske hensyn for ulike alternativer. I eksemplene har vi lagt vekt på å få frem denne type fordelingsvirkninger, også for de ikke-prissatte effektene.

Det kan være flere måter å dele opp i grupper/interessenter/aktører som enten bærer kostnadene eller får nytten av et prosjekt, tiltak eller forvaltningsbeslutning:

- Administrative enheter (kommune, fylke, region, land)
- Privat og offentlig sektor
- Økonomiske sektorer (fiskeri, turisme, annet næringsliv osv.)
- Grupper med spesielle kjennetegn (for eksempel basert på kjønn, etnisitet, alder, funksjonshemming)
- Geografisk (se neste underkapittel)

Fordelingseffekter kan analyseres og illustreres på ulike måter. De mest avanserte analysene bruker økonomisk modellverktøy for å beregne hvordan effekter spres i økonomien for ulike grupper. For slike analyser, er det ofte komplisert å avgrense og beregne effektene. I mange utredninger, inkludert de eksemplene vi har sett på, er det mer realistisk å gjøre grove vurderinger av hvilke hovedgrupper som direkte berøres. Indirekte effekter og mer perifere grupper er vanskeligere å vurdere. NOU (2012) nevner interessentanalyse, der en kartlegger hvilke grupper som berøres, som en mulig tilnærming.

Det kan være utfordrende å si noe spesifikt om hvor mye ulike interessentgrupper vil påvirkes. I så fall, er et alternativ som nevnes i NOU (2012) å lage en enkel liste over «vinnere» og «tapere», det vil si som en enkel form for interessentanalyse. Hvis en har tilstrekkelig med data, anbefales det at man lager en fremstilling som viser fordeling på ulike inntektsgrupper.

I tillegg, er det verdifullt etter vår oppfatning, å inkludere fordelingseffekter i sensitivitetsvurderinger.

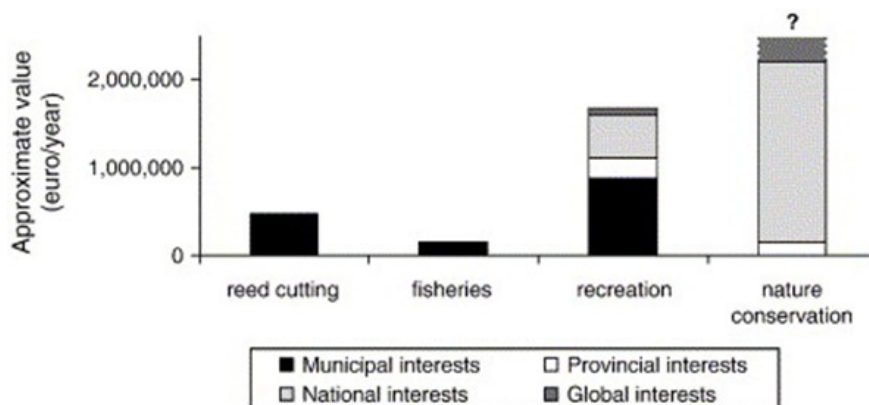
¹⁹ OECD (2006, side 232) foreslår at slike vekter kunne beregnes ved hjelp av for eksempel spørreundersøkelser som baserer seg på metoder for oppgitte preferanser («stated preferences»).

Selv om NOU (2012), eller vi i denne utredningen, ikke gir klare anbefalinger for *hvordan* en bør vektlegge ulike interesser eksplisitt når en beslutning skal fattes, er det likevel et fremskritt fra mange tidligere samfunnsøkonomiske analyser å legge mer vekt på å få oversikt over fordelingseffektene.

Enkelt eksempel

Fordelingseffekter for ulike interessentgrupper kan vises som en liste, i tabeller eller i figurer. Hein m.fl. (2006) viser i en mye sitert artikkel en måte å vise fordelingseffekter på for kommunale, regionale, nasjonale og globale interesser. Dette eksempelet er vist i Figur 3.5 nedenfor. Eksemplet omhandler en vurdering av verdien av strømmen av økosystemtjenester fra en våtmark i Nederland.

Stolpediagrammet viser både relativ verdi per år i Euro av ulike typer tjenester (stråhøsting, fiskeri, rekreasjon og naturvern) og hvordan disse verdiene fordeler seg på institusjonelle nivåer. Vi ser blant annet at naturvern hovedsakelig har verdi nasjonalt (og eventuelt globalt, her er det satt et spørsmålstegn) mens de forsyvende tjenestene stråhøsting og fiske tilfaller lokale, kommunale grupper.



Figur 3.6 Forholdet mellom institusjonell skala og verdien av ulike økosystemtjenester.

Kilde: Hein m.fl. (2006).

Typiske interessentkonflikter i Barentshavet-Lofoten

I Barentshavet-Lofoten er det flere interessentgrupper som tilsynelatende står mot hverandre. Et stort skille synes å gå mellom næringer som i hovedsak baserer seg på utnyttelse av ressurser som fisk og natur for turisme på den ene siden, og en mer industriell utvikling (olje og gass, energisektoren, annen industri) på den andre siden.

I tillegg er det mulige interessekonflikter mellom lokale, regionale og nasjonale nivåer. For eksempel, er de positive effektene av gruvedrift delvis lokale i form av sysselsetting og inntekter til kommunen, og delvis nasjonale eller globale i form av inntekter til eierne av gruveselskapet, mens en del av miljøeffektene kan være av nasjonal/regional betydning (hvis en vurderer en mulig påvirkning via en nasjonalt beskyttet laksefjord). Flere av eksemplene illustrerer mulige interessekonflikter og fordelingseffekter som kan være problematiske, men det er også mulig at det i enkelte tilfeller er tale om «skinnavveininger» - det kan være mulig å ekspandere ressursutnyttelse på flere områder uten at det nødvendigvis (ennå) går på bekostning av andre områder.

3.5 Mellom geografiske områder

I tillegg til at nytte- og kostnader kan fordeles forskjellig mellom interessentgrupper, kan de også fordeles ulikt rent geografisk. Samfunnsøkonomisk analyse har tradisjonelt ikke vært spesielt opptatt av den romlige fordelingen. NKA-utvalget omtaler ikke geografisk fordeling som et selvstendig punkt, men nevner det svært indirekte som del av diskusjonen om fordelingseffekter.

Oversikt over geografisk fordeling av nytte og kostnader kan være nyttig

Det kan være grunn til å trekke ut den romlige fordelingen spesielt. En viktig grunn er at forvaltningsbeslutninger, som lokalisering av et havvindanlegg, makroalgeproduksjon, vern av korallrev osv., får direkte konsekvenser for hvilke typer avveininger en vil stå overfor. En kan for eksempel gjennom lokaliseringsbeslutningen i mange tilfeller skape eller unngå konflikter mellom aktiviteter som utnytter økosystemtjenester eller naturressurser.

Innenfor økosystemtjenestelitteraturen er romlig modellering av strømmer av økosystemtjenester vanlig, blant annet fordi strømmen av tjenester er heterogen, både på hav og langs kysten. Geografisk modellering av økosystemtjenester inngår i noen tilfeller i fullstendige, romlige samfunnsøkonomiske analyser. Vi gir i dette underkapittelet en nærmere beskrivelse av hvordan denne typen analyser kan gjøres. Fullstendige analyser av denne typen krever ikke bare kunnskap om sammenhenger mellom økosystemfunksjoner og -tjenester, men også helt konkret kunnskap om hvordan disse sammenhengene kan plasseres på kartet. Dette er utenfor det som er mulig å gjøre i en utredning som dette, men eksemplene forsøker å trekke frem den geografiske dimensjonen og vurdere om en kan unngå konflikter ved ulike typer lokalisering av aktiviteter.

Geografisk sammenheng mellom produksjon og utnyttelse av økosystemtjenester

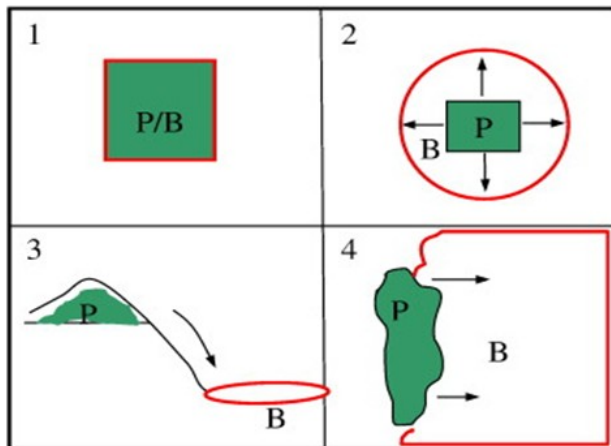
En mye brukt oversikt over mulige geografiske sammenhenger mellom hvor en økosystemtjeneste produseres og hvor den utnyttes eller forbrukes, er gjengitt i Figur 3.7 nedenfor. Der produksjonen skjer er indikert med «P» i figuren, mens der tjenesten forbrukes er indikert med «B» («beneficiary»). Figuren viser fire mulige romlige sammenhenger. Den første øverst til venstre i figuren indikerer at en tjeneste både produseres og forbrukes innenfor det samme, avgrensede området. Dette vil kunne være tilfelle der effektene er helt lokale, for eksempel i et kystområde. Den andre type sammenheng viser at tjenesten forbrukes av mennesker lokalisert utenfor det området der tjenesten produseres. Dette er typisk for havområder der det ikke bor mennesker, eller for forvaltningsbeslutninger som påvirker miljøgoder av regional eller nasjonal viktighet.

De to siste sammenhengene (nederst i figuren) viser at nytten av tjenestene tilfaller personer som befinner seg utenfor og i en bestemt geografisk retning i forhold til produksjonsområdet. Et typisk eksempel på situasjon 3 er når et skogområde renser vann som så gir bedre vannkvalitet for befolkning og vannkraftprodusenter nedstrøms.

Geografisk sammenheng mellom produserende og forbrukende områder (som er svært analogt med å vurdere romlig fordeling av kostnader og nytte i NKA) er en viktig del av forståelsen av type avveining eller interessekonflikt. Det er for eksempel vanskeligere å løse en konflikt der kostnaden ved produksjon av en tjeneste (for eksempel i form av miljøforringelse) bæres lokalt, mens nytten ved forbruk av tjenesten oppstår utenfor området.

Med litt refleksjon, kan en anvende denne illustrasjonen (som i utgangspunktet er tenkt for landbaserte økosystemtjenester) for hav og kyst. Fiske på et sted for eksempel, vil kunne redusere fangstene i et annet geografisk område. Og et enkelt fiske eller fiskebestand kan være avhengig av flere arealer enn det som studeres. Eksempelvis er korallrev et mulig viktig område for fisk, men det er også mange andre områder som er viktige i en arts livsløp. I et slikt tilfelle vil

området for produksjon (P) delvis overlappe med området for forbruk (B), men produksjonsområdet omfatter også områder som er utenfor bruksområdet.



Figur 3.7 Mulige geografiske sammenhenger mellom produksjon og utnyttelse av økosystemtjenester

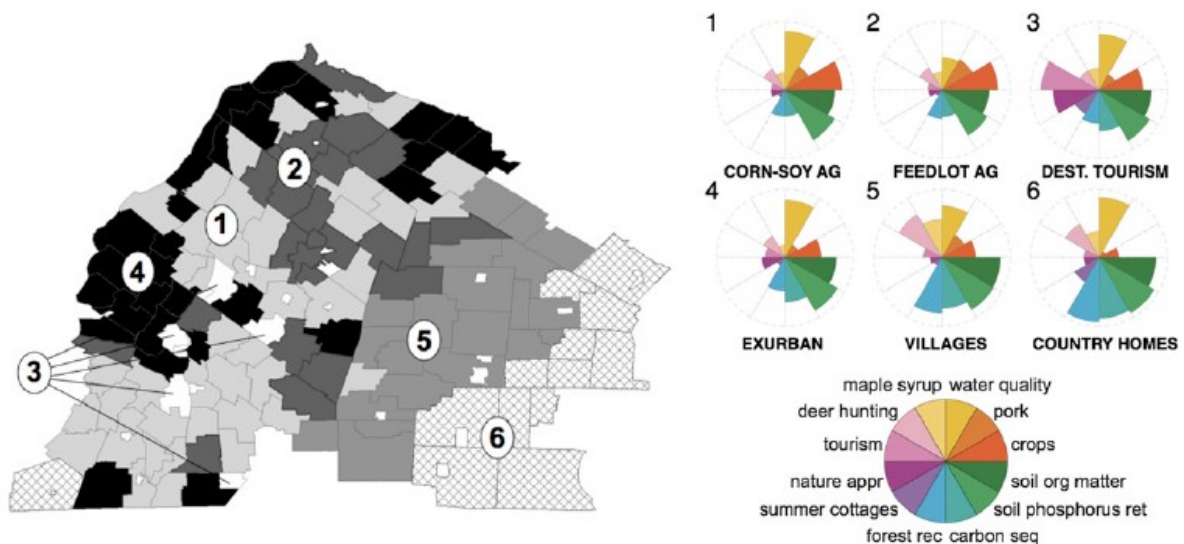
Kilde: Fisher m.fl. (2009).

Anbefalt fremgangsmåte i samfunnsøkonomisk analyse

Det er mye litteratur som anbefaler måter en kunne gjennomføre denne type romlig NKA, men dette er krevende å gjøre grundig. For vårt formål, ønsker vi å belyse hvor tjenester produseres, og hvor de som drar nytte av ulike typer tjenester, har tilhold. Det kan gjøres ved hjelp av tabeller og figurer og/eller ved hjelp av enkle kart. Det er denne mer «ad hoc»-pregede fremgangsmåten vi har valgt i eksempelstudiene.

Enkel illustrasjon av kartfestet strøm av økosystemtjenester

Vi viser nedenfor en enkel illustrasjon av kartfestet vurdering av gjennomsnittlige verdier av økosystemtjenester per arealenhet for et landskap (Figur 3.7). Det er først skilt mellom mange typer tjenester, kurver av tjenester («service bundles», inneholdende jakt, karbonopptak, turisme, hyttebygging osv.), som indikert i sirkelen nederst til høyre i figuren. Deretter er arealene klassifisert i 6 forskjellige typer til høyre i figuren, avhengig av hvilke av tjenestene som dominerer (som indikert i hver av de 6 sirklene). De 6 typene arealer kan så gjenfinnes på kartet til venstre med hvert sitt nummer. Dette er en elegant måte å illustrere hvordan økosystemtjenester fordeles i landskapet, ved denne type forvaltning, som gir en svært heterogen utnyttelse. En kunne tenke seg en lignende vurdering for hav- og kystområder, der utnyttelsen trolig ikke vil vise den samme heterogeniteten eller mangfold av tjenester.



Figur 3.8 Gjennomsnittlige verdier av økosystemtjeneste-kurver over et landskap.

Kilde: Raudsepp-Hearne (2010).

Geografiske avveininger i Barentshavet - Lofoten

Vi har nevnt at en godt planlagt lokalisering av ulike aktiviteter til en viss grad kan redusere konfliktnivå og behov for reelle avveininger. Dette er også tydelig i flere av eksemplene som vi kommer tilbake til i kapittel 4. For eksempel vil lokalisering av havvindanlegg kunne ha stor betydning for hvilke økosystemtjenester som blir påvirket. Det er også slik at noen aktiviteter enkelt kan flyttes eller lokaliseres for å gi minst mulig konflikter, mens andre aktiviteter er mer stedbundet og f.eks. må skje der naturressursen (som mineraler eller petroleum) befinner seg.

3.6 Spesielle utfordringer ved økosystemforvaltning og samfunnsøkonomisk analyse

Det er flere utfordringer med samfunnsøkonomisk analyse for å belyse avveininger innenfor økosystemforvaltning. Viktige grunner til det er at sammenhengene i naturen ofte er ikke-lineære – det finnes økologiske terskler og «tipping points», og sammenhengene er komplekse og preget av usikkerhet. Dette vanskeliggjør flere av stegene i den samfunnsøkonomiske analysen og påvirker hvordan avveiningene kan behandles.

Vi kan ikke drøfte denne problematikken i sin fulle bredde her. Vi gjengir noen punkter fra NKA-utvalget, som har et eget kapittel om behandling av katastrofer og irreversible endringer. I tillegg supplerer vi ellers med annen litteratur, blant annet OECD (2006), NAS (2005), Aslaksen og Brekke (2012) og Perrings og Brock (2009). Denne diskusjonen er også relevant for spørsmålet om konsekvensen av bruk for opprettholdelse av økosystemenes funksjon (problemstilling 3).

Vi diskuterer særlig to hovedpunkter:

- Utfordringer ved økonomisk verdsetting og avveininger
- Usikkerhet og irreversibilitet: Verdien av å vente og være føre var

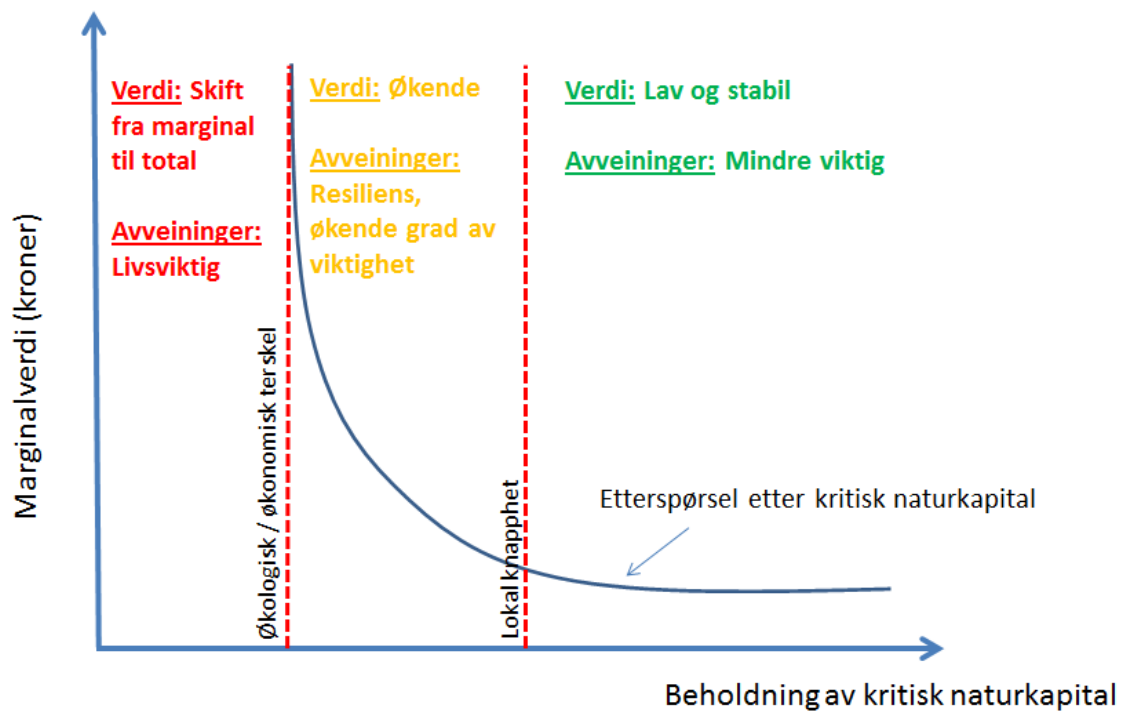
Utfordringer ved (marginal) verdsetting og vurdering av avveininger

Det kan være problematisk i praksis å verdsette alle nytte- og kostnadskomponenter i kroner. Det kan rent prinsipielt også være problematisk å verdsette økosystemtjenester. En grunn til det er at økosystemene i mange tilfeller oppfører seg ikke-lineært. De kan befinne seg i en stabil eller ustabil likevekt som ved for stor bruk eller utnyttelse, kan påvirkes til å vippe systemet over i en ny og dårligere tilstand, for eksempel med mer eller mindre permanent lavere fiskebestander.

