

Vurdering av strategier for sluttlagring av høyaktivt reaktorbrensel

Utredning fra et utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon 22. desember 1999.
Avgitt til Nærings- og handelsdepartementet desember 2001.

ISSN 0333-2306
ISBN 82-583-0616-2

Sats/Trykk: AIT Trondheim AS/AIT Otta AS

Til Nærings- og handelsdepartementet

Utvalget som ble oppnevnt ved kongelig resolusjon av 22. desember 1999 for å vurdere strategier for sluttlagring av høyaktivt brensel avgir med dette sin innstilling.

Innstillingen er enstemmig.

Oslo, desember 2001

Pål G. Bergan
leder

Arne Bjørlykke

Evelyn Foshaug

Esther Kostøl

Kari Kveseth

Erik Martiniussen

Erik O. Pettersen

Bente Pretlove
sekretær

Innhold

0	Sammendrag	7	5	Status for lagring av høyaktivt reaktorbrensel i Norge	39
1	Innledning	10	5.1	Innledende kommentarer	39
1.1	Bakgrunn	10	5.2	Beskrivelse av brensellagrene ved IFE	39
1.2	Oppnevning av utvalget	11	5.2.1	Kjeller	39
1.3	Utvalgets mandat	11	5.2.2	Halden	41
1.4	Utvalgets tolkning av mandatet	12	5.3	Brenselstyper og mengder	41
1.5	Utvalgets arbeid	12	5.3.1	Totale mengder av brukt brensel .	41
2	Forekomst og bruk av radioaktivt materiale	13	5.3.2	Kjeller	43
2.1	En introduksjon til radioaktivitet ..	13	5.3.3	Halden	44
2.2	Bakgrunnsstråling i Norge	14	5.4	Annet langlivet, radioaktivt avfall .	45
2.3	Effekter av ioniserende stråling og giftige isotoper	16	5.4.1	Radium-nåler	45
2.4	Reaktorbrensel i et livsløpsperspektiv	18	5.4.2	Avfall forurensset med plutonium .	45
2.5	Brukt reaktorbrensel	21	5.4.3	Rivningsavfall	45
			5.4.4	Radioaktive kilder fra industri og forskningsvirksomhet	45
3	Prinsipper og krav til lagring og deponering	24	6	Strategier for lagring og deponering av høyaktivt avfall	46
3.1	Overordnede mål	24	6.1	Prinsipielle alternativer	46
3.2	Internasjonale og nasjonale krav og målsetninger	24	6.1.1	Systemoversikt	46
3.3	Tekniske og sikkerhetsmessige krav til lagre	25	6.1.2	Valg av delstrategier	46
3.3.1	IAEA's designkrav	25	6.2	Mellomlager	47
3.3.2	Overordnede sikkerhetskrav	25	6.2.1	Kriterier og krav som legges til grunn	47
3.3.3	Andre generelle krav	26	6.2.2	Fire hovedalternativer for mellomlagring	48
3.4	Sikkerhet og risikovurderinger	27	6.2.3	Diskusjon av de fire hovedalternativene	48
3.5	Kommunikasjon med allmennheten	28	6.2.4	Utvalgets vurderinger og anbefalinger for mellomlager	49
3.6	Etiske aspekter	29	6.3	Deponi	50
3.7	Internasjonalt og regionalt samarbeid	30	6.3.1	Kriterier og krav som legges til grunn	50
			6.3.2	Hovedalternativer for deponering	50
4	Tekniske løsninger for lagring og deponering	33	6.3.3	Utvalgets vurderinger og anbefalinger for deponi	51
4.1	Underliggende prinsipper	33	7	Økonomiske og administrative konsekvenser	53
4.2	Tidlig fase lagring	33	7.1	Åpenhet, kommunikasjon og samarbeid	53
4.3	Mellomlagring	34	7.2	Mellomlager	53
4.3.1	Hensikt	34	7.2.1	Fremdriftsplan for mellomlagring	53
4.3.2	Våtlagring	34	7.2.2	Nødvendig utredningsarbeid for mellomlageret	54
4.3.3	Tørrelagring	34	7.2.3	Økonomi og finansiering	55
4.3.4	Mellomlagring i fjellhall	35	7.3	Deponi	56
4.4	Deponering	35	7.3.1	Fremdriftsplan for deponering	56
4.4.1	Utviklingen i andre land	35	7.3.2	Nødvendig utredningsarbeid for deponi	56
4.4.2	Deponi i granittiske bergarter	36			
4.5	Andre alternativer	37			