Siden økonomisk verdsetting baserer seg på små endringer i et gode eller tjeneste langs en jevn kurve (som en liten nedgang i en fiskebestand), vil det bety at verdsetting ikke gir mening for deler av en økosystemtjenestekurve som ikke har det jevne og kontinuerlige forløpet som vi viste tidligere i kapitlet. Tolkningen av marginalverdi av økosystemforringelse, som er grunnlaget for NKA, vil være meningsløs hvis en er nær en kollaps i en bestand. Hvis en i tillegg har liten kunnskap om hvordan økosystemer og -tjenester endres ved ytre påvirkning, kan det være fornuftig å supplere økonomisk verdsetting med følsomhetsanalyser og med grundige vurderinger av den underliggende økologiske tilstand.

En annen, relatert utfordring som er blitt påpekt særlig i økologisk økonomi-litteratur (som til en viss grad utfordrer standard miljø- og ressursøkonomi), er når en befinner seg på en del av økosystemtjenestekurven som er svært bratt. Problemstillingen er illustrert i Figur 3.9. Farley (2012) bruker uttrykket «kritisk naturkapital» (førsteaksen). Andreaksen illustrerer marginal, økonomisk verdi mens den buede kurven illustrerer etterspørsel etter naturkapital. Hvis man befinner seg til høyre i figuren, er verdien lav og stabil og økonomiske avveininger er uproblematisk og ofte mindre viktige.

Når naturkapitalen blir knappere, stiger verdien av den på marginen og man kommer inn i det midtre området i figuren. Her passerer man grensen for «lokal knapphet» av naturkapital, og verdien er sterkt økende med økende knapphet. I dette området, argumenterer Farley (2012) for at det blir langt viktigere å vurdere robustheten (resiliensen) av naturkapitalen, og avveiningene blir viktigere. Hvis man nærmer seg en økologisk/økonomisk terskel (som vist med den vertikale røde linjen) mister marginalverdi-begrepet mening, og en snakker om svært stort (eller uendelig) verditap ved ytterligere forringelse av naturkapitalen. Da blir det et skift fra vurdering av marginalverdi til total verdi av en hel fiskebestand, for eksempel, som går tapt. På så lave nivåer av naturkapital, snakker Farley (2012) også om avveininger som ikke lenger er mindre viktige, men snarere livsviktige.



Figur 3.9 Etterspørselskurve for kritisk naturkapital

Kilde: Farley (2012).

Figuren setter selvfølgelig problemet litt på spissen og er kanskje i hovedsak ment som en global betraktning. Imidlertid bør en vurdere nøye også lokalt og regionalt, som for et område som Barentshavet-Lofoten, hvor en kan befinne seg på denne kurven for ulike typer økosystemtjenester og ulike grader av påvirkning.

Denne illustrasjonen er del av en bredere debatt om substituerbarhet: om det er et problem om en taper enkelte naturressurser eller økosystemtjenester helt eller om en kan substituere med andre goder, som for eksempel menneskeproduserte goder. De som hevder det siste, argumenterer for et mål om svak bærekraft, der en kan erstatte det meste av naturressurser med andre goder («weak sustainability»). Når disse ressursene bare blir knappe og dyre nok, så vil alternativer utvikles. Med andre ord er det ikke noe problem at en når den vertikale delen av kurven i Figur 3.9. Argumentet om at det finnes kritiske deler av naturkapitalen som ikke kan erstattes eller substitueres, kalles «sterk bærekraft» («strong sustainability»). Det vil være forskjeller mellom livsnødvendige goder som mat og ren luft og natur for rekreasjon (som muligens kan erstattes med andre typer aktiviteter²⁰).

Et relatert problem med samfunnsøkonomisk analyse, er at en ikke kan vurdere den samlede effekten av mange tiltak. Sumvirkningen av en rekke enkelttiltak kan være større enn summen av enkeltvirkningene hver for seg. Et eksempel er at det kan være uproblematisk for kystlandskap og -kultur at det bygges en eller to nye fiskerihavner langs en kyststrekning, men skulle det komme 10 nye havner, blir det noe større som endres, noe man ikke gjennomskuer ved enkeltanalyser av hver utbygging. For å komme et slikt problem til livs, må man heve

²⁰ Se kapittel 16 i OECD (2006) som diskuterer sterk og svak bærekraft i sammenheng med nytte-kostnadsanalyse.

analysen opp på et mer strategisk nivå. Det kan gjøres ved å gjennomføre strategiske konsekvensanalyser av lokalisering av ulike aktiviteter på regionalt nivå.

Til slutt, nevner vi et siste, velkjent problem for verdsetting av marine økosystemtjenester, som blant annet påpekt av Magnussen m.fl. (2010a). Når en skal summere verdien av ulike økosystemtjenester, kan det være vanskelig å unngå dobbelttelling, siden avgrensingen mellom ulike økosystemtjeneste-kategorier ikke alltid er krystallklar. Anbefalingen er å forsøke å verdsette slutt-tjenester som fisk, ikke de underliggende, støttende tjenester som er nødvendige for at systemene skal levere slutt-tjenester.

Uansett hvordan en mener man bør angripe disse prinsipielle problemene med økonomisk verdsetting, er det klart at det er stor usikkerhet omkring hvilke typer naturressurser, som kan vurderes som erstattelige og hvilke som er kritiske. Vi ser i de to neste avsnittene kort på hvordan en kan forholde seg til ressursbeslutninger under usikkerhet og fare for store, irreversible endringer.

Usikkerhet og irreversibilitet: Verdien av å vente og være føre var

Verdien av å vente (kvasi-opsjonsverdi)

Effektene av mange beslutninger er både usikre og potensielt irreversible. NOU (2012) definerer irreversible virkninger som virkninger som er slik at man ikke kan komme tilbake til utgangspunktet uten store kostnader, og som i sin ytterste konsekvens kan være ugjenkallelige. En type irreversibilitet er overskridelse av en terskelverdi i naturen, som vi diskuterte ovenfor. Som NOU (2012) videre påpeker, opptrer slike virkninger typisk på en skala fra helt eller nesten helt reversible virkninger, via økende stivhet eller treghet, til virkninger der det er fysisk umulig eller økonomisk uaktuelt å komme tilbake til utgangssituasjonen.

I slike situasjoner snakker en i miljøøkonomien om at det er en kvasi-opsjonsverdi ved å vente med en beslutning for å få mer kunnskap. Denne verdien er ikke en separat kategori av total økonomisk verdi, men forskjellen i verdi av å gjøre en optimal beslutning og en som ikke er optimal, ved at den ignorerer nytten en kan oppnå ved å utsette en beslutning mens man lærer. Som påpekt av OECD (2006) så oppstår kvasi-opsjonsverdi særlig i forbindelse med mulig irreversibilitet, men bare hvis usikkerheten kan bli redusert ved at en kan lære. Blir en ikke klokere av å vente, er det ingen slik verdi.

OECD (2006) argumenterer med at beslutninger i stor grad kan bli forbedret ved å ta hensyn til kvasi-opsjonsverdien. Det er vanskelig i praksis å beregne denne verdien. Et nyttig, praktisk spørsmål kan være: Hva ville skje hvis beslutningen, prosjektet eller tiltaket ble utsatt et år? I en praktisk nytte-kostnadsanalyse ville det være nyttig å diskutere hva som ville være det beste tidspunktet for å gjennomføre prosjektet og for eksempel å vurdere hva som ville være fordeler og ulemper ved å utsette beslutningen 1, 5 eller 10 år. Selv om en detaljert beregning av kvasi-opsjonsverdi ofte er komplisert eller umulig, vil likevel en synliggjøring av hvilke konsekvenser det evt. vil få å vente med en beslutning, være en forbedring sammenlignet med mange eksisterende analyser. Det er også dette NKA-utvalget anbefaler.

Andre beslutningsregler: føre var og sikre minimumsstandarder

Standard NKA opererer i en verden der det enten er liten usikkerhet eller der en kan gjøre en beslutning basert på forventede verdier. En annen versjon av NKA tar mer eksplisitt hensyn til usikkerhet og irreversibilitet. Et hovedpoeng ved denne tilnærmingen er å vurdere nøye mulighetene for å lære ved å utsette det som fort kan være en irreversibel beslutning (som diskutert i forrige avsnitt).

OECD (2006) påpeker at nærmest alle prosjekter eller forvaltningsbeslutninger som i stor grad involverer (utnytter eller påvirker) økosystemtjenester faller innenfor denne kategorien: det er ofte stor usikkerhet, irreversibilitet og muligheter for økt kunnskap om hvordan økosystemer fungerer gjennom forskning og annen kunnskapsutvikling. På denne måten får «føre var-prinsippet» en konkret og praktisk tolkning, i følge OECD (2006). Ved denne tilnærmingen vil man legge større forsiktighet til grunn ved mulig tap av økosystemtjenester, men nytte og kostnader ville fortsatt bli veiet mot hverandre.

Forskjellige formuleringer av føre-var prinsippet finnes i litteraturen. Som nevnt av Aslaksen og Brekke (2012) går et hovedskille mellom sterke og svake versjoner, som i praksis går ved det samme skillet som mellom sterk og svak bærekraft. Rio-erklæringen fra 1992 legger til grunn at alle stater skal legge føre var-prinsippet til grunn (i henhold til sine muligheter). Der hvor det foreligger trussel om alvorlig eller uopprettelig (irreversibel) skade, skal ikke mangel på fullstendig vitenskapelig visshet kunne brukes som begrunnelse for å utsette kostnadseffektive tiltak for å forhindre miljøforringelse. Sterkere versjoner er også blitt formulert, for eksempel at «bevisbyrden» ligger på den som foreslår en mulig, miljøskadelig aktivitet, ikke på samfunnet ellers. Den sterkeste versjonen av prinsippet er blitt kritisert fra ulike hold, som oppsummert i Aslaksen og Brekke (2012) og Perrings og Brock (2009). Et problem er at de sterkeste variantene av prinsippet ofte ville utelukke alle typer tiltak og prosjekter fra vurdering, inkludert status quo-situasjonen, fordi alle typer politikk har risiko for ulike effekter.

Selv om det har vært fremskritt i teoretisk tolkning og formulering av ulike versjoner av føre var-prinsippet, er det fortsatt mange spørsmål som gjenstår i operasjonaliseringen av dette prinsippet (Perrings og Brock, 2009; NOU, 2012; OECD, 2006).

En mulig praktisk tilnærming er for det første eksplisitt å vurdere fordeler og ulemper ved å vente, i de tilfeller der det er stor usikkerhet og liten kunnskap og en aktivitet har potensielt store, irreversible økosystemeffekter. Det er en anbefaling som både OECD (2006) og NOU (2012) gir (selv om NKA-utvalget ikke knytter denne anbefalingen til økosystemtjenester direkte). Som tillegg til dette punktet kan nevnes fordelene med målstyrt eller «adaptiv» forvaltning («adaptive management»), som er trukket frem blant annet av NAS (2005) som en god strategi. Adaptiv forvaltning er et forvaltningsregime som eksplisitt tar hensyn til uunngåelig usikkerhet i forvaltningen av store, komplekse økosystemer. Denne type forvaltning inkluderer mekanismer for systematisk forståelse av sammenhengen mellom økologiske og sosio-økonomiske systemer og tilpasser og endrer forvaltningen i lys av ny kunnskap.

En annen tilnærming, som kan supplere den første, er bruk av såkalte sikre minimums-standarder. Dette begrepet er basert på ideen at man skal minimere det maksimale tap ved en forvaltningsbeslutning eller prosjekt. En enkel tolkning av dette er at en bør avvise endringer som gir fare for irreversibelt tap av naturressurser (NOU 2012). Dette er imidlertid ikke lett å forholde seg til i praksis eller i en NKA. OECD (2006) foreslår som tolkning av dette prinsippet i NKA at man kan legge til en ekstra verdi («premium») på nytten av å verne eller bevare økosystemer. På denne måten vil en fortsatt gjøre avveininger i kroner mellom nytte og kostnader, men nytte-kostnadsbrøken for et prosjekt som forringer eller ødelegger et økosystem ville måtte være «mye høyere enn en», som OECD (2006) uttrykker det, for at prosjektet skal gjennomføres. OECD kommer imidlertid ikke med forslag til hvordan en skulle anslå denne ekstra verdien.

4 Virkninger, fordelingsvirkninger og avveininger i praksis – funn og erfaringer fra fire eksempelstudier

4.1 Valg og gjennomføring av eksempelstudier

I dette kapittelet gis en kort presentasjon av de fire eksempelstudiene som er gjennomført for å belyse og illustrere problemstillingene i denne utredningen. En mer utførlig beskrivelse av hvert eksempel er gjengitt i vedlegg 2-5.

De fire eksemplene som er valgt i samråd med oppdragsgiver er:

- Eksempel 1: Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten i Nordland
- Eksempel 2: Gruvedrift i Kvalsund kommune i Finnmark
- Eksempel 3: Makroalger til bioenergi og bioraffinering
- Eksempel 4: Koraller og fiske

Eksemplene er valgt ut fra to hovedhensyn: Det ene er at eksemplene representerer aktuelle problemstillinger, næringer og økosystemtjenester. Det andre er at eksemplene skal være egnet til å illustrere problemstillingene i denne utredningen, særlig med hensyn til ulike avveininger (jf. kapittel 1). Selv om hovedproblemstillingene belyses i alle eksemplene, er enkelte avveininger mer fremtredende i noen eksempler.

Alle eksemplene er gjennomført i tråd med trinnene i en samfunnsøkonomisk analyse. Med unntak av Lofoten-eksempelet, der vi har gjennomført intervjuer og møter med aktuelle aktører i Lofoten, og makroalgeeksemplet der vi har konsultert ekspertise på makroalger, har vi basert oss på foreliggende materiale. Blant annet på grunn av ulikt omfang av foreliggende grunnlagsmateriale, er detaljeringsgraden i analysene forskjellig. Det er viktig å understreke at eksempelstudiene ikke er «fullstendige nyttekostnadsanalyser» selv om alle trinn i hovedsak er gjennomført. Hensikten er å illustrere hovedproblemstillingene, ikke å konkludere med hensyn til hvilken løsning som bør anbefales eller som er optimalt i samfunnsøkonomisk forstand.

Presentasjonen av eksemplene følger samme mal. Det gis en kort innledning og bakgrunn, deretter presenteres basisalternativet (status quo) og ett til to aktuelle tiltak. Så gis en oppsummering av identifiserte virkninger og fordelingseffekter, samt en kort diskusjon av hva eksempelet sier om de viktigste virkningene, fordeling av nytte og kostnader og behov for avveininger. Det er likevel noen forskjeller mellom eksemplene, blant annet med hensyn til hvilke trinn som er vektlagt. Det viktigste har vært at analysen er best mulig tilpasset det enkelte eksempelet. Det viser seg f.eks. ved at effekter, interessenter og fordelingsvirkninger kan være fremstilt noe ulikt i ulike eksempler. Ved vurdering av ikke-prissatte effekter, er det tatt utgangspunkt i metodikken for ikke-prissatte effekter som er beskrevet i kapittel 3. Det foreligger imidlertid ikke omforente vurderingskriterier for alle virkninger som er identifisert, slik at antall «plusser» og «minuser» i vurdert konsekvensgrad ikke nødvendigvis kan sammenlignes på tvers av eksemplene.

I vedleggene er hvert eksempel beskrevet i større detalj og etter følgende mal, basert på trinnene i samfunnsøkonomisk analyse (men trinnene kan være mer og mindre utførlig behandlet i ulike eksempler):

- i) Bakgrunn og problembeskrivelse, inkludert beskrivelse av basisalternativ (hva skjer uten spesielle tiltak)
- ii) Spesifisering av aktuelle tiltak (f.eks. utbygging av havvind, gruvedrift med sjødeponi)

- iii) Spesifisering av de viktigste virkninger og tallfesting så langt som mulig av fordeler og ulemper ved aktuelle tiltak, med hovedvekt på å vurdere virkninger for marine (og i noen grad kystnære) økosystemtjenester
- iv) Sammenstilling av de viktigste nyttevirkninger (fordeler) og kostnader (ulemper) i den samfunnsøkonomiske analysen, både prissatte og ikke-prissatte virkninger
- v) Klargjøring av fordelingsvirkninger
- vi) Sensitivitetsvurderinger
- vii) Oppsummering og konklusjon

I kapittel 4.6 forsøker vi å trekke ut mer generelle konklusjoner og funn fra eksempelstudiene, sett i sammenheng med mer generelle problemstillinger og funn i kapittel 2 og 3. Kapittel 4.7 identifiserer kunnskapshull.

4.2 Eksempel 1: Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten i Nordland

Introduksjon til eksempel og område

I dette eksempelet har vi sett nærmere på alternativer for bruk av marine økosystemtjenester i Vågan kommune, nærmere bestemt kystlinjen fra Gimsøy i vest til Lauvik på Austvågøy i øst (den såkalte "yttersida" av Vågan kommune) i Lofoten, se Figur 4.1. Eksempel-studien er presentert mer detaljert i vedlegg 2.



Figur 4.1 Eksempelområdet

Eksempelstudien er basert på tilgjengelig offentlig informasjon (inkl. statistikk og databaser, utredninger og offentlige og kommersielle presentasjoner) om regionen og verdiskaping knyttet

til området. Vi har også gjennomført en rekke intervjuer og to møter med relevante interessenter i området, som representanter blant annet for vindkraftverk, reiseliv, naturverninteresser og næringsinteresser.

Vågan kommune har drøyt 9 000 innbyggere. Kommunens eneste by er Svolvær, med litt over 4 000 innbyggere. Svolvær ligger på innsiden av Lofoten sammen med befolkningscentre som Henningsvær og Kabelvåg. Fiske er viktigste næringsvei i kommunen, og Vågan er Nordland fylkes største fiskerikommune. Oppdrettsnæringen står også sterkt i kommunen med 12 oppdrettskonesjoner, slakterier og en gryende etablering av nye oppdrettsarter (Vågan Kommune 2012²¹). Vågan har en sterk maritim næringsklynge, inkludert verkstedindustri og fiskeriservice. Verkstedindustrien i Vågan er blant de største i Nord-Norge. Andre viktige næringsveier er reiseliv, handel og offentlig og privat tjenesteyting. Lofoten er Nord-Norges mest kjente turistreisemål, og storparten av Lofotens hotellkapasitet finnes i Svolvær.

Tradisjonelt har bosetting og aktivitet i Lofoten i stor grad konsentrert seg om innsida, på bekostning av den mer værharde yttersida. Figuren nedenfor viser et forenklet bilde av viktige økosystemtjenester og verdier knyttet til området.



Figur 4.2 Viktige økosystemtjenester i eksempel Vågan (yttersida), Lofoten

Aktuelle tiltak i området

Det foreligger to mulige større utbyggingsplaner som vil kunne påvirke verdiskaping og økosystemtjenester i Vågan kommune, og særlig Gimsøy- og Laukvik-området.

1. Forslag om utbygging av et havvindanlegg nord for Gimsøy
2. Forslag om en ny storflyplass for Lofoten på Gimsøy

Det er disse planene vi har vurdert i dette eksempelet. Det er usikkert hvorvidt noen av planene vil bli realisert, og det foreligger i ulik grad utredninger vi kunne bygge på i vår vurdering.