7.3.3	Økonomi og finansiering	57	Vedlegg	
7.4	Planleggings- og driftsorganisasjon for mellomlager og for deponi	57	1	Viktige begreper
			2	Internasjonale krav og målsetninger
8	Oversikt over den anbefalte strategien	60	3	Status for lagring og deponering av høyaktivt avfall i andre land
			4	Virkningen av ioniserende stråling på mennesker og andre levende skapninger.
9	Referanser	61	5	Bestrålt reaktorbrensel lagret på Kjeller og i Halden
				63
				66
				70
				75
				79

Kapittel 0

Sammendrag

Utvalgets mandat har vært å utrede en nasjonal strategi for sluttlagring av *brukt, høyaktivt reaktorbrensel* fra forskningsreaktorene på Kjeller og i Halden. Denne strategien forutsettes å omfatte alle de viktige fasene ved håndteringen av det høyaktive materialet, herunder mellomlagring og deponi. Utvalget har i sitt arbeid tatt utgangspunkt i den tidligere utredningen "Deponi for norsk lav- og middelaktivt atomavfall, NOU 1991: 9" (Kveseth-utvalget), og at det nå eksisterer en løsning for slikt avfall i form av anlegget i Himdalen som ble ferdig i 1998.

Samfunnets forhold til kjernekraft og radioaktive materialer er et kontroversielt tema. Folk flest kjenner godt til at stråling fra radioaktive materialer kan være svært farlig, og temaet er ofte forbundet med følelser og frykt. De teknologiske sidene ved radioaktivitet er meget kompliserte, og det er en stor utfordring å formidle dette temaet på en forståelig måte. Erfaring tilsier at den mest fornuftige fremgangsmåten er å være mest mulig åpen og ærlig i sin tilnærming og formidling av dette temaet. Utvalget har forsøkt å legge frem den mest relevante informasjonen som finnes sammen med sine vurderinger slik at det forhåpentligvis kan forstås av de fleste. Utvalget har lagt vekt på ikke bare teknologiske problemstillinger, men har i enda større grad søkt å finne en strategi for håndteringen av det radioaktive materialet i Norge som best mulig tilfredsstiller etiske, miljømessige, sikkerhetsmessige og økonomiske krav.

Mengden av brukt brensel (høyaktivt materiale) fra reaktorer i Norge er relativt liten. Det dreier seg om ca 16 tonn brukt reaktorbrensel, der volumet av selve reaktorbrenselet tilsvarer bare vel én kubikkmeter, mens eksempelvis Sverige har 8000 tonn brukt reaktorbrensel. Dette innebærer likevel ikke at man her i Norge kan ta lett på problemstillingene. Brukt reaktorbrensel inneholder flere typer spaltningsprodukter. Noen av disse avgir sin stråling i løpet av kort tid, fra bare noen sekunder til noen få år (kort halveringstid), mens andre avgir stråling i flere hundre år, og noen få i flere tusen år (meget lang halveringstid). I tillegg til spaltningsproduktene inneholder brukt reaktorbrensel en rekke såkalte transuraner som har svært lange

halveringstider. Av disse er plutonium-239 med en halveringstid på ca 24000 år spesielt viktig, ikke på grunn av den direkte strålingen som har meget kort rekkevidde, men fordi det regnes som et meget farlig materiale å få inn i kroppen, spesielt via partikler i luft. Det radioaktive materialet og strålingen fra spaltningsproduktene representerer derfor et lagringsproblem med et tidsperspektiv på tusenvis av år. Et deponi for brukt reaktorbrensel må på en betryggende måte kunne isolere radioaktivitet i en periode på minst 100.000 år. Statistisk sett vil det i løpet av denne perioden kunne inntreffe en ny istid, og dette er en av rammebetingelsene som det må tas hensyn til ved planleggingen.

Prinsipper for lagring og deponering

Rapporten gjør et klart skille mellom det som betegnes *lagring* og det som kalles *deponering*. Med lagring menes en midlertidig oppbevaring som skjer under kontinuerlig, aktiv oppfølging. Med deponering menes en endelig plassering av avfallsproduktene i et deponi som ikke vil kreve institusjonell kontroll etter at det er stengt. Utredningen i kapittel 3 gir en beskrivelse av de viktigste prinsippene for lagring og deponering av høyaktive materialer. Mange av disse er nedfelt som internasjonale konvensjoner som Norge har tiltrådt. Blant de viktigste prinsippene finnes føringer på sikker og miljømessig forsvarlig behandling og lagring. Et hovedprinsipp er at man ikke skal overføre utilbørlige byrder til fremtidige generasjoner. Med utgangspunkt i disse prinsippene beskriver rapporten tekniske designkrav og risikovurderinger som må legges til grunn for lagring på kort og lang sikt. Rapporten vektlegger de etiske aspektene og presiserer hvor viktig det er å ha en åpen og konstruktiv dialog med allmennheten, og da spesielt lokalmiljøer som er naboer til eksisterende og/eller fremtidige lagre for radioaktivt materiale.

Behandling, lagring og deponering

I kapittel 4 gir utredningen en beskrivelse av alternative løsninger for behandling, lagring og deponering av brukt reaktorbrensel. Det er vist til løs-

ninger for lagre og deponier som er utarbeidet og delvis utprøvd i andre land. Sverige og Finland har valgt dyp geologisk deponering i homogene granitter. Grunnfjellsområdene i Norge ligner på forholdene i Sverige. Dette innebærer at lagring i fjellrom og deponering dypt nede i massivt fjell fremstår som gode alternativer for lagring og deponering.

Høyaktivt materiale i Norge

Kapittel 5 gir en detaljert beskrivelse av sammenheng og mengder av høyaktivt materiale i Norge og hvordan dette for øyeblikket er lagret. Dagens lagre på Kjeller og i Halden tilfredsstiller kravene som stilles av Statens strålevern og som anbefales av det internasjonale atomenergibyrået IAEA. Disse lagrene har kapasitet til å ta imot alt brukt reaktorbrensel fra dagens reaktorer i Norge i 10 til 15 år fremover.

Strategi for lagring og deponering

I kapittel 6 beskrives utvalgets forslag til strategier. Som innledning til strategidiskusjonene har utvalget forsøkt å gi en oversiktlig fremstilling av hovedalternativene for lagring og deponering av det brukte reaktorbrenselet i Norge. Alternativene er lagring i Norge, eksport til et annet land, eller omforming (reprosessering). Et spesielt viktig element som må ligge til grunn for strategien er at det brukte reaktorbrenselet må lagres utenfor et deponi i 40 til 50 år etter at det er tatt ut av reaktorene på grunn av nødvendig nedkjøling (mellomlagring). Dette gjør at strategien i særlig grad må fokusere på om de nåværende lagrene fortsatt kan brukes i en mellomlagringsperiode eller om det radioaktive materialet bør overføres til et nytt og samlet mellomlager. Reaktorene på Kjeller og i Halden har konsesjon ut år 2008. Det er altså behov for å etablere et mellomlager frem til minst ca 2050. Utvalget har derfor valgt en strategi med hovedfokus på mellomlagringskriterier av teknisk og prinsipiell karakter. Fire hovedalternativer for mellomlagring er vurdert og rangert: (1) "null-løsning" med videre bruk av eksisterende lagre på Kjeller og i Halden, (2) oppgradering av eksisterende lagre, (3) nytt sentralt mellomlager, og (4) mellomlagring i et annet land.

Ut ifra en totalvurdering anbefaler utvalget at det bør bygges et nytt, sentralt mellomlager (3) og at arbeidet med å utrede dette bør settes igang umiddelbart. Utvalget diskuterer ikke konkrete lokaliteter for et nytt, sentralt mellomlager, men angir viktige kriterier for et lokaliseringsvalg. Det

understrekes også at lokaliseringen må være et resultat av en åpen prosess der berørte parter blir holdt godt informert og blir tatt med i prosessen. Det må videre være en klar forutsetning at det nye mellomlageret skal stenges ned og innholdet overføres til et permanent deponi når den nødvendige avkjølingsperioden for det lagrete materialet er over.

Utvalget diskuterer også alternative deponiløsninger med utgangspunkt i eksisterende teknologi og løsninger som det legges opp til i andre land. Med et nytt sentrallager for mellomlagring vil det ikke bli behov for et operativt deponi før om ca 50 år. Utvalget anbefaler derfor at det endelige valget av deponi utsettes i påvente av teknologisk utvikling og internasjonalt samarbeid. Men arbeidet med valg av deponikonseptet må startes opp parallelt med etableringen av mellomlageret. Spesielt foreslår utvalget at Norge bør intensivere sitt forsknings- og utviklingsarbeid og samarbeide med andre land for å avklare alternative deponiløsninger. Herunder anbefales det å se på om det kan være hensiktsmessig å utvikle teknologi for å plassere det brukte reaktorbrenselet i dype borehull i fjell. Dette er interessant fordi Norge innehar høy kompetanse innen boreteknologi og fordi mengden av reaktorbrensel som skal deponeres er ganske liten. Norge bør spesielt samarbeide med andre land som har små avfallsmengder om utvikling av slike tekniske løsninger. Som premiss for denne strategien foreslår derfor utvalget at det parallelt med utredningsarbeidet startes et forskningsprogram med en ramme på 6-10 mill kr per år over en 10-års periode. Disse midlene må ses på som en nødvendig investering for å finne frem til den økonomisk og teknisk sett gunstigste løsningen for et deponi for det norske reaktorbrenselet. Programmet bør organiseres gjennom Norges forskningsråd, og organiseres som en integrert del av det internasjonale samarbeidet blant annet knyttet til Åspö laboratoriet i Sverige og IAEA-aktiviteter. Fra norsk side bør det gis prioritet til forskning innen geologi og geoteknikk knyttet til deponering av avfall i dype geologiske borehull, hvor det særlig er aktuelt å videreutvikle erfaringene fra Nordsjøen.