Alternativ 1: Utbygging av havvind

Lofotkraft Vind AS har for flere år siden meldt inn til NVE planer om et havvindkraftanlegg på yttersida av Vågan kommune ("Gimsøy Nord"). Utredningsområdet ligger ca. 5 km. nordøst for Gimsøy og 2,5 km nordvest for Laukvik/Austvågøy. Et eventuelt vindkraftanlegg vil være i størrelsesorden 100-500 MW, alt etter hvilke rammevilkår myndighetene setter og hva som er mest økonomisk. Det er ikke tatt stilling til hvilken del av utredningsområdet som eventuelt skal utbygges, og hvor stor del vil blant annet avhenge av hvor stort anlegg – og hvor mange turbiner – som eventuelt skal bygges, slik at det kan være variasjoner mht. hvor nær land etc. et eventuelt vindkraftanlegg vil komme. Området ble så valgt ut for en strategisk konsekvensvurdering av havvindprosjekter i Norge av NVE (2010). Denne konsekvens-utredningen for til sammen 15 potensielle utbyggingsområder for havvind i Norge ble publisert 4. januar 2013 (NVE 2013), midtveis i vår gjennomgang av denne studien.

I NVEs havvindutredning er det lagt til grunn at Gimsøy Nord-området kan bygges ut med 200 MW installert effekt. I Lofotkrafts melding er det angitt to alternativer med henholdsvis 112 og 308 MW. Fordi de fleste beregningene er gjort for 200 MW har vi tatt utgangspunkt i det, dersom ikke annet er sagt.

I NVEs konsekvensutredning (NVE 2013) vurderes Gimsøy nord slik: «Ved en helhetlig vurdering er det imidlertid to områder som ansees å ha så store s

amlede konsekvenser for flere enkelttema at NVE anbefaler at det ikke prioriteres å åpne disse utredningsområdene fremfor de andre utredningsområdene. Dette gjelder områdene Nordmela og Gimsøy Nord. Dette betyr likevel ikke at Nordmela og Gimsøy nord er uegnet for vindkraftutbygging.»

Selv om NVEs konklusjon gjør Gimsøy uaktuell for utbygging i den nærmeste framtid, er det likevel interessant å bruke dette eksempelet til illustrasjon. På litt lengre sikt kan både priser på strøm og karbon endre seg, og problemstillingene her igjen aktualiseres.

Virkninger og fordelingsvirkninger

I Tabell 4.1 har vi oppsummert virkningene av utbygging av havvind for marine økosystemtjenester og andre temaer, sammenlignet med et basisalternativ uten utbygging. For mer utførlig beskrivelse av forutsetninger og hver enkelt effekt, viser vi til langversjonen av eksempelet i vedlegg 2. Vurdering av virkninger er i stor grad basert på vurderinger i NVE (2013) med underliggende rapporter, samt innsamling av informasjon fra intervjuer og møter i Lofoten.

Tabell 4.1. og 4.2 viser at det kun er de som får inntekter fra energisalg og lokal og regional verdiskaping knyttet til vindkraftutbyggingen, samt eventuelt sparte CO₂-kostnader ved overgang til vindkraft, som får positive effekter mens alle andre aktører påføres negative virkninger. Vurdering av fordelingseffekter og avveininger blir dermed relativt enkle. I en samfunnsøkonomisk analyse er sysselsettingseffekter ikke en nyttepost, men en kostnadspost knyttet til betaling av arbeidskraft. I en lokal- og regionaløkonomisk vurdering anses derimot sysselsetting oftest som en positiv effekt, og dette er derfor tatt med eksplisitt i vår vurdering.

Så lenge kostnadene knyttet til utbygging og drift av havvindanlegget er større enn forventede inntekter fra energisalg, er det bare disse sysselsettingseffektene som fremstår som positive mens alle øvrige effekter er negative.

Tabell 4.1 Virkninger av utbygging av havvind Gimsøy nord – oppsummert

Virkning	Vurdering i kroner eller verbalt
Inntekter fra energisalg	Antatt 50 øre/kWh
Utbyggings- og driftskostnader havvindanlegg – energikostnad	Anslått til 90-120 øre/kWh (NVE 2013)
Annen verdiskaping knyttet til utbygging og drift av havvindanlegg (brutto eller netto) (evt ringvirkningseffekter med realøkonomisk virkninger)	+++ (anslått: regionalt: 13 mill kr per MW = 2600 mill ved 200 MW. 10 000 årsverk over en 25-årsperiode, særlig i utbyggingsfasen. Ca. 1 % av sysselsatte i Lofoten vil kunne arbeide innenfor havvindnæringen (NVE 2013))
Økt forsyningssikkerhet	+
Potensielt sparte kostnader pga. reduserte CO ₂ -utslipp ved overgang til vindenergi	+?
Virkninger for fiske	---
Virkninger for estetiske verdier (landskap)	--
Virkninger for friluftsliv	-
Virkninger for reiseliv	---
Virkninger for støttende ØT/habitat (marint dyreliv og sjøfugl)	-
Virkninger for kulturminner og kulturmiljø	--
Virkninger for skipstrafikk	-
Virkninger for petroleumsvirksomhet	0

0= ingen effekt

-= liten negativ effekt; -- middels negativ effekt; ---stor negativ effekt;

+ liten positiv effekt; ++ middels positiv effekt; +++ stor positiv effekt

Tabell 4.2 Fordelingsvirkninger – oppsummert

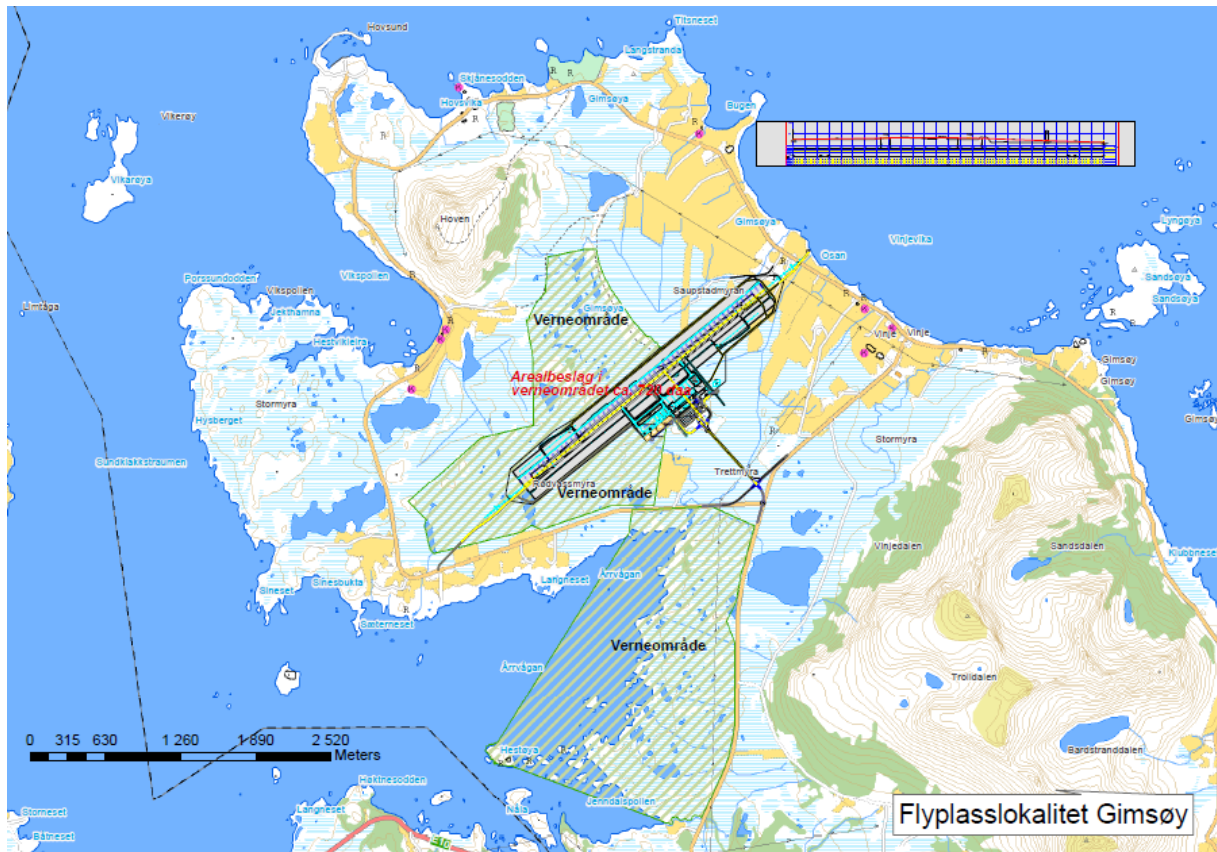
Virkning	Interessegruppe						
	Energi-selskap	Fiskere lokalt	Reiseliv lokalt	Reiseliv Lofoten	Lokal Sam-funn	Nasjonalt	Fremtidige genera-sjoner
Energisalg	50 øre/kWh					- (subsidiert vindkraft)	?
Energikostnad (investering og drift)	90-120 øre/kWh					-	
Sysselsetting/ inntekter lokalt/ regionalt					++		
Økt energiforsynings-sikkerhet	+?				+?		
Fiske		--			--		
Estetiske verdier			---	--	-	--	--
Friluftsliv					--	--	-
Reiseliv			-	-	-	-	-
Støttende tjenester (dyreliv og sjøfugl)		-	-	-	-	-	-
Kulturminner			-	-	-	-	-
Skipstrafikk		-	-	-	-	-	-
Sjøforsvar					-	-	-

Alternativ 2: Storflyplass på Gimsøya

Avinor har pekt på at det kan være hensiktsmessig å bygge en storflyplass for Lofoten på de flate myrene på Gimsøya, til erstatning for kortbaneflyplassene i Svolvær og Leknes. Dette vil eventuelt skje først om 10-15 år, men kan ha betydning både for verdiskaping og økosystemtjenester i området, og er derfor inkludert i våre vurderinger. Det er interessekonflikter knyttet til selve utbyggingen omtalt som «betydelige» i Avinor (2012) blant annet når det gjelder biologisk mangfold. Flyplassen tenkes bygd i et åpent myrlandskap på Gimsøys sentrale del, hvor en stor del av myrarealene er vernet etter naturvernloven. Se kartet under, som både antyder flystripens plassering og angir naturreservatet.

Vernet av myrområdene ble vedtatt i 1983. Formålet med fredningen var i følge verneforskriften «å bevare et variert myrområde med flere ulike myrtyper, deriblant et særlig interessant høymyrkompleks, og tilliggende våtmarksområder».²²

²² <http://www.lovdata.no/for/lf/mv/xv-19831216-1996.html>. Besøkt 27/1-2013.



Figur 4.3: Mulig plassering av flyplass på Gimsøya, og verneområde. Illustrasjon fra Avinor.

I følge informasjonssider hos Fylkesmannen i Nordland er dette høymyrområdet enestående i sitt slag i Nord-Norge.²³ Det forutsettes i Avinor (2012) at vernet av området omgjøres for at storflyplass skal kunne bygge. Vernet må ses på som viktig i et nasjonalt og landsdelsperspektiv, og at omgjøring av vernet derfor vil innebære betydelige effekter på nasjonalt og regionalt nivå. Intervjuer med personer i Lofoten/Vågan viser at det er svært ulik grad av kjennskap, forståelse og syn på betydningen av vernet.

Nedenfor har vi oppsummert virkninger av å bygge ny storflyplass på Gimsøy, sammenlignet med basisalternativ uten utbygging (og uten havvindanlegg).

²³ http://nordland.miljostatus.no/msf_themepage.aspx?m=1576#20389. Besøkt 27/1-2013.

Tabell 4.3 Virkninger av å bygge storflyplass på Gimsøya oppsummert for perioden 2025-2050.

Virkning	Effekt 2025-2050
Avinors hensyn i sum	+1,6 mrd kr
- Spart reisetid og -kostnader	(+2,2 mrd kr)
- Flyplass investering og drift	(-1,5 mrd kr)
- Overskudd flyselskap og annet	(+800 mill kr)
- Mindre ulykker og klimautslipp	(+90 mill kr)
Reiseliv stimulert	+2,6 mrd kr
Andre katalytiske virkninger næringsliv	+++
Velferdseffekter for befolkningen (ikke i Avinors analyse)	-
Naturvernverdier lokalt	-
Kulturverdier lokalt	--
Flystøy lokalt	-
Endrete økosystemtjenester andre steder i Lofoten, på grunn av økt turisme	-

0= ingen effekt

= liten negativ effekt; -- middels negativ effekt; ---stor negativ effekt;

+ liten positiv effekt; ++ middels positiv effekt; +++ stor positiv effekt

*) Avinors tall er for perioden 2025-2050, nåverdi i 2025 neddiskontert med 4,5% per år.

Når det gjelder negative påvirkning på økosystemtjenester, kan det oppsummeres slik:

- Støttende (habitat og biodiversitet)
 - Lokalt: Vernet myr. Flystøy. Fugl
 - Regionalt: potensielt negative effekter pga. flere turister
- Regulerende
 - Lokalt: Myr, grunnvann, næringssalter
 - Globalt: Mer klimagassutslipp?
- Produserende
 - Lokalt: Landbruk
- Kulturelle
 - Reiseliv: Lokalt dårligere miljø
 - Rekreasjon: Lokalt dårligere forhold
- Annet:
 - Kulturminner: Lokalt negativt

Nedenfor er fordelingsvirkninger av tiltaket oppsummert:

Tabell 4.4 Oppsummering av fordelingsvirkninger

Virkning	Effekt 2025-2050	Lokalt	Regionalt	Andre
Avinors hensyn i sum	+1,6 mrd kr			
- Spart reisetid og –kostnader	(+2,2 mrd kr)	noe	+1,1 mrd kr	+1,1 mrd kr
- Flyplass investering og drift	(-1,5 mrd kr)			-1,5 mrd kr
- Overskudd flyselskap og annet	(+800 mill kr)			+800 mill kr
- Mindre ulykker og klimautslipp	(+90 mill kr)		noe	+90 mill kr
Reiseliv stimulert	+2,6 mrd kr	noe	+2,6 mrd kr	Også +effekt
Andre katalytiske virkninger næringsliv	+++	+++	+++	
Velferdseffekter for befolkningen, ikke i Avinors analyse	0	0	0	0
Naturvernverdier lokalt	-	-		
Kulturverdier lokalt	--	--		
Flystøy lokalt	-	-		
Endrete økosystemtjenester andre steder i Lofoten på grunn av økt turisme	-		-	

0= ingen effekt

-= liten negativ effekt; -- middels negativ effekt; ---stor negativ effekt;

+ liten positiv effekt; ++ middels positiv effekt; +++ stor positiv effekt

*) Avinors tall er for perioden 2025-2050, nåverdi i 2025 neddiskontert med 4,5% per år.

Diskusjon: Virkninger, fordelingsvirkninger og behov for avveininger

Når det gjelder tiltak 1: Utbygging av havvind er dette per i dag tilsynelatende ganske enkelt å vurdere. De fleste virkningene er negative, med unntak av bedre forsyningssikkerhet og lokal og regional sysselsetting, som er viktig lokal- og regionaløkonomisk, samt mulig positiv effekt av reduserte CO₂-utslipp dersom fornybar vindkraft erstatter energi med klimagassutslipp. Kostnadsbildet er per i dag slik at dette tiltaket ikke er samfunnsøkonomisk lønnsomt. Det er også konklusjonene i NVEs konsekvensutredning at dette utbyggingsalternativet har så store negative konsekvenser for en del utredningstemaer at det ikke anses aktuelt i dag (NVE 2013). Man kan imidlertid tenke seg at utbyggingskostnader for havvindkraft blir lavere på sikt når teknologien blir mer utprøvd, og man kan tenke seg at «prisen» på CO₂-utslipp kan gå opp fremover. I et slikt tilfelle kan man tenke seg at avveiningene blir mer reelle, og at man i større grad må veie negative klimaeffekter mot andre, mer lokale miljøeffekter.

For tiltaket storflyplass på Gimsøya foreligger mindre grunnlagsdata for påvirkninger på natur og miljø, mens det i større grad er regnet på andre samfunnsøkonomiske nytte- og kostnads-poster. Beregningene viser en betydelig samfunnsøkonomisk nettonytte av tiltaket før påvirkninger på økosystemtjenester og andre forhold som kulturminner, er regnet inn. Grunnlaget for å vurdere de ulike miljøkonsekvensene er litt begrenset, men oversikten ovenfor

viser at det er flere forhold som påvirkes negativt. Særlig kan man trekke frem at flyplassen vil bygge ned et vernet myrområde. Vernet tilsier at dette er et naturområde med stor verdi.

Uten å kunne prissette tapet av vernet myr eller øvrige miljøkonsekvenser, kan vi gjøre en vurdering av hvor høy pris man må sette på de samlede økosystemtjenester og øvrige miljø/kulturminner for at kostnadene ved tapet av disse skal være større enn den nytteeffekten som er prissatt. Hvis vi regner at disse miljøeffektene først og fremst har verdi for lokalbefolkningen (jf. oversikten over), kan vi beregne hvor stor betalingsvillighet hver husstand lokalt (i Vågan kommune) må ha ved å dividere samlet nytte, kr 1,6 mrd. (hvis vi holder «stimulert reiselivsnæring» utenfor) med ca. 2000 husstander (9000 personer). Dette viser at betalingsvilligheten må være i størrelsesorden 800 000 kroner (i nåverdi) per husstand. Det er svært usannsynlig at betalingsvilligheten vil være så høy, selv om beløpet skulle fordeles over 10-20 år. Det kan være rimelig å anta at noen utenfor kommuner kunne ha betalingsvillighet iallfall for noen av disse miljøgodene, men som vi så er det i stor grad lokale goder som berøres.

I og med at det er en vernet myr som vil gå tapt kunne man valgt et annet utgangspunkt for avveiningen ved å si at «føre-var»-prinsippet i slike tilfeller skulle tilsi at man i utgangspunktet velger *ikke* å vurdere alternativ som betyr påvirkning på vernede områder. I så fall tillegger man vernevedtak meget stor vekt, som det ikke er rom for å re-vurdere. Dette virker svært strengt.

En annen tilnærming til føre-var kunne være at man faktisk vurderer om dette vernet gjelder et helt unikt område som ikke kan erstattes, eller om det finnes andre tilsvarende områder som kan erstatte det vernede, hvor sjeldent den aktuelle typen område er etc. Man kunne også legge til grunn et mer «økonomisk» syn og se på hva det ville koste å verne et alternativt område, eller eventuelt å legge en «føre-var»-bonus inn i regnestykket slik at f.eks. nytten av mer tradisjonelle virkninger må være dobbelt så stor som kostnadene i form av miljøtap for at man skal konkludere med at tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt. En kunne også se på om det er en positiv verdi knyttet til å utsette beslutningen, for eksempel at kunnskap om virkningene blir større (såkalt kvasi-oppsjonsverdi). Dette er imidlertid ikke åpenbart i dette tilfellet.

Vår vurdering er at siden det ikke finnes omforente regler for hva som er riktig i slike sammenhenger, er det en samfunnsøkonomisk (eller annen) utreder kan gjøre å legge til rette og vise hvordan ulike beslutningsregler vil slå ut, og så er det til syvende og sist de politiske myndigheter som må gjøre beslutningene basert på et mest mulig opplyst beslutningsgrunnlag.

Et annet poeng som har blitt viktigere å vurdere i den senere tid, er at Lofotkraft nå har sendt inn en melding om planer om vindkraftanlegg på land på Gimsøy. En slik utbygging er ikke forenlig med utbygging av storflyplassen, så her er det en direkte, geografisk avveining der det ene utelukker det andre.