Administrative og økonomiske konsekvenser

Kapittel 7 åpner med å presisere hvor viktig det er at det under alle faser i strategien legges opp til en meget stor grad av åpenhet, kommunikasjon og samarbeid. Videre behandles administrative og økonomiske konsekvenser av strategien der mellomlager og deponi behandles hver for seg. Det er foreslått en fremdriftsplan for å gjennomføre et

nytt sentralt mellomlager, og viktige elementer i prosessen for å få dette gjennomført er diskutert.

Å gi pålitelige anslag av kostnader forutsetter at man kjenner til stedsvalg og lokale forhold samt at man har gjennomført en mer omfattende teknisk gjennomgang av spesifikasjonene til et mellomlager. Utvalget har i et grovt anslag antydnet at et lager som er knyttet til eksisterende fjellanlegg vil koste i størrelsesorden halvparten av byggekostnadene til Himdalenanlegget ¹⁾, mens det å bygge et anlegg på et helt nytt sted og med ny infrastruktur vil koste i størrelsesorden det samme som det nåværende anlegget i Himdalen. Det er også gitt antydninger om hva driften av et mellomlager vil koste. Utvalget diskuterer alternative måter å finansiere et mellomlager på. Siden det meste av reaktorbrenselet som skal lagres kommer fra tidligere virksomhet er det for sent å skaffe til veie vesentlig finansiering gjennom pålegging av avgifter på virksomheten frem til at reaktorene stenges ned. Kostnadene til planlegging og bygging av mellomlageret må derfor i det vesentlige tas over statsbudsjettet i de kommende år.

De organisatoriske aspektene ved planlegging og bygging av et mellomlager såvel som et fremtidig deponi bør ses i sammenheng. Norge har begrenset kompetanse og ressurser på dette området, og det er viktig at slik kompetanse holdes samlet og at koordinering av de forskjellige fasene i strategien utføres i sammenheng. Det anbefales at det etableres en egen juridisk enhet i form av et statsaksjeselskap, rapporterende til Nærings- og handelsdepartementet, som får ansvaret for planlegging og drifting av mellomlageret. Denne enheten vil i de første årene i stor utstrekning måtte trekke på de kompetansemessige ressursene som

finnes i IFE. Denne organisasjonen bør også videreføre arbeidet med planlegging og gjennomføring av en endelig løsning i form av et deponi. Det er et viktig premiss at selskapet kan bygge opp tillitt hos myndighetene såvel som hos befolkningen. Den nye organisasjonen bør være liten, og den forutsettes å trekke veksler på erfaringene som finnes i eksisterende organisasjoner, hvorav IFE er den mest sentrale. Ut ifra samdriftsfordeler anbefaler utvalget at det nye selskapet også overtar eier- og driftsansvaret for Himdalenanlegget.

Utvalget går ikke detaljert inn på de økonomiske forholdene for et endelig deponi fordi valg av løsning og gjennomføring i praksis ligger langt frem i tid. Ut ifra de etiske prinsippene om at man ikke skal overføre utilbørlige byrder på fremtidige generasjoner kunne man tenke seg at det nå legges opp et spesielt fond som kan dekke kostnadene ved et fremtidig deponi. Om det er hensiktsmessig å etablere et slikt eget fond må vurderes sett i forhold til at det alternativt foretas løpende disposisjoner over statsbudsjettet eller at det benyttes andre fondsreserver når midlene trengs i årene som kommer. Utvalget påpeker at slike øremerkede midler uansett må tas et steds ifra og derved kommer "i fradrag" for andre økonomiske ressurser vi kan overføre til fremtidige generasjoner. Vårt beste bidrag til fremtidige generasjoner vil derfor være å tilrettelegge en best mulig prosess for etableringen av et endelig deponi gjennom etablering av kompetanse, gjennomføring av grundige utredninger samt at vi deltar i et tett, internasjonalt samarbeid om deponering.

Utredningen avsluttes med kapittel 8 der det er gitt en tabellarisk oversikt over de tiltak som utvalget mener bør settes i verk.

¹⁾ Himdalenanlegget kostet 71 millioner kroner

Kapittel 1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Som et ledd i industripolitiske prioriteringer ble det i løpet av 1950- og 1960-årene bygget og satt i drift flere forskningsreaktorer for å prøve ut grunnleggende forhold innen reaktortechnik samt å utvikle kompetanse for industriell utnyttelse av kjerneenergi. Andre viktige formål var å drive grunnforskning i fysikk samt produsere radioaktive isotoper til medisinsk og vitenskapelig bruk. Institutt for energiteknikk (IFE), tidligere Institutt for Atomenergi (IFA), har vært eier og operatør av alle reaktorene som har vært bygd i Norge.

JEEP I på Kjeller var Norges første forskningsreaktor og den var i drift fra 1951 til 1967. I begynnelsen ble det gjennomført et større forskningsprogram hvor reaktoren selv var det primære studieobjekt. Etter hvert som det ble bygd og anskaffet utstyr for eksperimenter med reaktoren, ble det også foretatt fundamentale undersøkelser av betydning for forståelsen av de såkalte tungtvannsmodererte reaktorenes virkemåte (Njølstad, 1999). Parallelt med dette arbeidet ble det iverksatt ytterligere to aktiviteter som gradvis kom til å legge beslag på utnyttelsen av JEEP I, nemlig isotopproduksjon og nøytronforskning.

På grunn av blant annet kapasitetsproblemer knyttet til produksjon av radioisotoper og instituttets fremgangsrrike nøytronfysikkstudier, oppsto det på slutten av 1950-tallet et behov for en forskningsreaktor med større eksperimentelle muligheter, større kapasitet for produksjon av radioisotoper og bedre driftssikkerhet enn JEEP I. JEEP I ble derfor erstattet av JEEP II reaktoren som ble satt i drift i 1966.

I tillegg til dette ble "nulleffeksreaktoren" NORA satt igang i 1961. Denne reaktoren tjente som et instrument for landets reaktorfysikere for å fastlegge fysiske parametre av betydning for utvikling av kraftproduserende reaktorer i industriell skala. Det var ønskelig å ha en lavest mulig effektutvikling i denne reaktoren, og NORA's effektnivå var derfor begrenset til noen få watt. NORA-reaktoren ble nedlagt allerede i 1967.

Parallelt med reaktorene på Kjeller ble det også bygget en forskningsreaktor i Halden. Den såkalte

HBWR reaktoren (Halden Boiling Water Reactor) sto klar i 1959. Haldenreaktoren er nå i hovedsak et verktøy for et internasjonalt forskningsprogram der 20 land deltar. Forskningen fokuserer på brenselsteknologi, materialteknologi og tekniske systemer for å fremme reaktorsikkerhet og pålitelighet. I dag er det to forskningsreaktorer i drift: JEEP II på Kjeller og HBWR i Halden.

Nytten av å operere de norske reaktorene er flere ganger blitt evaluert av offentlig oppnevnte komiteer. Konklusjonene har hver gang vært at nytteverdien ved fortsatt drift av reaktorene er større enn ulempene. Den siste evaluering av Haldenprosjektet ("OECD Halden Reactor project") konkluderte blant annet med at prosjektet er unikt i forhold til brensel- og materialstudier og forskning innen MTO-systemer (Menneske-Teknikk-Organisasjon). Den uavhengige, internasjonale ekspertgruppen satt ned av Norges forskningsråd avsluttet sin evaluering med å anbefale til den norske regjeringen at den bør fortsette å støtte Haldenprosjektet etter 2002 til tross for ulempene med radioaktivt avfall (Harg, 2000).

De to forskningsreaktorene JEEP II på Kjeller og HBWR i Halden produserer tre kategorier av avfall, nemlig lav-, mellom- og høyaktivt avfall. Det lav- og mellomaktive avfallet har fått sitt deponi i Himdalen i Aurskog-Høland kommune, som ble bygget og ferdigstilt i 1998 i henhold til prinsipper som ble utredet i Kveseth-utvalget (NOU 1991: 9) og Stortingsvedtak av 28. april 1994.