4.3 Eksempel 2: Gruvedrift i Kvalsund kommune

Introduksjon til eksempel og område

I dette eksempelet behandles virkninger av gruvevirksomhet i Kvalsund kommune i Vest-Finnmark. Gruveselskapet Nussir ASA ble etablert i 2005 for å utvinne en kobberforekomst ved Repparfjorden. Det planlagte tiltaket er av en slik størrelse at det utløser krav om konsekvensutredning i henhold til plan- og bygningslovens forskrift. Det omfattende utredningsarbeidet er oppsummert i Didriksen (2011). Eksempelstudien bygger på plandokumentene Didriksen (2010, 2011). Vi har videre lagt til grunn hovedkonklusjonene fra konsekvensutredningene som foreligger for ulike sider ved prosjektet, samt noen av høringsuttalelsene til planprogrammet. For øvrig har vi benyttet oss av opplysninger fra kommunen og annen offentlig tilgjengelig informasjon. Eksempelstudien beskrives i mer detalj i vedlegg 3.

Kobberkisforekomstene ved Repparfjorden ble funnet så tidlig som omkring år 1900. Det ble drevet kobberutvinning frem til 1931. Folldal Verk AS overtok i 1970 rettighetene til utvinning og de gjenopptok driften av Repparfjord kobbergruver i 1972. Sviktende kobberpriser førte til nedleggelse i 1978.

Foreliggende planer er behandlet i flere runder og godkjent av Kvalsund kommunestyre. Sametinget og Områdestyret for Vest-Finnmark har innsigelser mot planen fordi de mener den samlet sett vil ha vesentlige negative virkninger for reindriften. Kommunestyret tok ikke disse innsigelsene til følge (i kommunestyremøte 25. oktober 2012), og saken er oversendt Miljøvern-departementet for avgjørelse.

Repparfjorden er en relativt beskyttet fjord, med åpninger gjennom Kvalsundet mot nordvest og Sammelsundet mot nordøst. Fjorden er utnevnt til nasjonal laksefjord med Repparfjordelva som en nasjonal lakseelv. Den årlige fangsten av laks i Repparfjordelva de siste årene har vært 6 – 10 tonn, noe som gjør Repparfjordelva til en av de 10-15 viktigste lakseelvene i Norge. I tillegg munner Kvalsundvassdraget ut i ytre delen av Repparfjorden (ved Kvalsund tettsted). Begge disse vassdragene har bestander av laks, sjøørret og sjørøye. Det er hovedsakelig laksefisk tilhørende disse to elvene som finnes i Repparfjorden, men også laks på vandring til og fra andre vassdrag i Finnmark kan tenkes å passere fjordsystemet. Området ansees derfor å ha stor verdi som oppholds- og vandringsområde for anadrome laksefisk.

Sommer-reinbeitedistrikt 20 Fálá og 22 Fiettar ligger på henholdsvis Kvaløya og sør for Repparfjorden og nord og sør for Repparfjorddalen. Disse områdene utgjør vår-, kalvings-sommer- og tidlige høstbeiter og omtales som helt sentrale i reindriftens eksistensgrunnlag (Nelleman og Vistnes, 2011).

De nye planene for gruvevirksomhet gjelder et område som strekker seg langs sørsiden av fjellene Nussir og Svartfjell, samt store deler av fjellområdet Ulveryggen.



Figur 4.4 Kart over Kvalsund kommune, med Repparfjorden, Vest-Finnmark

I dette eksempelet er hovedvekten lagt på å vurdere håndtering av avgangsmassene fra gruvevirksomheten, fordi det særlig er den siden ved virksomheten som påvirker økosystemtjenestene. Avgangsmassene (avfall) fra oppredningsprosessen kan deponeres enten i landdeponi eller sjødeponi. For begge alternativene foreligger det konsekvensutredninger. Vi behandler gruve drift med deponering av avgangsmasser i sjø som et tiltak (alternativ 1), gruve drift med landdeponi som et annet (alternativ 2), og ingen gruve drift som basisalternativet (alternativ 0).

Økosystemtjenester i området

Repparfjorden og området rundt forsyner samfunnet med en mengde goder og tjenester. En oversikt over viktige økosystemtjenester fra området er vist i figuren nedenfor.



Figur 4.5 Ulike typer økosystemtjenester knyttet til eksempel-området for gruvedrift i Kvalsund kommune

Land- eller sjødeponi?

Basert på informasjonen i reguleringsplanen har vi illustrert potensialet for verdiskapingen fra gruvevirksomheten. Anslagene er usikre, blant annet på grunn av usikkerhet om fremtidige kobberpriser, men et realistisk anslag viser at det kan dreie seg om en verdiskaping på flere hundre millioner kroner i året, og det er antydnet 30 års drift for Nussirfeltet og 6-10 år for det såkalte Ulveryggen-feltet. Videre kan det forventes store positive økonomiske ringvirkninger i kommunen og regionen som følge av at gruveplanene realiseres. Dette er trolig bakgrunnen for at kommunestyret er positivt innstilt til prosjektet, og ønsker ny gruvevirksomhet velkommen.

Etablering av landdeponi er dyrere enn å etablere sjødeponi, ekstrakostnadene er estimert til å ha en nåverdi på i størrelsesorden 1,5 mrd. kr. Både sjødeponi (Alternativ 1) og landdeponi (Alternativ 2) har større eller mindre negative effekt på det marine økosystemet i Repparfjorden. Usikkerheten omkring mulige effekter er også størst på dette området. Sjødeponi slår ugunstig ut både for støttende og regulerende økosystemtjenester i fjorden og for produserende økosystemtjenester basert på marine ressurser. Landdeponi er særlig ugunstig for reindriftsnæringen, men kommer også noe dårligere ut enn sjødeponi for visse kulturelle økosystemtjenester (estetikk og friluftsliv) og kulturminner.

Virkninger og fordelingsvirkninger

Kobberutvinning i Kvalsund kommune kan, som nevnt, gi en årlig verdiskaping på flere hundre millioner kroner når en legger til grunn realistiske forventninger om fremtidig kobberpris på

verdensmarkedet. Dette er verdier som fordeles på ansatte, lokalbefolkning og det offentlige i form av skatteinntekter. Avkastningen for investorene er usikker, men kan bli høy dersom tendensen i kobbermarkedet fortsetter, og utvinningskostnadene ikke blir for høye. Et pålegg om landdeponi vil bety store investerings- og driftskostnader, og dermed betydelig lavere forventet avkastning fra prosjektet. Sammen med den generelle usikkerheten om prisutvikling og andre tekniske og økonomiske faktorer vil et slikt pålegg trolig gi lav eller negativ bedriftsøkonomisk lønnsomhet. De viktigste virkningene er oppsummert i tabellen nedenfor.

Ny gruvevirksomhet i Kvalsund vil gi positive konsekvenser for kommunal økonomi og for næringsliv og sysselsetting i regionen. Gruvevirksomheten innebærer et omfattende investeringsprosjekt som vil virke positivt på den samlede økonomiske aktiviteten i regionen. Effektene kommer i første rekke som direkte etterspørsel knyttet til prosjektering, tilrettelegging, anleggsarbeid, transport og administrasjon. Etterspørselsveksten vil igjen generere økt etterspørsel i form av ringvirkninger. Den samlede aktivitetsveksten er vanskelig å tallfeste og vil avhenge av prosjektets omfang i forhold til regionens samlede aktivitetsnivå. Videre er det usikkert i hvilken grad bedrifter i regionen kan yte leveranser til prosjektet. Erfaringen fra lignende etableringer i andre lokalsamfunn tyder imidlertid på betydelige positive effekter lokalt. Etableringen av gruvevirksomhet vurderes å ha positive konsekvenser for kommunal økonomi pga. økt inntektspotensial fra skatt på formue og inntekt og mulighetene for økt eiendomsskatt og økte avgiftsinntekter.

For sjødeponialternativet er spredningen av avgangsmassene i sjøen det mest sentrale spørsmålet når en skal vurdere hvilke konsekvenser tiltaket har på økosystemtjenester. Avgangsmassene er forventet å inneholde betydelige mengder tungmetaller. Det årlige utslippet i sjøen er beregnet å være opp mot 232 tonn nikkel, 588 tonn krom og 1340 tonn kobber. Dette vil ha effekter på habitater og det marine miljøet i fjorden. Utredningsmaterialet viser at det er en viss usikkerhet og faglig uenighet knyttet til hvor store negative effekter utslippene vil ha på laksefisk og annen fisk. I beskyttelsesregimet for nasjonale laksefjorden er det imidlertid lagt til grunn at virksomhet med risiko for alvorlig forurensning ikke skal være tillatt, og videre skal føre var-prinsippet legges til grunn når kunnskapen om tiltaket er begrenset eller mangelfullt. Vi har derfor vurdert og forsøkt å prissette både miljøgiftutslipp som sådan og negative virkninger for fiske. I tillegg til de konkrete utslippene og påvirkning på fisk og fiske, er det også grunn til å vurdere eventuelt omdømmetap for fisket i et større område dersom det slippes miljøgifter i fjorden.

Når det gjelder negative konsekvenser av landdeponi-alternativet vil reindriften i området bli svært negativt berørt²⁴. Også landskap, biologisk mangfold og friluftsliv vil bli negativt berørt. Vi har ikke grunnlag for å verdsette kostnadene disse næringene påføres eller eventuelt kostnader i form av tapte produserende økosystemtjenester mer generelt.

²⁴ Reindriften vil også bli negativt berørt i alternativet med sjødeponi ved at aktivitetene i området (trafikk, støy etc.) vil ha negative konsekvenser for reindriften. Dette er konsekvenser som er uavhengig av deponiform.

Tabell 4.5 Virkninger – oppsummert.

Virkninger:		Alternativ 1 (Sjødeponi)	Alternativ 2 (Landdeponi)
Positive	Virkning 1 Verdiskaping	Verdiskaping 350 mill. kr pr år (Usikkert anslag)	Lavere enn alternativ 1 pga. store investerings og driftskostnader ved landdeponi.
	Virkning 2 Lokal økonomi	Stor positiv konsekvens (for kommune, næringsliv/sysselsetting)	Stor positiv konsekvens (for kommune, næringsliv/sysselsetting)
Negative for habitat og støttende økosystem-tjenester	Virkning 3 Marint miljø	Middels eller liten negativ konsekvens	Ingen eller liten negativ konsekvens
	Virkning 4 Sjørret- og sjørøye Bestandene	Middels negativ konsekvens	Ikke vurdert (trolig ubetydelig)
	Virkning 5 Laksebestanden	Liten negativ konsekvens	Ikke vurdert (trolig ubetydelig)
	Virkning 6 Biologisk mangfold (land og ferskvann)	Middels til liten negativ konsekvens	Middels negativ konsekvens
Negative for produserende økosystem-tjenester	Virkning 7 Reindrift	Svært stor-kritisk	Svært kritisk
	Virkning 8 Marin Fisk	Middels negativ konsekvens	Liten negativ konsekvens
	Virkning 9 Laksefiske	Liten negativ konsekvens. (Samlet årlig verdiskapning av laksefisket i Repparfjordelva er beregnet til 2 mill. kr.)	Ikke vurdert (trolig ubetydelig)
Negative for kulturelle økosystem-tjenester	Virkning 10 Landskap	Liten negativ konsekvens	Middels til stor negativ konsekvens
	Virkning 11 Friluftsliv	Liten til middels negativ konsekvens	Middels negativ konsekvens
	Virkning 12 Kulturminner	2 automatisk fredete kulturminnelokaliteter kan bli direkte berørt.	3 automatisk fredete kulturminnelokaliteter blir direkte berørt.
	Virkning 13 Reiseliv og turisme	Ikke vurdert (trolig negativ konsekvens)	Ikke vurdert (trolig negativ konsekvens)

De viktigste fordelingsvirkningene er oppsummert i tabellen nedenfor. Her har vi angitt de mest sentrale interessentgrupper som berøres i første kolonne. Flere av disse gruppene kan oppleve både negative og positive virkninger. Det gjelder ikke minst lokalbefolkningen. Når vi angir + eller – er det ment som et estimat av nettovirkningen basert på vår samlede drøftinger av konsekvenser (jf. vedlegg 3).

Tabell 4.6 Fordelingsvirkninger – oppsummert

	Tiltakene:		
	Alternativ 0: Ingen gruvedrift	Alternativ 1: Gruvedrift med sjødeponi	Alternativ 2: Gruvedrift med Landdeponi
Interessenter:			
Gruveselskap	-	+	-
Lokal befolkning	-	+	+
Reindriftsutøvere	0	-	-
Fiskere	0	-	-
Hytteiere	0	-	-
Storsamfunn	?	?	?
Fremtidige generasjoner	+ (?)	- (?)	- (?)

Diskusjon: Virkninger og fordelingsvirkninger og behov for avveininger

Vår gjennomgang bekrefter at dette er en kompleks sak. Både det å skaffe oversikt over og å ta hensyn til alle typer effekter er krevende. For mange av konsekvensene som er utredet er usikkerheten stor. Myndighetene må vurdere verdiskapingen opp mot de samlede negative virkningene.

En mulig strategi er å vente med avgjørelsen til en har mer kunnskap om skadevirkningene. I dette tilfelle kan en antakelig oppnå dette ved ytterligere modellering av spredningen av avgangsmassene i et sjødeponi, og evt. også innhente mer kunnskap om skadevirkningene. Å vente innebærer imidlertid også en kostnad, bl.a. til ytterligere utredninger/modellering, men også i form av utsatte inntekter fra gruveaktivitetene. Hvorvidt en bør vente må derfor vurderes opp mot hva en forventer å oppnå av ytterligere informasjon og hvor viktig denne er for beslutningen i forhold til de samlede kostnadene ved å vente.

Dette er et eksempel på hvordan tradisjonell industrivirksomhet i form av gruvedrift, som utnytter abiotiske naturressurser påvirker blant annet marine økosystemtjenester, men også andre landbaserte økosystemtjenester. Det er behov for avveininger langs mange plan – både i tid og rom, mellom ulike interessenter og geografiske områder – og mellom ulike økosystemtjenester.

Eksempelet er på mange måter klassisk, i det at forurensende industri gir verdiskaping og sysselsetting, som er viktig lokalt, men samtidig påvirker miljøet til lands og/eller til vanns – her uttrykt som påvirkning på marine eller landbaserte økosystemtjenester. Disse effektene har potensielt ikke bare betydning lokalt, men potensielt også for en større befolkning.

Det ene spørsmålet i en slik analyse, er hvorvidt man overhodet skal tillate gruvedrift, som gir verdiskaping og samfunnsøkonomisk gevinst, men som også har en rekke – hovedsakelig – ikke-prissatte, negative effekter på økosystemet. Et tilleggsspørsmål, som vi også har forsøkt å belyse, er om man bør velge landbasert eller sjøbasert deponi dersom det skal være gruvedrift.

Selv om det foreligger en rekke utredninger knyttet til konsekvensutredningen, er tallmaterialet meget spinkelt, og det gjør vår analyse vanskelig.

Slik det er nå, ender analysen opp med en rekke virkninger som i stor grad er ikke-prissatt. Man kan forsøke å sette inntektene fra gruvedriften opp mot de negative konsekvensene for økosystemtjenester. Hvis vi bare er opptatt av marine økosystemtjenester, er opplagt alternativet med landdeponi best, fordi landdeponi har meget begrenset negativ påvirkning på økosystemene i fjorden og utenfor. Dersom man alternativt er mest opptatt av landbaserte

Økosystemtjenester er sjødeponi best fordi det både er billigere og i mindre grad har negativ påvirkning på landbaserte økosystemtjenester. I plandokumentet (Didriksen 2011) gis det anslag for merkostnader (til investering og drift) ved å benytte landdeponi. Nåverdien av disse merkostnadene er beregnet til ca. 1,5 milliarder kroner (jf. vedlegg 3). Dersom myndighetene ut fra en samlet vurdering pålegger bedriften å bygge et landdeponi, innebærer dette implisitt at man vurderer ulempene ved et sjødeponi til å være større enn ved et landdeponi, og at forskjellen i ulempene mellom de to alternativene for andre enn gruvebedriften har en nåverdi som overstiger 1,5 milliarder kroner.²⁵

Eksempelet viser at det også er avveininger mellom interessenter og geografiske områder som må vurderes her. Analysen viser at man kan få klarlagt hvilke interesserenter og geografiske områder som får fordeler og ulemper, og det er et godt grunnlag for politiske vurderinger – og etter vår vurdering – så langt en faglig analyse kan/bør gå i å anbefale løsninger.

Vi ser f.eks. at ved landdeponi vil særlig samiske interesser bli negativt berørt mens kommune og eier av gruen vil ha økonomiske fordeler. Når det gjelder sjødeponi er det særlig fiskere, i næringsfiske og turistfiske, og all aktivitet knyttet til dette som kan/vil bli negativt påvirket. Fiskerne bor og lever lokalt, mens turistfiskerne både bor lokalt og kommer tilreisende fra ulike områder i landet. Når det gjelder ikke-bruksverdier (kulturelle verdier) knyttet til å bevare Repparfjorden som intakt laksefjord, er kanskje de viktigste interessentene utenfor Kvalsund kommune. En nasjonal laksefjord og laksvassdrag er per definisjon et nasjonalt miljøgode.

Vi har i dette eksempelet forsøkt å prissette flere effekter enn det som var gjort i konsekvensutredningene som ligger til grunn for vår analyse. Vi har kunnet frembringe noen flere kroneverdier, ved å overføre nytteestimer litt røft fra andre studiesteder, f.eks. for laksefiske i fjorden og kostnader ved utslipp av miljøgifter (jf. vedlegg 3). Men det er fortsatt mange konsekvenser som vi ikke har kunnet prissette, fordi det ikke har vært rom for å gjøre egne verdsettingsstudier som del av dette prosjektet, og det mangler studier å overføre verdier fra. Men også fordi det, også i dette eksemplet, er betydelig usikkerhet knyttet til hva som faktisk vil skje med fisk og fiske dersom man etablerer et sjødeponi

²⁵ Vi ser bort i fra evt. vurderinger som kommer inn hvis gruveselskapet også har utenlandske eiere osv.

4.4 Eksempel 3: Makroalger til bioenergi og bioraffinering

Introduksjon til eksempel og område

Formålet med dette eksempelet er å gjøre en svært forenklet samfunnsøkonomisk analyse av algeproduksjon i Nord-Norge. Det inkluderer mulig påvirkning på annen bruk av marine ressurser og økosystemtjenester, samt mulige fordelingsvirkninger og behov for avveininger. Eksempelstudien baserer seg på litteraturkilder og konsultasjoner med eksperter.

Ved taredyrking skilles det mellom dyrking av mikroalger og makroalger. I dette eksempelet velger vi å studere makroalger. Det betyr ikke at vi mener at mikroalgeproduksjon er uaktuelt for Norge, men at det i vår sammenheng der fokus er på økosystemtjenester og verdiskaping er mest interessant å se på makroalge-produksjon.

Makroalger er til forskjell fra mikroalgene primært sukkerholdige, noe som gjør dem egnet til å produsere bioetanol. Tare kan inneholde inntil 60 % karbohydrater, hvorav 80 % kan fermenteres til etanol (Wargacki m. fl. 2012). Andre biodrivstoff som butanol og metangass er også aktuelle produkter (Olafsen m. fl. 2012). Produktene fra makroalger kan imidlertid være både mat, fôr, kjemikalier og bioaktive stoffer, i tillegg til energi (Olafsen m. fl. 2012).

Noen typer makroalger er blant verdens hurtigst voksende og mest effektive planter til å binde CO₂. Brune makroalger (Laminariales-ordenen) har en maksimal produktivitet på 1,2-1,9 kg karbon per kvadratmeter per år (Lining 1990). Dette er omtrent det samme som regnskog, og 2-3 ganger mer enn sukkerrør, som er ansett som en av de beste plantene for dyrking til bioenergi.

Makroalger kan dyrkes uten bruk av matjord, ferskvann, sprøytemidler og gjødsel. At tare kan dyrkes uten bruk av kunstig gjødsling kan være svært viktig. Landbasert planteproduksjon til bioenergiformål er avhengig av fosfortilførsel for god vekst, og jordas kjente fosforforekomster begynner å tømmes. Det kan også være interessant å se på makroalgedyrking som en metode for å fange fosfat fra sjøvann, blant annet for bruk til gjødsel for matproduksjon på land (Handå m. fl. 2009).