Det brukte reaktorbrenselet som klassifiseres som høyaktivt, er fortsatt lagret i spesielle lagre på IFE's områder på Kjeller og i Halden. Slik lagrene på Kjeller og i Halden er utformet har de tilstrekkelig kapasitet til å ta hånd om fremtidig brukt brensel i 10 til 15 år fremover. Totalt lagres det i dag i overkant av 16 tonn brukt brensel på Kjeller og i Halden. Dette inkluderer brukt brensel fra de tidligere reaktorene på Kjeller, samt det brenselet som i dag befinner seg i reaktorkjernen og som vil bli tatt ut ved den endelige avviklingen av reaktorene. Ved utløpet av den gjeldende konsesjonsperioden vil tilveksten av brukt brensel være ca. 1 tonn. Det vil si at det vil være lagret ca. 17 tonn brukt reaktorbrensel i Norge i 2008. Reaktorbren-

sel har meget høy egenvekt, og volumet av selve brenselet tilsvarer litt over 1 m³ høyaktivt avfall. I tillegg til det brukte reaktorbrenselet må et lager og deponi for høyaktivt avfall ta hånd om små mengder medisinsk avfall i form av radiumnåler som har vært brukt i norske sykehus. Denne type bestråling blir ikke lenger brukt i medisinsk behandling så det blir ingen ytterligere tilvekst. I dag lagres dette avfallet i tønner på Kjeller.

Mengden av høyaktivt materiale i Norge er svært liten sammenlignet med det som finnes i land med store, kommersielle kjernekraftanlegg. For eksempel må Sverige ta hånd om ca. 8000 tonn brukt reaktorbrensel fra sin forventede produksjon frem til 2010. Til sammen må det planlagte geologiske deponiet i Sverige ha kapasitet til ca. 20.000 m³ brukt brensel, reaktordeler og innpakning (SKB, 1998).

Selv om den totale mengden av høyaktivt avfall fra forskningsreaktorene i Norge er svært liten, representerer dette avfallet like fullt en langsiktig miljø- og sikkerhetsmessig utfordring som må ivaretas på en betryggende måte. Dette avfallet inneholder radioaktive isotoper som gir sterk stråling lokalt og delvis har svært lange halveringstider (flere tusen år). Spesielt farlig er det om mennesker eller dyr skulle få disse stoffene inn i kroppen. Den langsiktige skadelige virkningen på organismer og natur innebærer at lagring og deponering av høyaktivt avfall ikke bare er en teknisk og økonomisk problemstilling, men også en etisk utfordring med tanke på skader og byrder man kan påføre fremtidige generasjoner.

Det finnes en rekke overordnede nasjonale og internasjonale krav og målsetninger for lagring av radioaktivt materiale. Sikkerhetskrav er blant annet gitt i den norske Atomenergiloven, og Norge har i juni i år ratifisert "The joint convention on the Safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste". Denne konvensjonen fastslår blant annet en rekke etiske krav, som for eksempel at utilbørlige byrder ikke skal legges på fremtidige generasjoner. Statens strålevern er myndighetenes kontroll- og tilsynsorgan som skal påse at alle krav og vilkår blir fulgt for all virksomhet som innebærer stråling.

I vedlegg 1 finnes en liste med forklaring av de viktigste begrepene som er brukt i rapporten.

1.2 Oppnevning av utvalget

Et utvalg bestående av følgende medlemmer ble utnevnt ved kongelig resolusjon av 22.12.1999:

Pål G. Bergan, direktør, Det Norske Veritas (leder)

Kari Kveseth, direktør, Norges forskningsråd (nestleder)

Arne Bjørlykke, administrerende direktør, Norges geologiske undersøkelse

Evelyn Foshaug, strålevernsjef, Institutt for energiteknikk, Halden

Esther Kostøl, konsulent, Landsorganisasjonen

Erik Martiniussen, student, Natur og Ungdom

Erik O. Pettersen, professor, Universitetet i Oslo

Sekretær: Rune Øyan, Konsulent, NKKonsult (f.o.m. 01.01.2000 t.o.m. 30.09.2000)

Bente Pretlove, Senioringeniør, Det Norske Veritas (f.o.m. 01.10.2000)

Forsker Sverre Hornkjøl ved Statens strålevern deltok i utvalgets møter som observatør.

Hans Lien, fra Nærings- og handelsdepartementet, deltok på enkelte av de første møtene som observatør, mens Jan-Eilert Askerøi, Nærings- og handelsdepartementet, overtok Liens rolle som observatør sommeren 2000.

1.3 Utvalgets mandat

Utvalget er gitt følgende mandat:

«Utvalget skal legge frem forslag til hva slags strategi og hvilken fremdriftsplan Norge bør velge når det gjelder sluttlagring av brukt, høyaktivt reaktorbrensel. Herunder bør utvalget ta i betraktning hvor langt de store kjernekraftland samt Sverige og Finland har kommet. Utvalget skal videre, om nødvendig, utrede mellomlagring i de ulike alternativene som er foreslått for sluttlagring. Minst ett av alternativene skal baseres på uendret ressursbruk.

Utvalget forventes ikke å utarbeide detaljerte løsninger.

Utvalget skal utrede de administrative og økonomiske konsekvenser av de alternativer som anses aktuelle. Utvalget skal være ferdig med sin innstilling i løper av 18 måneder fra oppnevningdagen. Utvalget skal bestrebe seg på størst mulig åpenhet. Dette må dog skje innenfor rammen av norsk lov, herunder bestemmelsene om taushetsplikt i forvaltningsloven og atomenergiloven. Dets rapport skal offentliggjøres i en NOU.»

Det er å bemerke at utvalget senere fikk innvilget for utsettelse av innlevering av innstillingen på grunn av fødselspermisjon og arbeidets omfang.

1.4 Utvalgets tolkning av mandatet

Utvalget ønsker å presisere at hovedvekten i arbeidet er lagt på de *strategiske* aspektene uten å gå i detalj verken med tekniske løsninger eller økonomiske anslag. Dette har sammenheng med usikkerhet om hvilke konkrete løsninger som til slutt blir valgt, og at selve tidsfaktoren for endelig valg av løsning og gjennomføring er svært mye lengre enn det som er typisk for vanlige byggeprosjekter. Strategien må spenne over både nåtilstanden, en fase med utredninger og planlegging, en fase med byggetekniske tiltak, og en svært langsiktig deponifase som kan dreie seg om tusener av år. Mye kan skje av teknisk, sosial og politisk art i et slikt tidsperspektiv, og strategien med sikte på endelig deponering må derfor være fleksibel. Dette er søkt reflektert i de alternative tiltakene som er skissert og i det at viktige beslutninger om deponering foreslås utsatt i tid.

Videre er den langsiktige strategien nært knyttet til den nåværende tilstanden for lagring av brukt reaktorbrensel. Utvalget er i løpet av sitt arbeid blitt meget bevisst på viktigheten av gjennomføringen av overgangsfasen mellom nåtilstanden og etablering av et endelig deponi. Dette har medført at utvalget i sterkere grad enn det som kanskje er angitt i mandatet, har brukt tid og omtanke på hvordan denne "mellomlagingsfasen" bør ivaretas og har foreslått et opplegg for denne. Fokuseringen på denne mellomfasen har sammenheng med at brukt reaktorbrensel må avkjøles i minst 40 år før det deponeres.

I tillegg til brukt reaktorbrensel finnes det også noe annet avfall i Norge som kan klassifiseres som høyaktivt avfall. Dette er blant annet små mengder med medisinsk radioaktivt avfall i form av radium-nåler som i dag er lagret på Kjeller. I fremtiden vil det også oppstå noe høyaktivt avfall i forbindelse med en eventuell nedleggelse (dekommisjonering) av forskningsreaktorene og de andre atomanleggene på Kjeller og i Halden. Utvalget har valgt å inkludere disse kildene til høyaktivt avfall i sin strategi.

1.5 Utvalgets arbeid

Det har til sammen vært holdt 18 møter i utvalget. Det første møtet ble gjennomført den 3 februar 2000 mens det avsluttende møtet ble holdt 27 september 2001. Utvalget har hatt en møteplan der en først systematisk har innhentet informasjon og deretter har benyttet dette som underlagsmateriale for diskusjoner rundt en nasjonal strategi. I perioden april til august 2000 besøkte utvalget følgende anlegg for lagring av radioaktivt avfall:

- IFEs anlegg på Kjeller og i Halden for å bli orientert om nåsituasjonen for produksjon og lagring av brukt reaktorbrensel
- Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB)s anlegg i Oskarshamn i Sverige for å bli orientert om løsningen Sverige har valgt for sitt høyaktive avfall.
- Det norske lageret og deponiet for lav- og middelsaktivt avfall i Himdalen i Aurskog-Høland kommune.

Vinteren 2001 utførte IFE en oppgradering av brenslagrene på Kjeller. Utvalget foretok derfor et nytt besøk på Kjeller i mars 2001.

Utvalget har vært innstilt på åpenhet rundt sitt arbeid og har ønsket å høre synspunkter fra publikum og interesseorganisasjoner på problemstillingene knyttet til sluttlagring av norsk brukt, høyaktivt reaktorbrensel. Det er blitt opprettet en internettside under Nærings- og Handelsdepartementets side på "Odin" hvor det informeres om utvalgets oppdrag¹⁾. Publikum er der også gitt anledning til å komme med sine synspunkter om temaet som utvalget har arbeidet med, men det er ikke mottatt innspill gjennom denne kanalen.