Biodrivstoff fra makroalger vil i utgangspunktet være karbonnøytralt sammenlignet med fossile energikilder, siden planter binder CO₂, når de vokser og på den måten ikke bidrar til økt CO₂-konsentrasjon i atmosfæren når energien forbrukes og CO₂ frigis.

Det finnes store arealer som egner seg for industriell dyrking av tare i Norge (Olafsen m. fl. 2012). Våre mange næringsrike, høyproduktive "upwelling"-områder og elveutløp har fortrinn for produksjon av makroalger. Handå m. fl. (2009) peker på fire faktorer som påvirker hvor egnet en lokalitet er for taredyrking:

- Stor forekomst av næringssalter
- Moderat til sterk strøm
- Ikke for høy temperatur om sommeren
- Vannmasser med lite partikler og dermed gode lysforhold

Et konsept for dyrking av makroalger er integrert med anlegg for havvind. Det kan også være at det er spesielt gode muligheter for å dyrke tare i nærheten av oppdrettsanlegg for laksefisk, såkalt «Integrert Multitrofisk Akvakultur». Det er vist at taren kan utnytte og vokser raskere ved gjødsling med næringssalter fra oppdretts-anlegg (Handå m.fl. 2012). Kartet nedenfor viser oppdrettsanlegg i de nordligste fylkene, som kan være aktuelle å kombinere med taredyrking.



Figur 4.6 Matfiskanlegg for laksefisk, 2009.

Kilde: Selvik m. fl. (2010:17)

I 2010 ble 200 000 tonn makroalger høstet i Norge. De har en førstehandsverdi på ca. 1,1 mrd. kr (Olafsen m.fl. 2012). Det er hovedsakelig stortare (ca. 150 000 tonn i 2008), og noe grisetang (ca. 20 000 tonn i 2008²⁶). I Norge har man drevet med kommersiell taretråling i ca. 35 år. All stortare som ble høstet i Norge per 2009 ble i følge Handå m. fl. (2009) levert til FMC Biopolymer AS i Haugesund for alginat og alginsyre-produksjon. FMC Biopolymer AS har en omsetning på ca. 2,3 mrd. kr per år.

Forekomsten av stortare langs norskekysten er estimert til rundt 50 millioner tonn stående biomasse, slik at 200 000 tonn innhøstet tilsvarer mindre enn en halv prosent. Stortare vokser imidlertid sakte og er trolig ikke egnet for kommersiell dyrking (Handå m.fl. 2009).

Verdikjeden for tare til biodrivstoff omfatter både dyrking av biomasse og nedstrøms prosessering til biodrivstoff. Per i dag eksisterer ingen kommersiell verdikjede, men mange aktører innen industri og forskning jobber med å løse utfordringer knyttet til biologi, dyrkingsanlegg og prosessering, og kommersiell aktivitet forventes innen 2020 (Olafsen m.fl. 2012). Kombinasjonen av norsk biologikompetanse på makroalger, våre miljøer innen havbruksteknologi og konstruksjoner, og forholdene i norsk kystsone gjør at vi trolig har et konkurransefortrinn når det gjelder produksjon av makroalger sammenlignet med mange andre land.

²⁶ http://www.imr.no/temasider/alger/tang_og_tare/nb-no. Besøkt 19/11-12.

Aktuelle økosystemtjenester

Oversikt over viktige økosystemtjenester i kystsonen for dette eksempelet er vist i figuren nedenfor.



Figur 4.7 Viktige økosystemtjenester

Alternativer som er vurdert

Basisalternativet i eksempelet er at makroalgeproduksjonen i Norge ikke endres vesentlig, hverken med hensyn til hvilke produkter som produseres, eller effektivitet og lønnsomhet i produksjonen. Produksjonen i fremtiden vil da ha en omsetningsverdi på i størrelsesorden 2,3 mrd. 2012-kroner.

Det vurderes to alternativer for makroalgeproduksjon i stor skala. Felles for dem er at det utvikles ett (eller få) produksjonsanlegg for bioenergi og bioprosessering i Nord-Norge, samt at det bygges videre på biologi- og bioteknologikompetansen i Tromsø til å utvikle kompetansemiljø og næringsklynge rundt makroalgeproduksjon. Begge alternativene vil også baseres på at norsk havbrukskompetanse utnyttes til å bygge opp denne næringen, slik at verdiskapingen der økes.

Alternativene som vurderes er:

1. Integrert makroalgeproduksjon i tilknytning til eksisterende lakse-oppdrettsanlegg i hele Nord-Norge,
2. Storskala makroalgeproduksjon i dedikerte vekstanlegg på utvalgte steder i Nord-Norge

Vi har vurdert scenarier for 2030 og 2050 og tar utgangspunkt i Olafsen m.fl. (2012) anslag om en makroalgeproduksjon på 4 mill. tonn i 2030 og 20 mill. tonn i 2050.

Handå m.fl. (2009) diskuterer forhold rundt de to modellene for produksjon. Med makroalgeproduksjon integrert med fôrbasert havbruk kan man, i alle fall i teorien, komme i en 'vinn-vinn-situasjon ved at utslipp fra oppdrettsanleggene fungerer som gjødsel for taren, og ved at man utnytter mye av infrastrukturen oppdrettsfirmaene allerede har. En slik modell krever trolig at en utnytter tare både som råvare for bioenergi og andre produkter, som alginatproduksjon, helsekost og andre konsumprodukter. Da vil produksjonen kanskje ikke være så avhengig av stort volum for å være lønnsom. Handå m.fl. (2009) venter at en slik type utnyttelse krever at aktiviteten konsentreres til noen steder langs kysten for å få kostnadseffektiv logistikk av råvaren, samt at foredlingen av råvarene skjer ved ett eller få anlegg.

Industrimodellen med store offshore anlegg tar hos Handå m.fl. (2009) sikte på storskala drift med ren energiproduksjon fra algene. Tare dyrking kan da kombineres med andre mulige offshore anlegg, som havbaserte vindturbiner. Vindturbiner til havs vil naturlig måtte disponere en del areal med ankerfester og lignende. Mellom vindturbinene, dvs. integrert i vindkraftanlegget strekkes hengekulturer for dyrking av tare, som dermed sparer betydelige kostnader med "gratis" forankring, samtidig som arealutnyttelsen blir maksimal. En slik modell er allerede utredet av ECN (Energy Research Centre of the Netherlands) med tanke på utplassering i Nordsjøen (Reith m.fl. 2005). Dersom de arealbehov som Handå m.fl. legger til grunn for tare dyrking også gjelder for offshore-anlegg, vil det kreve virkelig gigantiske anlegg for å få den skala som Reith m.fl. har beregnet må til for å få lønnsomhet.

Virkninger og fordelingsvirkninger

For vår hensikt med eksempelet, som først og fremst er å vurdere synergier eller konflikter mellom næring (verdiskaping) og økosystemtjenester, viser eksempelet at tare dyrking kan ha positive effekter, særlig på produserende økosystemtjenester. Men det kan også ventes negative virkninger. For dyrking integrert i fiskeoppdrettsanlegg er det trolig i hovedsak positive effekter for fiskerier, mens effektene på kulturelle økosystemtjenester som rekreasjon og reiseliv antas klart negative. For dyrking til havs antas effektene i hovedsak positive – forutsatt at dyrkingen knyttes til installasjoner som allerede er der – som havvindanlegg. Den skala som tidligere studier har antydnet må til for å få lønnsom drift av slike anlegg, innebærer tilknytning til så gigantiske havvindanlegg at det virker lite sannsynlig at de skal bli realisert. Dersom det må etableres egne installasjoner for tare dyrking, blir arealkonflikten knyttet til denne dyrkingen større, men det øker også kostnadene betydelig, og er derfor sannsynligvis mindre aktuelt av den grunn. I de to påfølgende tabellene er virkninger av henholdsvis alternativ 1 og 2 oppsummert.

Tabell 4.7 Sammenndrag av virkninger for Alternativ 1: Integrert makroalge-fiskeoppdrettsproduksjon

Virkning	Verdsetting/vurdering	
	2030	2050
<i>Kommersiell bioenergiproduksjon</i>		
Inntekter fra bioetanolproduksjon per år og sum neddiskontert i forhold til 2013 (2013-kroner), gitt start fullskala kommersiellproduksjon i 2020	664-2879 mill kr	1,1-4,7 mrd kr
Kostnader bioetanolproduksjon (FOU, dyrkingsanlegg, høsting og transport til prosessering, prosesseringsanlegg, prosessering, transport til marked)	?	?
Verdiskaping fra bioprosessering	?	?
Verdiskaping fra teknologi og kompetansetjenester	+	+
<i>Effekter på regulerende økosystemtjenester</i>		
Karbonbinding	+	+
<i>Effekter på produserende økosystemtjenester</i>		
Fiskeri:		
- Habitatforbedringer for fiskeyngel	+	+
- Arealkonflikter	-	-
- Økt primærproduksjon	0/+	0/+
Oppdrett:		
- Volumøkning mulig uten eutrofieringsfare	+	+
<i>Effekter på kulturelle økosystemtjenester</i>		
Reiseliv: Visuell forurensing og arealkonflikter	--	--
Rekreasjon	--	--
Betydning for økt kunnskap og vitenskap	+	+

0= ingen effekt

-= liten negativ effekt; -- middels negativ effekt; ---stor negativ effekt;

+ liten positiv effekt; ++ middels positiv effekt; +++ stor positiv effekt

Tabell 4.8 Sammenndrag av virkninger for Alternativ 2: Offshore makroalgeproduksjon integrert med havvind

Virkning	Verdsetting/vurdering	
	2030	2050
<i>Kommersiell bioenergiproduksjon</i>		
Inntekter fra bioetanolproduksjon per år og samlet er usikker		
Kostnader bioetanolproduksjon (FOU, dyrkingsanlegg, høsting og transport til prosessering, prosesseringsanlegg, prosessering, transport til marked)	?	?
Verdiskaping fra bioprosessering	?	?
Verdiskaping fra teknologi og kompetansetjenester	+	+
<i>Effekter på regulerende økosystemtjenester</i>		
Karbonbinding	+	+
<i>Effekter på produserende økosystemtjenester</i>		
Fiskeri:		
- Habitatforbedringer for fiskeyngel	+	+
- Arealkonflikter	0/-	0/-
- Økt primærproduksjon	0/+	0/+
Skipsfart	0*	0
<i>Effekter på kulturelle økosystemtjenester</i>		
Reiseliv: Visuell forurensing og arealkonflikter	0	0
Rekreasjon	0	0
Betydning for økt kunnskap og vitenskap	+	+

*gitt at havvindanlegg uansett etableres

0= ingen effekt, -= liten negativ effekt; -- middels negativ effekt; ---stor negativ effekt;

+ liten positiv effekt; ++ middels positiv effekt; +++ stor positiv effekt

Diskusjon: Virkninger og fordelingsvirkninger og behov for avveininger

Dette eksempelet er forbundet med stor grad av usikkerhet da kommersiell taredyrking til bioenergi ennå ikke er etablert. Slik taredyrking er avhengig av at flere forhold faller på plass for at det skal bli kommersielt interessant. Man må ta kostnader ved utvikling og utprøving i dag mens inntektene vil komme til dels langt frem i tid. Både offentlige og kommersielle aktører er imidlertid inne i et utviklingsløp. De har da gjort avveininger mellom dagens investeringer i FoU og fremtidens mulige inntekter og kostnader. For vår analyse, og for de virkningene som er prissatt, er det relativt greit, da vi kan bruke diskonteringsrente som anbefalt av Finansdepartementet og vurdert på ny i NOU 2012 som beskrevet i kapittel 3 i denne rapporten.

En utfordring er at både inntekter og kostnader er beheftet med stor usikkerhet, og særlig på kostnadssiden foreligger så lite informasjon at det heller ikke oppleves meningsfylt å oppgi anslag i form av kostnadsintervall. Det gjør det også lite meningsfylt å gjennomføre sensitivitetsanalyser.

Med utgangspunkt i at havvindanlegg (eller andre installasjoner til havs) allerede er på plass som en forutsetning for taredyrking, vil slik dyrking føre med seg relativt få ekstra konflikter der. Det at det kan ventes klare negative effekter for reiseliv og rekreasjon ved integrert dyrking med fiskeoppdrett tilsier at det er behov for god arealforvaltning slik at man unngår de mest konfliktfylte områdene.

En usikkerhet utover de usikre inntekts- og kostnadsanslagene, er hvordan introduksjon av storskala produksjon av tarer vil virke inn på det øvrige økosystemet og dermed økosystemtjenester (særlig støttende tjenester). Det er derfor også en viss kvasi-opsjonsverdi (verdi av å vente fordi man lærer mer) forbundet med å finne ut mer om konsekvensene før man tar en beslutning. Taredyrking er imidlertid ikke en irreversibel prosess, slik at det kan være mulig å prøve seg frem med småskala dyrking og vurdere konsekvenser for økosystemtjenester samtidig som man får bedre grunnlag for å vurdere fremtidige inntekter og kostnader.

4.5 Eksempel 4: Koraller og fiske

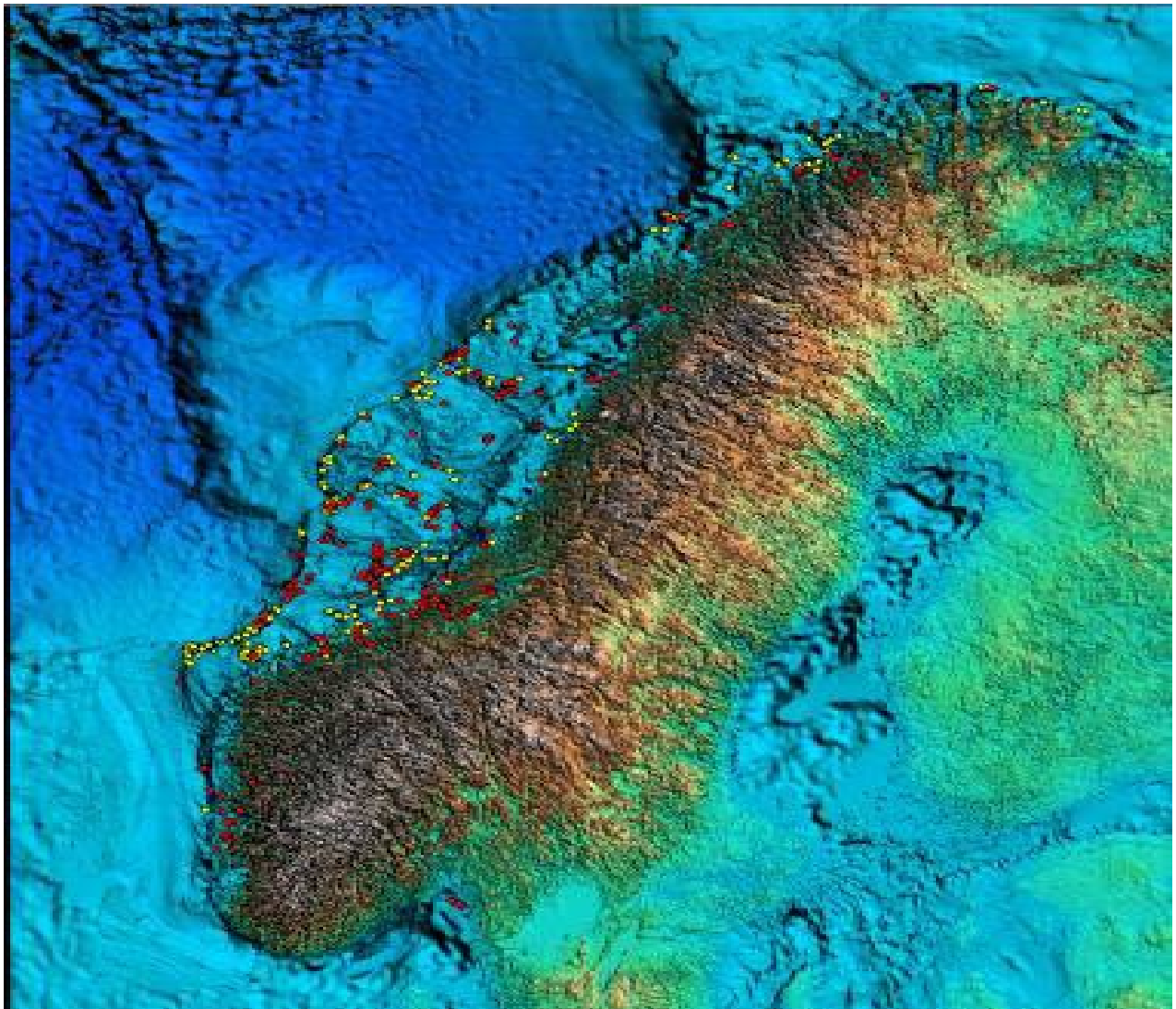
Introduksjon til eksempel og område

Kaltdvannskoraller er dyr som består av centimeterstore, anemonelignende korallpolypper som danner et kalkskjelett. Kaltdvannskoraller skiller seg fra sine tropiske slektninger ved at de lever på dyp der det ikke skjer fotosyntese, og de har derfor ikke noe symbiotisk forhold til alger. *Lophelia* er den eneste revdannende kaltdvannskorallen i norske farvann. Kaltdvannskorallenes polypper har en lengdevekst på 4-25 mm i året. Etter ca. 300 år kan korallkoloniene bli opp til 2 meter høye med en diameter på flere meter. Når de når en viss størrelse, knekker revene på grunn av naturlige prosesser. Deler av disse blokkene kan inneholde levende polypper som kan vokse opp og gi opphav til nye kolonier. Over tid kan disse prosessene føre til at det dannes store rev (Hovland og Mortensen 1999).

Den lave vekstraten betyr at dersom korallene blir skadet, vil det ta flere hundre år før de eventuelt kan vokse seg store nok til igjen å innta sin opprinnelige økologiske funksjon. Hva denne økologiske funksjonen går ut på er imidlertid ikke godt vitenskapelig belagt. Det er imidlertid klart at kaltdvannskorallrev inneholder høyt biologisk mangfold, og ofte også høy tetthet av mange arter (Freiwald, Fosså m.fl. 2004, Mortensen og Fosså 2006).

Den største trusselen mot kaltdvannskoraller er bunntrålfiske (Fosså m.fl. 2002). Til tross for at også rester av konvensjonelle redskaper, som line og garn, observeres fast i korallrev, anses skadeeffektene å være betydelig høyere med bunntrålfiske. Forskere mener at rundt 30-50% av kaltdvannskorallene i norske farvann er ødelagt eller skadet (Fosså, Mortensen m.fl. 2002). Man har estimert at disse ødeleggelsene har resultert i årlige fangst- og inntektstap i uerfisket på 11 - 29 % (Foley, Kahui m.fl. 2010).

Langs kysten av Norge finner vi noen av verdens tetteste forekomster av kaltdvannskoraller (se Figur 4.7). De finnes langs Hvaler i sørøst til Sørøya i nord, med de hyppigste forekomstene fra Stavanger til Sørøya. I Norge vokser *Lophelia* korallene ned til ca. 500 meters dyp. Den grunneste forekomsten finnes i Trondheimsfjorden på 39 meters dyp.



Figur 4.8 Kaldtvannskorall langs norskekysten. Gule prikker er korallrev som er rapportert av fiskere og andre, mens røde prikker er identifiserte forekomster av KK langs norskekysten per 2004

Kilde: Havforskningsinstituttet, hentet fra Miljøverndepartementets hjemmeside

Nye korallrev blir oppdaget med jevne mellomrom. Etter å ha blitt oppdaget, må et korallrev verifiseres av forskere. Det verifiserte revet blir satt på kartet og merket som et område hvor det etter loven må vises særlig aktsomhet ved aktiviteter som for eksempel fiske. Et sett med vitenskapelige kriterier bidrar til å bestemme om et verifisert areal skal få ytterligere vern i form av marint verneområde innen fiskerilovgivningen.

Siden første rev ble beskyttet i 1999 har totalt 10 rev blitt beskyttet (se vedlegg 5, Tabell 1). Dette utgjør et areal på 2445 km² (se vedlegg 5, Figur 2), og tilsvarer et område på størrelse med Vestfold fylke. Med unntak av Selligrunnen i Trondheimsfjorden, verdens grunneste Lopheliarev, som er beskyttet etter Naturvernloven, er alle revene beskyttet av fiskerilovgivningen²⁷. Denne lovgivningen medfører at det er forbudt å drive fiske med redskap som slepes og berører

²⁷ Forskrift om endring av forskrift om utøvelse av fisket i sjøen; Kapittel XIII. Beskyttelse av korallrev, 1999 og senere utvidelser.

bunnen i de angitte områdene, og krever at det “utvises særlig aktsomhet ved fiske i nærheten av kjente forekomster av korallrev”. Videre er det forbudt å ødelegge revene med hensikt.

I 2011 ble et område på 1 118 000 km² (hvorav 318 000 er utenfor norsk jurisdiksjon) beskyttet mot alt bunnfiske under 1000 meter (se vedlegg 5, Figur 3)²⁸. Kun ved spesiell godkjenning med hensyn til krav til rapportering av blant annet skade på sensitive habitat, vil slikt fiske kunne tillates. I praksis betyr imidlertid forbudet mot trålfiske dypere enn 1000 meter lite siden det ikke finnes fiskeressurser på disse dydene i våre farvann. Når det gjelder allerede eksisterende fiskefelt, krever denne nye forskriften at fisket må stoppe dersom mengden levende korall overstiger 60 kg per trålhal, line- eller garnsetting. I slike tilfeller skal dette rapporteres, og fisket skal flyttes minst 2 nautiske mil fra den posisjon som er nærmest det identifiserte sårbare bunnhabitatet. Per i dag er det imidlertid ikke bunnfiske i disse områdene, og intet prøvefiske er omsøkt.

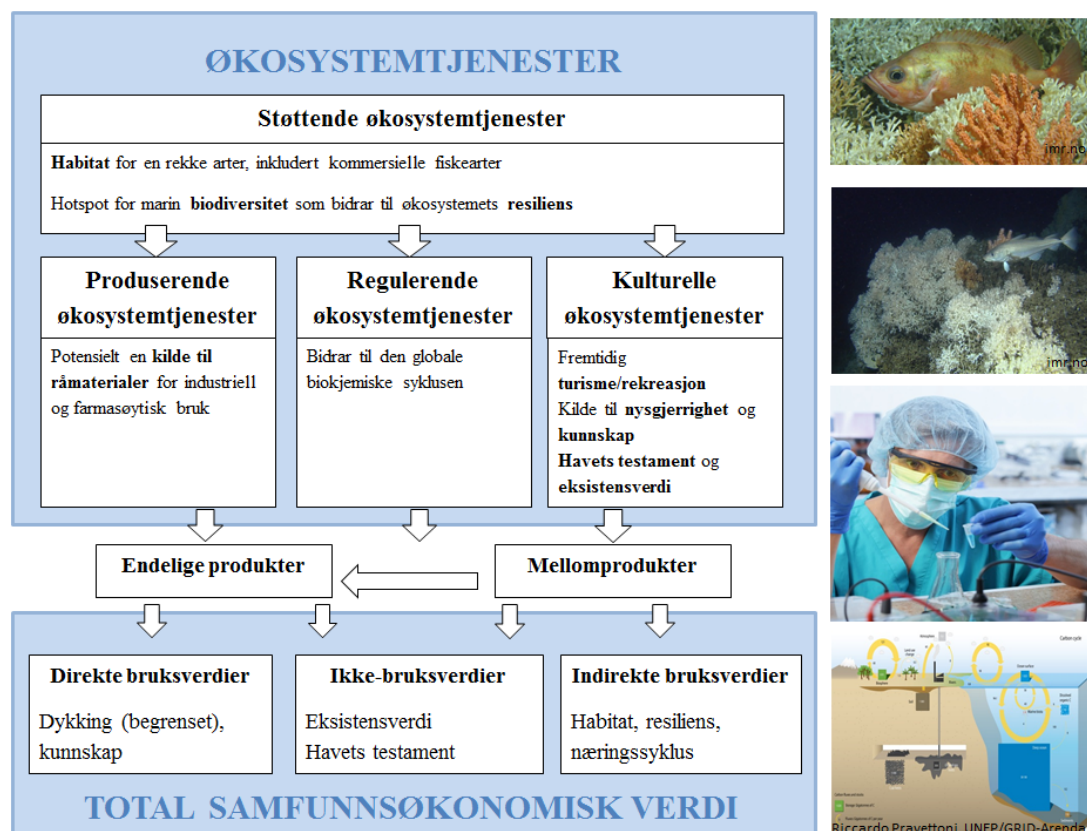
Utover disse områdene er bunntrålfiske ikke tillatt innenfor 4 nautiske mil fra grunnlinjen. Videre eksisterer det en rekke trålfrie områder. Disse reguleringene er imidlertid ikke motivert av habitathensyn, men snarere på grunn av seleksjonsproblemer, brukskollisjoner og hensyn til konvensjonelle fiskerier.

Næringsinteressene, det vil si fiskerorganisasjonene, har i hovedsak støttet den eksisterende reguleringen og etableringen av verneområder forbundet med kaldtvannskorall. Både fra Norges Fiskarlag og Norges Kystfiskarlag har det kommet forslag om stenging av korallfelt for trålfiske. Fiskebåtrederne Forbund, som organiserer de største fiskefartøylene, deriblant trålerne, har uttrykt behov for større helhetstenkning, og inkludering av petroleumsindustrien i reguleringene, men har støttet de verneområdene som har blitt etablert til nå.

Økosystemtjenester

Figuren nedenfor gir en oversikt over de viktigste økosystemtjenestene knyttet til korallrev.

²⁸ Forskrift om regulering av fiske med bunnredskap i Norges økonomiske sone, fiskerisone rundt Jan Myen og fiskerivernsonen ved Svalbard, 1. september 2011



Figur 4.9 Viktige økosystemtjenester knyttet til kaldtvannskorallrev

Aktuelle tiltak som er vurdert

For å vurdere aktuelle tiltak og avveininger mellom fiske og korallrev har vi valgt å se på to mulige alternative tiltak²⁹:

Alternativ 1. *Utvidet beskyttelse av kaldtvannskorallrev mot bunntråling*. Det vil si, beskyttelse av alle kjente og forventede korallrevområder, antatt å være et sted mellom 5000 og 10 000 km²

Alternativ 2. *Forbud mot bunntråling*. Krav om endring av redskap, enten direkte eller over tid.

Når det gjelder Alternativ 1, så vernes det per i dag ca. 2500 km² ut fra hensyn til beskyttelse av kaldtvannskorallrev. Det er i dag kjent at områder som utgjør totalt ca. 5000 km² måtte beskyttes om kjente rev skulle vernes. Videre er det svært sannsynlig at opptil 10 000 km² totalt har korallrev av betydning (pers. medd. Pål Buhl Mortensen, Havforskningsinstituttet). Det vil si at dersom alle mulige områder for korallrev skulle vernes, ville dette medføre en firedobling av det vernede området.

Dersom korallrevene kun vernes mot bunntrål medfører det ikke særlige kostnader for fiskeriene sammenlignet med status quo, fordi trålerne også i dag i stor grad holder seg unna

²⁹ Vi har valgt å konsentrere oss om alternativer rettet mot bunntrål, som i litteraturen anses som den største trusselen mot kaldtvannskoraller. Det er imidlertid et spørsmål om ikke det er andre trusler som også bør vurderes i norske farvann, eksempelvis petroleumsvirksomhet og havforsuring. Spesielt førstnevnte er påpekt i høringer av blant annet Fiskebåtrederne Forbund som aktuelt å inkludere i forvaltningen av kaldtvannskorall.

korallrev. Dersom revområdene skulle stenges for alt fiskeri, ville kostnadene kunne være betydelige siden mange konvensjonelle redskaper aktivt søker korallområder for å fiske i enkelte sesonger og fiskerier. Et stengt område vil medføre at de må søke til sine nest-beste områder, og kostnad per enhet fangst ville øke, mens fangst per enhet innsats ville kunne avta.

Når det gjelder Alternativ 2 så er dette lite aktuelt i Norge i dag. Det har imidlertid i flere år vært et trykk fra eksempelvis miljøorganisasjoner for å redusere eller fjerne bunntråling fra internasjonale farvann. EUs Fiskerikommisjonær foreslo videre i 2012 å fase ut tråling (og bunnsett linefiske) på dypvannsarter innen EU, for å beskytte disse ofte saktevoksende artene, og de marine bunnmiljøene. I Norge har det i de senere år vært økt innsats innen forskning for å fremme utviklingen av flytetral, og dermed kunne redusere fisketrykket på bunnmiljø. Å skissere et umiddelbart forbud vil kunne illustrere kostnadene forbundet med en slik endring, og mulige tap av inntekter, i tillegg til mulige gevinster som skissert tidligere. Dette ville kreve et større arbeid enn det som kan gjøres her. Vi vil imidlertid under diskutere noen fordeler og ulemper.

Beskrivelse av virkninger

Vi har ikke prissatte virkninger av de foreslåtte alternativene. Under skisseres derfor mulige fordeler og ulemper.

Fordeler (nytte):

Alternativ 1 vil kun gi fordeler i forhold til basisalternativet dersom trålerne faktisk ødelegger koraller i dag, eller at stenging av områder vil kunne gi økt vekst i korallområdene. I så fall gjelder fordelene under både Alternativ 1 og 2. Alternativ 2 vil imidlertid på sikt også kunne medføre økt vekst av koraller i områder som det er potensiale for korallvekst, men som ikke har det nå på grunn av trålaktivitet.

Per i dag er lite kjent om potensialet for økning i fangst, altså produserende tjenester, ved beskyttelse av økologiske viktige bunnmiljøer som kaldtvannskoraller. En bioøkonomisk tidsserieanalyse av det norske uerfisket indikerer, som nevnt, imidlertid at det er risiko for betydelige reduksjoner i inntekter forbundet med tap av kaldtvannskoraller (Foley, Kahui m.fl. 2010). Økte fangster vil kunne medføre lavere priser for konsumenter.

I tillegg til fordelene for de produserende tjenestene som fisk, er det mulig at andre tjenester, eksempelvis kulturelle tjenester (som kilde til kunnskap og havets testament), men også mulige fremtidige tjenester kunne være beskyttet ved gjennomføring av de foreslåtte alternativene.

Ulemper (kostnader):

Virkninger som kunne prissettes ville være eventuelle økte kostnader og reduserte inntekter forbundet med å måtte flytte fisket til nest-beste område (for Alternativ 1 gjelder dette kun hvis det fortsatt tråles på eller opp mot korallområder) eller å måtte endre fiskeredskap til nest-beste. Noen sesonger og fiskefelt vil ikke kunne utnyttes fullt ut dersom trål ble forbudt, noe som ville kunne medføre redusert fangst. Dette vil imidlertid kunne gi økt fangst av andre redskapstyper og på andre steder i fiskens livssyklus.

Fordelingsvirkninger

Alternativ 1 vil sannsynligvis ikke medføre store negative eller positive fordelingsvirkninger dersom trålflåten faktisk unngår kaldtvannskorallområder. Dersom imidlertid trålflåten fortsatt påvirker korallområder negativt, vil stenging av områdene slik skissert i Alternativ 1 medføre at trålflåten må endre sin adferd, med potensielle direkte negative effekter for denne gruppen. Økt vekst i korallområder vil kunne bidra til økt vekst i kommersielt interessante bestander som igjen gir positive fordelingsvirkninger både for trålflåten og andre fiskeredskapsgrupper. For

Alternativ 2 er de positive og negative fordelingsvirkningene forsterket gjennom mulige kvoteoverføringer mellom redskaps-grupper (se tabell under).

Tabell 4.9 Fordelingsvirkninger av alternativ 1 og 2 – oppsummert

Virkning	Interessent			
	Trålfiskere	Kystflåte og annen havfiskeflåte	Storsamfunn	Fremtidige generasjoner
Fordel	Potensielt økt bestand, som medfører økte kvoter	Potensielt økt bestand som medfører økte kvoter Alt 2: Enda større kvoter, spesielt dersom disse overføres fra trål	Eksistensverdier, og opsjonsverdier. Potensielt mer fisk og lavere priser	Opsjonsverdier, eksistensverdier, bevarings- og arveverdier. Potensielt mer fisk og lavere priser
Ulempe	Tap av områder; må gå til nest beste område, Alt 2: Evt tap av kvote dersom denne overføres til annen redskapsgruppe			

Det er i stor grad trålerflåten som står i fare for å oppleve ulemper forbundet med alternativene skissert. I dag er det hovedsakelig trålere med torsketrål- og reketrålkonsepsjoner som driver med bunntråling. Fiskeridirektoratet (Anon 2012) inkluderer 44 torske- og/eller reketrålere, samt 118 kystreketrålere blant bunntrålerne. Det vil si at et forbud mot bunntråling potensielt ville påvirke 162 trålfartøy negativt. Med i snitt 18,3 årsverk på en torske-/reketråler og 2,1 årsverk på en kystreketråler, vil dette medføre at 1053 årsverk berøres negativt (eller 2121 sysselsatte slik beregnet av Fiskeridirektoratet) (Anon 2012). De positive effektene fordeles på en større gruppe (i Alternativ 1 også trålerflåten), kanskje med unntak om kvote kun overføres til linedrift og annen havfiske (som er et mindre antall fartøy).

Det må imidlertid tilføyes at en overføring av kvoter fra en redskapsgruppering til en annen med dagens regler vil medføre at i det minste basiskvoten (den delen av totalkvoten som følger fartøyet) ville måtte kjøpes, eksempelvis av myndighetene, noe som reduserer de negative effektene for trålflåten. De totale effektene her er imidlertid svært uklare, fordi et slikt inngrep fra myndighetene ville endre kvotemarkedet og dermed også påvirke kvotepriser, slik at totaleffekten er høyst uklar.

Diskusjon: Virkninger, fordelingsvirkninger og behov for avveininger

Økosystemtjenesteperspektivet anvendt på kaldtvannskorall illustrerer de tjenestene, både eksisterende og potensielle, som påvirkes av mulige tiltak. Det fremgår av dette at dersom det stemmer at trålflåten faktisk unngår korallområder så er Alternativ 1 (*Utvidet beskyttelse av kaldtvannskorallrev mot bunntrål*) relativt problemfritt hva gjelder avveininger. Det vil si at en fortsettelse av dagens forvaltningspraksis der kaldtvannskorallrev løpende beskyttes etter at de oppdages og verifiseres, er rimelig ukontroversiell. Det reises imidlertid fra fiskerhold spørsmål om hvorfor det kun er fiskeri som skal begrenses for å beskytte kaldtvannskorall, noe som klart kan skape problemer på sikt omkring legitimiteten av en slik regulering..

Alternativ 2 (*Forbud mot bunntrål*) reiser mange flere spørsmål hva gjelder forvaltningsmetode (hvordan alternativet skal innføres), samt fordelingsvirkninger og avveininger. Her er imidlertid også potensialet for fordeler (nytte) større enn i Alternativ 1, dersom dette alternativet medfører økt koralltilvekst i tidligere nedtrålede områder, med påfølgende økt tjenesteproduksjon. De forvaltningsmessige omkostningene vil imidlertid også kunne forventes

å være høyere, samt ulempene for trålgruppen. Totaleffekten er imidlertid svært uklar siden en slik endring i forvaltningspraksis ville medføre en betydelig forandring i markedsstrukturen for kvoter. Her ligger også klart en avveining i tid, fordi kaldtvannskorall er svært saktevoksende, slik at de økte tjenestene som Alternativ 2 kan bidra med i forhold til Alternativ 1 vil komme adskillig lenger frem i tid. Dermed blir det en avveining mellom de økte omkostningene og ulempene i dag mot de potensielle gevinstene i fremtiden.

Videre må det bemerkes at vi har konsentrert oss om forvaltning rettet mot bunntrål, men som vi har vært inne på, er det mulig at også andre menneskelige aktiviteter (som oljeboring) bør få større oppmerksomhet fremover, både av hensyn til kaldtvannskorallenes økosystemtjenester, og ut fra legitimitetshensyn.

Det mest interessante med tabellen over, er kanskje at det faktisk ser ut til å være svært små konflikter eller behov for avveininger mellom ulike geografiske områder eller interessegrupper ved økt fredning av områder med korallrev for bunntråling. Vi ser at trålfiskerne vil få noe økte kostnader i form av at de muligens må gå litt lenger for å fiske og dermed får noe økte driftskostnader av denne grunn. Men alle andre interessenter vil få positive nytteeffekter som følge av økt fredning.

Bortsett fra at de fleste virkningene altså peker i én og samme retning når det gjelder hva som er samfunnsøkonomisk lønnsomt i dette tilfellet, er dette eksempelet interessant i flere henseende. Vi har for eksempel i all hovedsak med ikke-prissatte effekter å gjøre, og vi har med korallrev som er svært saktevoksende organismesamfunn, som det tar hundrevis til tusenvis av år å bygge opp mens det kun tar en runde med bunntrål å ødelegge. Eksempelet viser imidlertid noe vel så interessant: at når man får identifisert og allokert ulike virkninger av alternativ og tiltak, er det ikke nødvendigvis så store avveiningsproblemer som det kan se ut som på forhånd.

Dette er et eksempel på en avveining mellom i utgangspunktet og i hovedsak to økosystemtjenester – fisk og ikke-bruksverdier. Selv om beskrivelsen i vedlegg 5 i større grad viser usikkerheten som er forbundet med dette eksempelet, synes det som om fiske og ikke-bruksverdiene i stor grad har sammenfallende interesser. Ikke-bruksverdiene øker jo flere intakte korallrev som vernes (mens verdien på marginen trolig går ned, som nevnt i kapittel 3). Men hvis det er riktig, som anekdotisk kunnskap fra fiskerne sier at fiskeriene er ekstra rike i områdene rundt korallrevene, og bunntråling over korallrev i tillegg ødelegger trålen, er det samfunnsøkonomisk lite som skulle tale for ikke å beskytte flere korallrev. Det vil imidlertid kreve noen kostnader til identifisering, verifisering, kartfesting, regulering og kontroll osv. Det kan også være et spørsmål om samfunnsregnestykket er like enkelt når områdevernet utvides – til ikke å omfatte bare nåværende kjente, men også potensielle korallrev, hvor langt man bør gå i å aktivt søke etter å oppdage flere korallrev osv. For å komme lenger i dette, må man gjøre grundigere studier, både av de faktiske sammenhengene mellom korallrev og produksjon av fisk og andre organismer og revenes rolle i økosystemene, samt verdien samfunnet setter på å bevare korallrev, og hvordan denne verdsettingen endres ved marginalt økende areal som vernes.

Eksempelet viser at det er betydelige usikkerheter knyttet til kaldtvannskoraller og fiske, og en del informasjon er anekdotisk, snarere enn forskningsmessig belagt. Et eksempel er at fiskere mener at det er bedre fiske nær korallrevene, og at ødeleggelse av revene dermed vil redusere fisket. Dette er imidlertid ikke tilstrekkelig forskningsmessig belagt (bortsett fra kanskje for uer i våre farvann), og man vet ikke hvor mye fisket eventuelt øker rundt revene. Det er også foreløpig svært lite kjent om hvilken verdi man skal sette på kaldtvannskorallene for bruk i samfunnsøkonomiske analyser og vurderinger knyttet til ulike vernetiltak o.l. Det foreligger en rekke verdsettingsstudier som identifiserer og setter pengeverdi på tropiske koraller, men disse verdiene er lite overførbare til norske forhold, blant annet fordi norske koraller med unntak av

revet i Trondheimsfjorden befinner seg under vanlig dykkedybde og derfor i svært liten grad har rekreasjonsverdi, mens de store tropiske revene er viktige for rekreasjon og reiseliv.

4.6 Oppsummering av erfaringer og funn fra eksempelstudiene

4.6.1 Innledende betraktninger

I dette delkapittelet vil vi trekke sammen tråder fra eksempelstudiene og de mer generelle spørsmål, beskrivelser og vurderinger som er gitt i kapittel 2 og 3. Vi vil videre vurdere i hvilken grad vi kan trekke generelle konklusjoner på bakgrunn av de fire eksempelstudiene som er gjennomført som del av utredningen. Delkapittelet er organisert slik at vi i hovedsak diskuterer de spørsmålene om avveininger som ble reist i problemstillingene i mandatet for utredningen (jf. kapittel 1), men vil også gå noe utover dette – der vi mener utredningen – og særlig eksempelstudiene – gir grunnlag for det.

Vi har gjennomført fire eksempelstudier som på ulike måter berører marine økosystemtjenester, enten ved at verdiskaping er basert på marine økosystemtjenester (eksemplene om henholdsvis tareproduksjon og koraller og fiske), eller der verdiskaping basert på naturressurser (mineraler og havvind) kan påvirke marine (og landbaserte) økosystemtjenester (som rekreasjon, reiseliv, laksefiske, bevaring av intakt «nasjonal laksefjord»).

Eksemplene med gruvedrift og havvind er vurdert ut fra helt konkret lokalisering, henholdsvis i Repparfjorden i Kvalsund kommune i Finnmark og Vågan kommune i Nordland, mens koraller og tareproduksjon kan finnes utenfor ulike deler av kysten av Nord-Norge, og der konsekvensene ikke er vurdert for konkrete lokaliseringer, men på et mer generelt grunnlag ut fra mulig omfang av forekomst (koraller) eller produksjon (tare). En skal naturligvis være forsiktig med å trekke generelle konklusjoner basert på noen få eksempler, men vi vil i det følgende trekke fram noen viktige erfaringer; delvis knyttet til de metodiske spørsmålene om hvordan avveininger kan gjøres og delvis knyttet til mer konkrete avveiningene i hvert eksempel.

4.6.2 Erfaringer og funn fra hver eksempelstudie

Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten i Nordland

Det foreligger to mulige større utbyggingsplaner som vil kunne påvirke verdiskaping og økosystemtjenester i Vågan kommune, og særlig Gimsøy- og Laukvik-området. Det gjelder i) forslag om bygging av et havvindanlegg nord for Gimsøy og ii) forslag om en ny storflyplass for Lofoten på Gimsøy. Det er disse planene vi har vurdert i dette eksempelet.

Analysen av alternativ i) viste at alle økosystemtjenester men også interesser som sjøfart og forsvar, ville bli negativt påvirket av et havvindanlegg. Ulike interesser kunne bli mer eller mindre påvirket, og det er en viss uenighet og usikkerhet knyttet til hvor store de negative konsekvensene ville bli. Foreløpige økonomiske beregninger (fra NVE 2013) viser at dette tiltaket heller ikke er privatøkonomisk lønnsomt. Dermed blir avveiningene svært enkle i dagens situasjon: Alle virkninger er negative, med unntak av lokal sysselsetting og noen lokaløkonomiske virkninger. Den samme konklusjon kom for øvrig også NVEs konsekvensutredning fram til. Det betyr at det heller ikke er uenighet mellom analyser med ulik metodikk, og våre spurte interessenter og aktører i Lofoten var også enige i disse konklusjonene.

Alternativ ii) innebærer bygging av storflyplass på Gimsøy til erstatning for to andre eksisterende flyplasser i Lofoten. I dette tilfellet er alle prissatte konsekvenser positive. De fleste miljøvirkninger er relativt beskjedne, og påvirkning på marine økosystemtjenester er svært begrenset, i hvert fall direkte. Imidlertid må flyplassen benytte et myrareal som i dag er vernet

etter naturvernloven, et område som dermed er regnet som biologisk verdifullt. Ved å sette betalingsvilligheten for vern av myr opp mot andre prissatte positive effekter, virker det ganske klart at vi vil ende opp med at tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt. Hvis vi regner at miljøeffektene først og fremst har verdi for lokalbefolkningen, må betalingsvilligheten der for å unngå miljøeffektene være i størrelsesorden 800 000 kroner (i nåverdi) per husstand, for at flyplassen ikke skal være samfunnsøkonomisk lønnsom. Det er lite sannsynlig at betalingsvilligheten vil være så høy. Trekker vi derimot inn føre-var-betraktninger, og setter grenser ut fra dette, er utfallet mer usikkert. Dette er derfor et interessant eksempel for å illustrere hva ulike beslutningsregler om føre-var kan bety i praksis.

Gruvedrift i Kvalsund kommune i Finnmark

Gruveselskapet Nussir har søkt om å utvinne en kobberforekomst ved Repparfjorden i Kvalsund kommune. Repparfjorden er nasjonal laksefjord med Repparelv som nasjonal lakseelv. I eksempelstudien har vi lagt hovedvekten på å vurdere håndtering av avgangsmassene fra gruvevirksomheten. Avgangsmassene kan enten deponeres i et sjødeponi, som i hovedsak vil påvirke marine (akvatiske) økosystemtjenester eller i et landdeponi, som i hovedsak vil påvirke terrestriske økosystemtjenester. Vi har vurdert begge disse alternativene.

I dette tilfellet foreligger det omfattende faglige utredninger fra den gjennomførte konsekvensutredningen, men også til dels motstridende faglig informasjon fra høringsuttalelser i saken. En samfunnsøkonomisk analyse bør vurdere og behandle den naturfaglige usikkerheten som foreligger. Dersom de fleste virkningene er prissatt, kan usikkerhet behandles ved sensitivitetsanalyser som får fram hvor robust resultatet er dersom forutsetninger endres. I dette tilfellet er de fleste miljøvirkninger ikke prissatt, og formell sensitivitetsanalyse kan vanskelig gjennomføres.

På grunn av den store usikkerheten i det naturvitenskapelige grunnlaget, kan det være såkalte kvasi-opsjonsverdier knyttet til at man ved å utsette beslutningen for å gjennomføre flere undersøkelser, kan få økt kunnskap som kan gjøre at det treffes en bedre beslutning på et senere tidspunkt. Men dette kan også ha en kostnad, i og med at det er store mulige inntekter fra uttak av kobber.

Analysen ender opp med en rekke virkninger som i stor grad er ikke-prissatt. Man kan forsøke å sette inntektene fra gruvedriften opp mot de negative konsekvensene for økosystemtjenester. Hvis vi bare er opptatt av marine økosystemtjenester, er opplagt alternativet med landdeponi best, fordi landdeponi har meget begrenset negativ påvirkning på økosystemene i fjorden og utenfor. Dersom man alternativt er mest opptatt av landbaserte økosystemtjenester er sjødeponi best fordi det både er billigere og i mindre grad har negativ påvirkning på landbaserte økosystemtjenester. Anslaget for nåverdien av merkostnader (til investering og drift) ved å benytte landdeponi er beregnet til ca. 1,5 milliarder kroner. Dersom myndighetene ut fra en samlet vurdering pålegger bedriften å bygge et landdeponi, innebærer dette implisitt at man vurderer ulempene ved et sjødeponi til å være større enn ved et landdeponi, og at forskjellen i ulempene mellom de to alternativene for andre enn gruvebedriften har en nåverdi som overstiger 1,5 milliarder kroner.

Makroalger til bioenergi og bioraffinering

Tare dyrking er et eksempel på en fremtidig mulig innbringende næring, som vi per i dag har liten erfaring med. Det er skissert to mulige utviklingsscenarier – enten tare dyrking knyttet til eksisterende fiskeoppdrettsanlegg eller dyrking lenger til kysten knyttet til installasjoner som havvindanlegg. Dette eksempelet har mer form av en samfunnsøkonomisk analyse på strategisk nivå enn de to foregående eksemplene. Det er f.eks. ikke vurdert nøyaktig hvor anlegg skal lokaliseres, utover at det skal være langs kysten av Nord-Norge. Det vil si at ulik plassering og ikke minst tiltakets omfang kan gi ulike lokale virkninger.

Identifisering av virkninger både knyttet til dyrking integrert med fiskeoppdrettsanlegg og havvindanlegg, viser at det er mange positive og relativt få og begrensede negative virkninger knyttet til tare dyrking, selv om disse er usikre. Unntaket er at dyrking i tilknytning til fiskeoppdrettsanlegg kan gi negative virkninger for rekreasjon og reiseliv fordi arealet som kreves til tare dyrking er større enn det arealet som beslaglegges til fiskeoppdrett. Dyrking knyttet til havvindanlegg har få identifiserte negative virkninger, utover estetisk påvirkning, forutsatt at dyrkingen knyttes til allerede eksisterende installasjoner til havs.

I og med at vi per i dag ikke har erfaring med tare dyrking, men kun med høsting av viltvoksende stortare, er det stor usikkerhet knyttet både til lønnsomhet og virkninger av slik dyrking. En sentral naturfaglig usikkerhet gjelder påvirkningen på selve økosystemet, siden man vil øke forekomsten av visse taretyper kraftig, og disse vil inngå som en ny komponent i næringskjeden. En må regne med at mer kunnskap gradvis vil gi grunnlag for bedre beslutninger. Tare dyrking er imidlertid trolig ikke et tiltak med irreversible virkninger, slik at en kan tenke seg å prøve seg fram i pilotanlegg, og undersøke virkninger på økosystemene samtidig som en tester ut dyrkingsteknologi, kostnadseffektive dyrkings- og høstingsmetoder etc.

Koraller og fiske

Koraller er saktevoksende organismer som raskt kan ødelegges for eksempel ved bunntråling over korallrevet. Vi har sett på to alternativer for økt vern av koraller, enten vern av flere korallrev (alle kjente pluss dem som antas å bli oppdaget fremover), eller ved å forby bunntrål.

Ved identifisering av virkninger av disse alternative verneregimene, fant vi at det å verne korallrev fra bunntråling, trolig vil ha svært små negative økonomiske virkninger. Tiltaket vil ha mulige positive konsekvenser også for fiske, fordi korallrevene kan gi økt fiske på sikt. Vår enkle analyse antyder dermed at det i hovedsak er vinn-vinn å verne korallrevene.

Det å forby bunntrål generelt kan ha flere konsekvenser – positive og negative – enn det å verne korallrev, og det vil kreve flere undersøkelser å svare på om dette er samfunnsøkonomisk lønnsomt.

4.6.3 Funn og erfaringer knyttet til metodiske spørsmål

Avveininger mellom bruk av ulike økosystemtjenester: Vurder om det er behov for reelle avveininger eller om det er «skinnavveininger»

Det kan være muligheter for å øke bruken av flere økosystemtjenester uten at det går på bekostning av andre tjenester. Avveininger mellom (par av) økosystemtjenester avhenger av hvordan de påvirker hverandre. For en del økosystemtjenester vil det raskt være slik at mer bruk av én, vil redusere bruk av andre, for andre kan det være rom for økning av begge osv.

Korall- og tareeksemplene illustrerer at en systematisk analyse der man identifiserer alle virkningene, som i en samfunnsøkonomisk analyse, kan klargjøre at det ikke nødvendigvis er interessemotsetninger, eller at det er færre og/eller mindre interessemotsetninger enn det i første omgang ser ut til.

For de andre eksemplene er det imidlertid slik at økt omfang av noen aktiviteter medfører negative konsekvenser for andre. Gruvedrift med utslipp i Repparfjorden vil medføre redusert omfang og verdi av økosystemtjenester som laksefiske og rekreasjon i fjorden, mens utnyttelse av havvind vil påvirke særlig fiske, reiseliv og friluftsliv i Vågan og Lofoten.

Det er ingen enkel sammenheng mellom bruk og opprettholdelse av økosystemenes funksjon

Det er ikke noe enkelt svar på hvordan sammenhengen er mellom bruk av en økosystemtjeneste og opprettholdelse av dens funksjon. Det vil variere med ulike tjenester, og ikke minst med ulik bruk av tjenestene. De fysiske/biologiske sammenhengene mellom tjenester varierer, og en kan være langt fra eller nær skranker som gir raskt økende knapphet i tjenestestrømmer. Det er en

viktig lærdom, også her, at det ikke handler bare om bruksomfang, men også om hvordan utnyttelsen av økosystemtjenester skjer. I koralleksempellet, så vi at det å bevare korallrevene ikke behøver å gå på bekostning av utnyttelse av fiskeressursene - snarere tvert i mot.

På samme måte så vi at utnyttelse av havområdet til taredyrking ikke trenger å gå utover fiskeoppdrett, og at fiskeoppdrett og havvindanlegg tvert i mot vil kunne være gjensidig berikende. Det betyr ikke at ikke både fiskeoppdrett og havvind kan ha negativ påvirkning på andre økosystemtjenester, f.eks. ved at rømming fra oppdrettsanlegg fortsatt kan gi lakselus og påvirke villaksstammer. Et havvindanlegg utenfor Gimsøy vil ha negative effekter for alle øvrige økosystemtjenester, med unntak av eventuelt sparte klimagassutslipp som ville være positivt for miljøet. Men som eksempelet også viste (blant annet med bakgrunn i NVEs konsekvensutredning om 15 ulike vindkraftanlegg), vil omfanget av negative konsekvenser variere fra sted til sted langs kysten.

Lokalisering kan være viktig for omfanget av konsekvenser, og bedre arealplanlegging kan forhindre konflikter

Mange konflikter kan avverges eller reduseres ved god arealplanlegging der områders egnethet for ulike bruk kartlegges, slik at det er muligheter for å gjøre gode avveininger.

Noen økosystem produserer tjenester ett sted mens man kan høste fruktene av dem et annet sted. De som «eier» produksjonsstedet – og som har lite igjen for det, har da få incentiver til å bevare produksjonsstedet, mens de som nyter fruktene i liten grad kan påvirke forvaltningen på produksjonsstedet. I havet kan dette løses f.eks. ved utarbeidelse av forvaltningsplaner eller lignende som «løfter» beslutningene opp.

Gruveeksempelet viste at de negative effektene av sjødeponi (og landdeponi) i stor grad har sammenheng med lokalisering. Repparfjorden har en del kjennetegn som gjør den spesielt utsatt for utslipp fra gruvedrift; det er en nasjonal laksefjord, den har en terskel som begrenser utskifting av vann osv. Det vil si at gruvedrift i en annen fjord med andre kjennetegn muligens ville gitt færre og mindre negative konsekvenser, men kobbermalmlokaliseringen er jo gitt. For havvindanlegg utenfor kysten, kan en i større grad velge lokalisering, men selv om det er store havområder utenfor norskekysten, er det ikke alle områder potensial for vindkraftproduksjon. I vindkrafteksempelet så vi også at med litt tilpasning med hensyn til hvor vindturbinene plasseres, kan man i hvert fall redusere de negative effektene. Ved å plassere turbinene lenger fra land, blir de negative estetiske effektene mindre og dermed påvirkes både estetiske tjenester, friluftsliv og reiseliv noe mindre negativt. Alle disse eksemplene viser at både omfang og geografisk plassering er viktig for i hvilken grad økosystemtjenester påvirkes av ulike bruk.

Bruk av andre økosystemtjenester vil i mindre grad være avhengig av romlig fordeling, og man kan ikke «løse» alle avveininger ved god arealplanlegging. Det vil også være slik at jo mer man vil ha av en tjeneste eller en næring, jo mindre mulighet har man til å «løse» problemer ved hjelp av god romlig planlegging. Hav- og kystområdene er tross alt begrenset. Dersom man skal ha ett havvindkraftanlegg utenfor kysten av Nord-Norge, kan man tenke seg at man velger det som gir minst negativ påvirkning på andre interesser. Skal man ha et ti-talls havvindanlegg, er det færre muligheter til å finne beste løsning, og man må anta at det også må etableres anlegg i mer konfliktfylte områder. Det samme er tilfellet med gruvevirksomhet eller tareproduksjon. Dette understreker betydningen av ikke bare å gjennomføre analyser av enkelttiltak (som vi for så vidt har gjort i gruveeksempelet og i Lofoten-eksempelet), men også på mer overordnet eller strategisk nivå (som vi har gjort for makroalge-eksempelet og koralleksempellet).

Avveininger over tid: Diskontering og realprisjustering for prissatte tjenester, kvalitative vurderinger om fremtidig verdi for ikke-prissatte tjenester

De fleste offentlige tiltak eller forvaltningsalternativer for hav og kyst har virkninger både på nytte- og kostnadssiden som strekker seg over flere år. Det gjelder også valgene i eksemplene våre. For å sammenligne må en derfor kunne veie sammen samfunnsøkonomiske kostnader og

nyttevirkninger som påløper på ulike tidspunkt. I tillegg må en vurdere hvordan realprisen for de aktuelle økosystemtjenestene kan ventes å utvikle seg, dvs. om det er grunn til å tro at verdien av disse vil stige mer enn andre goder i samfunnet.

For prissatte effekter brukes en kalkulasjonsrente for å sammenligne verdier i nåtid med verdier i fremtiden, og ved hjelp av diskontering kan fremtidige nytte- og kostnadsstrømmer beregnes til en samlet nåverdi.

Det kan være flere grunner til at verdien av naturressurser og økosystemtjenester kan bli mer verdifulle i fremtiden. En viktig grunn er at tilbudet av mange typer ressurser og miljøgoder er gitt (med unntak av fornybare ressurser til en viss grad), mens etterspørselen som en hovedregel øker. Det taler isolert sett for en høyere verdi. I tillegg kan økt inntekt øke etterspørselen etter ulike typer miljøgoder. Dette tilsier behov for realprisjustering. Man kan ikke vurdere alle miljøgoder under ett fordi det kan være mange ulike typer effekter for forskjellige typer miljøgoder.

Mange av effektene på økosystemtjenester og andre miljøgoder kan bare vurderes som ikke-prissatte effekter. Det betyr at regler for diskontering og realprisjustering ikke kan anvendes direkte på disse. Vurdering av nytte- og kostnadseffekter som oppstår i fremtiden, både når det gjelder diskontering og realprisjustering er også relevant for ikke-prissatte virkninger, men vurderingene må bli kvalitative. Det gjør at resultatene ikke blir så enkle å tolke som hvis alle virkninger var prissatt. En måte å synliggjøre valgene for fremtiden (fremtidige generasjoner) er å sette opp «fremtidige generasjoner» som en av interessegruppene når man vurderer fordelingseffekter.

Flere av eksemplene vi har valgt illustrerer åpenbare avveininger over tid, og vurderinger både knyttet til diskonteringsrente og realprisjustering, er relevante. I eksempelet om gruvevirksomhet i Kvalsund kommune står avveiningen mellom inntekter fra utvunnet kobber i dag (og noen år fremover) mot potensielt langsiktige miljøeffekter av gruveavfall i Repparfjorden, for fiske i fjorden, samt laksestammer og oppdrettsanlegg lenger ute. Hvis for eksempel villaks i vassdraget tilknyttet denne fjorden påvirkes direkte, eller norsk laksefiske mer generelt får et dårligere omdømme, blir spørsmålet om relativ verdiutvikling for fisketurisme sammenlignet med kobberværdi sentralt. For eksempelet om koraller, er en eventuell beslutning om vern noe som vil gi miljøgevinster, og kanskje økt fiske, over mange år.

Forekomsten av mange ikke-prissatte økosystemtjenester vanskeliggjør avveininger mellom ulike bruk

Det er vanskelig å vurdere samfunnets relative verdsetting av prissatte tjenester opp mot ikke-prissatte. Det er ingen enkel løsning på dette, utover å forsøke å prissette flere tjenester, samt å gjøre kvalitative vurderinger av dem som ikke er prissatt. En mulig framgangsmåte er å verdsette ikke-prissatte, negative effekter implisitt ved å vurdere hvor store verdien av disse måtte være for å oppveie evt. positive, prissatte effekter. Medfører dette svært høye beløp per husstand som berøres, sammenlignet med ressurser som allerede brukes på sammenlignbare områder, er det kanskje likevel fornuftig å gjennomføre tiltaket. En viktig forutsetning er at både prissatte og ikke-prissatte tjenester identifiseres og vurderes, slik som vist i eksemplene. Da har man også mulighet til å gjøre avveininger.

Verdien av å vente (kvasi-opsjonsverdi)

Effektene av mange beslutninger er både usikre og potensielt irreversible (virkninger som er slik at man i praksis ikke kan komme tilbake til utgangspunktet uten store kostnader, og som i sin ytterste konsekvens kan være ugjenkallelige). I slike situasjoner snakker en i miljøøkonomien om at det er en kvasi-opsjonsverdi ved å vente med en beslutning for å få mer kunnskap. Denne verdien er ikke en separat kategori av økonomisk verdi, men forskjellen i verdi av å gjøre en optimal beslutning og en som ikke er optimal, ved at den ignorerer nytten en kan

oppnå ved å utsette en beslutning mens man lærer. Kvasi-opsjonsverdier oppstår særlig i forbindelse med mulig irreversibilitet, men bare hvis usikkerheten kan bli redusert ved at en kan lære. Blir en ikke klokere av å vente, er det ingen slik verdi. Selv om en detaljert beregning av kvasi-opsjonsverdi ofte er komplisert eller umulig, vil likevel en synliggjøring av hvilke konsekvenser det evt. vil få å vente med en beslutning, være en forbedring sammenlignet med mange eksisterende analyser.

Føre var og sikre minimumsstandarder

Nærmest alle prosjekter eller forvaltningsbeslutninger som i stor grad involverer (utnytter eller påvirker) økosystemtjenester faller innenfor en kategori der det er stor usikkerhet, irreversibilitet og muligheter for økt kunnskap om hvordan økosystemer fungerer gjennom forskning og annen kunnskapsutvikling. Forskjellige formuleringer av føre-var prinsippet finnes i litteraturen. Selv om det har vært fremskritt i teoretisk tolkning og formulering av ulike versjoner av føre var-prinsippet, er det fortsatt mange spørsmål som gjenstår i operasjonaliseringen. En mulig praktisk tilnærming er for det første eksplisitt å vurdere fordeler og ulemper ved å vente, i de tilfeller der det er stor usikkerhet og liten kunnskap og en aktivitet har potensielt store, irreversible økosystemeffekter.

En annen tilnærming, som kan supplere den første, er bruk av såkalte sikre minimumsstandarder. En enkel tolkning av dette er at en bør avvise endringer som gir fare for irreversibelt tap av naturressurser. Dette er imidlertid ikke lett å forholde seg til i praksis. En mulig tolkning er at man kan legge til en ekstra verdi («premium») på nytten av å verne eller bevare økosystemer. På denne måten vil en fortsatt gjøre avveininger mellom nytte og kostnader, men nytte-kostnadsbrøken for et prosjekt som forringer eller ødelegger et økosystem ville måtte være «mye høyere enn en» for at prosjektet skal gjennomføres. Hvordan en skal anslå denne ekstra verdien, er det imidlertid ikke noe godt svar på.

Alle eksemplene inneholder elementer av usikkerhet knyttet til virkninger på økosystemtjenester. I en del tilfeller kan det også være usikkerhet med hensyn til hvorvidt et tiltak kan medføre irreversible virkninger.

For flyplasstilfellet er det sannsynligvis ikke så mye mer informasjon å hente ved å utsette beslutningen, vi vet det vi vet om vern og konsekvenser, og det er mer snakk om å sette grenser for utnytting fordi området er vernet enn å vente på mer informasjon. Der mer informasjon mest åpenbart kan gi grunnlag for bedre beslutninger er tilfellet med gruvevirksomhet og tareproduksjon. For gruvevirksomhet er det faglig uenighet om miljøkonsekvensene, og det synes rimelig at noen flere analyser kan redusere denne usikkerheten, dvs. det kan ha en verdi å vente med å ta beslutningen (men som vi skrev over, har det også en kostnad). For taredyrking er det også grunn til å vente at mer forskning og flere undersøkelser kan gi mer og sikrere informasjon om virkningene – særlig for selve økosystemet. Her er imidlertid selve tiltaket trolig reversibelt, slik at det kan være mulig å prøve seg fram og undersøke miljøkonsekvensene samtidig som man tester ut dyrkingstekniske og kostnadseffektive løsninger.

Avveininger mellom interesser og geografiske områder – kartlegg og synliggjør fordelingseffektene – både for prissatte og ikke-prissatte virkninger

Vi har lagt vekt på at fordelingsvirkninger blir spesielt belyst i eksemplene. Det er ulike måter å fremstille fordelingseffekter på, og det kan være ulike inndelinger av interessegrupper som er interessant i forskjellige sammenhenger. For eksempel, kan det være av spesiell interesse å vurdere antall arbeidsplasser som skapes eller forsvinner, verdiskaping og bredere distriktpolitiske hensyn for ulike alternativer.

I eksemplene har vi lagt vekt på å få frem denne type fordelingsvirkninger, også for de ikke-prissatte effektene. Vi har gjort det på en relativt enkel måte, ved å sette opp viktige

interessentgrupper og vise om disse påvirkes positivt eller negativt av tiltaket. Vi har valgt å sette opp interessegruppene ut fra ulike grupperinger, f.eks. sentrale aktører, lokalsamfunn og storsamfunn, og i en del av eksempelstudiene har vi også inkludert «fremtidige generasjoner» som en interessegruppe.

I Barentshavet-Lofoten er det flere interessentgrupper som tilsynelatende står mot hverandre. Et skille synes å gå mellom næringer som i hovedsak baserer seg på utnyttelse av økosystemtjenester (som fisk og natur) og en mer industriell utvikling (olje og gass, energisektoren, mineralnæring og annen industri) på den andre siden.

4.7 Kunnskapshull og prioritering av videre arbeid

Som i alt arbeid med marine økosystemtjenester er det usikkerhet og kunnskapshull knyttet til den underliggende naturfaglige kunnskapen, særlig når det gjelder kvantifiserte sammenhenger mellom tiltak og effekter på andre økosystemtjenester, og sammenhengen mellom ulike økosystemtjenester. Slike kunnskapshull er imidlertid grundig dokumentert tidligere, i forvaltningsplanarbeidet for havområdet.

Det er også mer spesifikke kunnskapshull knyttet til hvert eksempel, men disse vil vi ikke gå inn på her.

I og med at vårt hovedanliggende er en samfunnsøkonomisk og samfunnsmessig vurdering av bruk av økosystemtjenester, er det kunnskapshull på dette feltet vi er mest opptatt av.

Det er slående at vi i alle eksemplene har endt opp med at svært mange av effektene er ikke-prissatte, mens metodene for analyse beskrives og diskuteres for prissatte effekter, også i NOU 2012. Hvis man skal komme videre i dette arbeidet, må man derfor både jobbe videre med å få bedre metoder for å inkludere de ikke-prissatte effektene og samtidig innhente priser for flere effekter med de verdsettingsmetodene som er tilgjengelig.

Per i dag benyttes om oftest metoder for ikke-prissatte effekter som er utarbeidet av Veivesenet, og som blant annet er behandlet i Vegvesenets håndbok 140 (som vi beskriver kort i kapittel 3). Disse metodene er imidlertid utarbeidet først og fremst med tanke på å gjennomføre konsekvensutredninger, der det gjennomføres relativt omfattende vurderinger av hvert tema som skal behandles. Det vil si at disse metodene er vanskelig å anvende dersom det ikke på forhånd er gjennomført en konsekvens-vurdering. Dersom det ikke foreligger slikt materiale, blir det ofte skjønnsmessig hvordan de ikke-prissatte effektene vurderes med hensyn til konsekvensgrad. Det er derfor stort behov for å jobbe videre med slike metoder og tilpasse dem til et typisk nivå for samfunnsøkonomisk analyse, der det ikke kan forutsettes at det foreligger så omfattende datainnhenting om hvert tema. Dagens konsekvensutredninger benytter dessuten ikke økosystemtjenestebegrepet, slik at det er et betydelig «oversettings-arbeid». I tillegg er det stort behov for flere studier som faktisk prissetter økosystemtjenester. Det er tidligere argumentert for at man burde begynne med å plukke ut noen tjenester og fremskaffe verdsettingsestimater for disse. For eksempel for rekreasjon (utover fritidsfiske) og ikke-bruksverdier av å bevare havområder og marine økosystem.

Referanser

- Anon (2012): Lønnsomhetsundersøkelse i fiskeflåten År 2010. Bergen, Norge, Fiskeridirektoratet.
- Arrow, K.J and A.C. Fisher (1974): Environmental preservation, uncertainty and irreversibility, *Quarterly Journal of Economics* 88 (2); 312–319.
- Aslaksen, I. og K.A. Brekke (2012): Føre var-prinsippet. *Samfunnsøkonomen* 6: 42-47.
- Avinor (2012): Nasjonal transportplan 2014-2023 Fremtidsrettet utvikling av lufthavnstrukturen.
- Barth, J. m.fl. (ukjent dato): Science to inform ecosystem service trade-offs. Presentasjon tilgjengelig på Google.
- Borch, T., M. Moilanen og F. Olsen (2011): Sjøfisketurisme i Norge – debatter, regulering, struktur og ringvirkninger. NORUT-rapport 1/2011. Northern Research Institute, Tromsø.
- Didriksen, T.A. (2010): Reguleringsplan med konsekvensutredning for planlagt gruvedrift i Nussir og Ulveryggen i Kvalsund kommune. Planprogram. SWECO Rapport nr: 01, 30.06.2010.
- Didriksen, T.A. (2011): Reguleringsplan med konsekvensutredning for planlagt gruvedrift i Nussir og Ulveryggen i Kvalsund kommune. SWECO Rapport nr: 02. 03.06.2011
- Elmqvist, T. m.fl. (2011): Managing trade-offs in ecosystem services. UNEP.
- Faglig forum (2010): Det faglige grunnlaget for oppdateringen av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Rapport fra Faglig forum, Overvåkingsgruppen
- Farley, J. (2012): Ecosystem services: The economics debate, *Ecosystem Services* 1(1): 40–49
- Finansdepartementet (2005): Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Finansdepartementet, Oslo.
- Fisher, B. m.fl (2006): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643-653.
- Foley, N. S., V. Kahui, m. fl. (2010): Estimating Linkages between Redfish and Cold Water Coral on the Norwegian Coast, *Marine Resource Economics* 25(1): 105-120.
- Folke C., Carpenter S., Walker., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L. and C.S. Holding. (2004): Regime Shifts, Resilience, and biodiversity in Ecosystem Management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 557-81
- Fossa, J. H., P. B. Mortensen, m. fl. (2002): The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts, *Hydrobiologia* 471: 1-12.
- Freeman, M. (2003): *The measurement of environmental and resource values: Theory and methods*. RFF Press.
- Freiwald, A., J. H. Fosså, m. fl. (2004): Cold water coral reefs: out of sight - no longer out of mind. Camebridge, UK, UNEP-WCMC.

Handå A, Forbord S, Wang X, Broch OJ, Dahle SW, Størseth TR, Reitan KI, Olsen Y and Skjermo J (2012): Seasonal- and depth-dependent growth of cultivated kelp (*Saccharina latissima*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture: Implications for macroalgae cultivation in Norwegian coastal waters. Submitted to Aquaculture.

Handå, Aleksander, Silje Forbord, Ole Jakob Broch, Roger Richardsen, Jorunn Skjermo, Kjell Inge Reitan (2009): Dyrking og anvendelse av tare, med spesiell fokus på bioenergi i nordområdene. Sintef rapport SFH 80.

Hanley, N. og E. B. Barbier (2009): *Pricing nature: Cost-benefit analysis and environmental policy*. Edward Elgar.

Havforskningsinstituttet (2011): Havforskningsrapporten 2011. Fisken og havet, særnummer 1-2010.

Havforskningsinstituttet (2010): Havforskningsrapporten 2010. Fisken og havet, særnummer 1-2010. Redaktører: Gjøsæter, H. et al.

Havforskningsinstituttet (2009): Havets ressurser og miljø. Fisken og havet, særnummer 1-2009. Redaktører: Gjøsæter, H. et al.

Hein, L. m.fl. (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57 (2), 209-228.

Hovland, M. and P. B. Mortensen (1999): Norske korallrev og prosesser i havbunnen. Bergen, Grieg.

Kareiva, P. m.fl. (eds) (2011): *Natural Capital – Theory and practice of mapping ecosystem services*. Oxford University Press.

Kumar, P. (ed.) (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Routledge.

Lüning, K., (1990): *Seaweeds. Their Environment, Biogeography, and Ecophysiology*, Wiley Interscience.

MAES (2012): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for Ecosystem Assessment under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper – draft version 9.

Magnussen, K., S. Navrud, O. San Martin, I. Biørnstad og O.M. Gausen (2010a): Verdsetting av marine økosystemtjenester: Metoder og eksempler. Klima- og forurensningsdirektoratet, rapport TA-2582/2010.

Magnussen, K. L. Lillehammer, O.M. Gausen og L.K. Helland (2010b): Marine økosystemtjenester i Barentshavet – Lofoten : Beskrivelse, vurdering og verdsetting. Sweco-rapport 144531.

Magnussen, K., H. Lindhjem og S. Navrud (2012): Hvordan kan effekter på marine økosystemtjenester håndteres i samfunnsøkonomiske analyser? Rapport fra Vista Analyse/Sweco Norge, rapport 2012/09, Oslo.

Meld. St. 10(2010-2011): Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Miljøverndepartementet.

Menon (2012): Statusbeskrivelse og framtidsutsikter for lokalt og regional nærings – og samfunnsliv I Lofoten, Vesterålen og Senja. Kunnskapsinnhenting for det nordøstlige Norskehavet. Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet.

Midtgard, MR, A Buanes, Ø. Aas, M. Qvenild og O. Andersen (2012): Turisme og reiseliv – statusbeskrivelse, utviklingstrekk og konsekvenser av petroleumsvirksomhet i nordøstlige Norskehavet. Norut Tromsø rapport 15/2012.

Millenium Ecosystem Assessment (MA) (2005): Ecosystems and human well-being: current state and trends - findings of the Condition and Trends Working Group / edited by Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash.

Naidoo, R. og T. H. Ricketts (2006): Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLOS Biology* 4(11): 2153-2164.

Nelleman, C. og Vistnes, I.I. (2011): *Foreslått utbygging av Nussir gruver i reinbeitedistrikt 22 Fieltar – konsekvenser for reindriften i 22 Fieltar og 20 Fálá*. Norut Alta Rapport 2011.

Nordhaus, W. (2007): The Challenge of Global Warming. Economic Models and Environmental Policy.

NOU (2012): Samfunnsøkonomiske analyser. Norges offentlige utredninger 2012:16.

NOU (2009): Globale miljøutfordringer – norsk politikk. Norges offentlige utredninger 2009:16.

NVE (2010): Havvind. Forslag til utredningsområder. Norges vassdrags- og energidirektorat.

NVE (2013): Havvind. Strategisk konsekvensutredning. Norges vassdrags- og energidirektorat.

OECD (2006): Cost-Benefit Analysis and the Environment. Recent developments.

Olafsen, T., U. Vinter, Y. Olsen og J. Skjermo (2012): Verdiskaping basert på produktive hav i 2050. Rapport fra en arbeidsgruppe oppnevnt av Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab (KNVS) og Norges Tekniske Vitenskapsakademi (NTVA.)

Perrings, C. og W. Brock (2009) Irreversibility in Economics, *Annual Review of Resource Economics* 1: 219-238.

Polasky, S. m.fl. (2011): Putting ecosystem service models to work: conservation, management, and trade-offs. I Kareiva, P. m.fl. (eds) (2011) *Natural Capital – Theory and practice of mapping ecosystem services*. Oxford University Press.

Raudsepp-Hearne, C. m.fl. (2010): Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs I diverse landscapes. *PNAS* 107(11): 5242-5247.

Sakshaug E., Johnsen G and K. Kovacs (eds). (2009): *Ecosystem Barents Sea*. Tapir Academic Press, Norway.

Sandberg, M.G., K. Henriksen, T. Olafsen, H.Bull-Berg, U. Johansen og A. Stokka (2012): Regional verdiskaping i norsk sjømatnæring 2010 – med et utvidet leverandørperspektiv. SINTEF Fiskeri og Havbruk AS. SINTEF Teknologi og samfunn.

SSØ (2010): Håndbok for samfunnsøkonomiske analyser. Senter for Statlig Økonomistyring (SSØ).

Statens vegvesen (2006): Håndbok 140. Konsekvensanalyser. Veiledning.

Statistisk sentralbyrå (2010): Fiskeristatistikk (<http://www.ssb.no>)

Statistisk sentralbyrå (2010): Reiselivsstatistikk (<http://www.ssb.no>)

Stortingsmelding nr. 8 (2005-2006): Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (forvaltningsplanen).

TEEB (2008): The Economics of Ecosystems and Biodiversity. An interim report. European Commission.

TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Economic and Ecological Foundation. Earthscan Publications, London. www.teebweb.org

Vennemo, H., N. Heldal, H. Lindhjem og S. Strøm (2013): Samfunnets støtte: En kommentar til NOU 2012:16 Samfunnsøkonomiske analyser. *Samfunnsøkonomen*, Februar, 2013.

Wargacki, A. J.; Leonard, E.; Win, M. N.; Regitsky, D. D.; Santos, C. N.; Kim, P. B.; Cooper, S. R.; Raisner, R. M.; Herman, A.; Sivitz, A. B.; Lakshmanaswamy, A.; Kashiya, Y.; Baker, D. & Yoshikuni, Y. (2012): An Engineered Microbial Platform for Direct Biofuel Production from Brown Macroalgae, *Science* 335/6066, pp. 308-313

Vedlegg (eget dokument):

- 1. Vedlegg 1 Om de ulike delene av økosystemet**
- 2. Vedlegg 2 Eksempel 1: Havvind og storflyplass i Vågan kommune, Lofoten**
- 3. Vedlegg 3 Eksempel 2: Gruvedrift i Kvalsund kommune**
- 4. Vedlegg 4 Eksempel 3: Makroalger til bioenergi og bioraffinering**
- 5. Vedlegg 5 Eksempel 4: Koraller og fiske**

Vista Analyse AS

Vista Analyse AS er et samfunnsfaglig analyseselskap med hovedvekt på økonomisk forskning, utredning, evaluering og rådgiving. Vi utfører oppdrag med høy faglig kvalitet, uavhengighet og integritet. Våre sentrale temaområder omfatter klima, energi, samferdsel, næringsutvikling, byutvikling og velferd.

Våre medarbeidere har meget høy akademisk kompetanse og bred erfaring innenfor konsulentvirksomhet. Ved behov benytter vi et velutviklet nettverk med selskaper og ressurspersoner nasjonalt og internasjonalt. Selskapet er i sin helhet eiet av medarbeiderne.

Vista Analyse AS
Meltzersgate 4
0257 Oslo

post@vista-analyse.no
vista-analyse.no