Utvalget holdt et diskusjonsmøte i Oslo 15. februar 2001 der personer og organisasjoner med interesse for problematikken rundt lagring av radioaktivt materiale var invitert til å delta. Dette møtet ga en rekke interessante og verdifulle innspill som utvalget har tatt hensyn til i sitt arbeid.

¹⁾ <http://www.dep.no/nhd/norsk/dep/utvalg/index-b-n-a.html>

Kapittel 2

Forekomst og bruk av radioaktivt materiale

2.1 En introduksjon til radioaktivitet

Kjernen i et atom består av nøytroner (nøytrale kjernepartikler) og protoner (positive kjernepartikler). Radioaktivitet oppstår ved at kjernen i et atom er ustabil fordi den inneholder for få eller for mange nøytroner i forhold til protoner. For å gjenvinne stabilitet vil disse "radionuklidene" spontant sende ut stråling i form av alfapartikler (kjernen i heliumatomer), betapartikler (elektroner), gammastråler (elektromagnetisk stråling) eller nøytroner. Resultatet er at ustabile atomkjerner omdanner seg til stabile atomkjerner, noen ganger via flere trinn. Denne omdannelsesprosessen, som fører til en rekke "datterprodukter", kalles radioaktivitet. For eksempel produseres blant annet følgende radioaktive datterprodukter fra naturlig uran (uran-238) før en når det endelige stabile grunnstoffet bly: uran-234, thorium-230, radium-226, bly-210 og polonium-210¹⁾.

Måten radionuklider omdannes på er nøyaktig kjent. Et viktig begrep for å beskrive denne prosessen er "halveringstid". *Halveringstid er den tiden det tar for at halvparten av atomene til en radionuklide er blitt omdannet fra sin opprinnelige form til andre nuklider.*

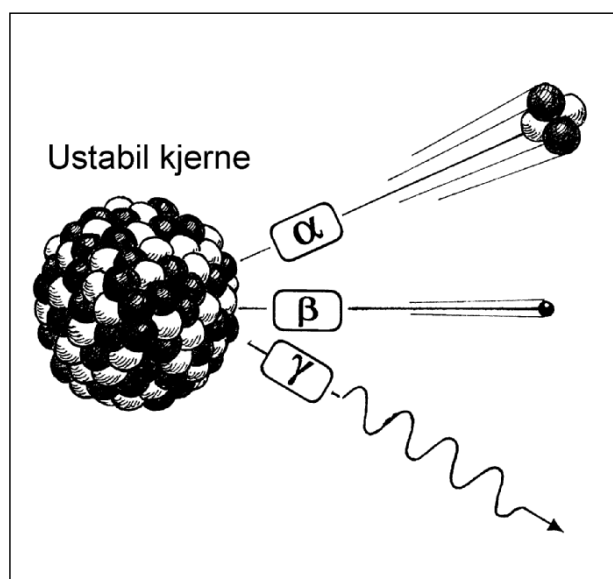
Halveringstiden er en sentral parameter for å si hvor raskt strålingen fra det radioaktive stoffet vil avta. For enhver radionuklide er aktivitet (strålingsnivå) og halveringstid omvendt proporsjonale. Dette vil si at jo mer strålingsintense stoffene er, jo kortere halveringstid har de, og jo raskere taper de sin radioaktivitet. Noen radionuklider har halveringstider på flere millioner av år. Disse har lite intens stråling, men er langlivete.

Gammastråling og emisjon av alfa- og betapartikler frigjør energi som kan forårsake at atomer kan ioniseres. Gamma- og betastråling gjør dette ved at de slår ut elektroner fra atomene mens alfastråling, nøytroner og andre tunge partikler slår ut hele kjerner fra atomet, eller slår kjernen i styk-

ker. Ioniserende stråling kan derfor endre molekyler i celler og påvirke det genetiske materialet i levende organismer. Skadeligheten vil blant annet være avhengig av type stråling (f.eks. alfa- eller betapartikler) og mengde energi som frigjøres.

Alfapartikler kan bare trenge igjennom noen få centimeter med luft og bare noen mikrometer med vann, og de stoppes av for eksempel et ark med papir. Siden de mister all energien på en veldig kort distanse, er alfapartikkelstråling stort sett ufarlig. Situasjonen er imidlertid mer alvorlig hvis det radioaktive stoffet kommer inn i kroppen. Da kan alfapartikkelstråling avsette store stråledoser i det cellelaget som ligger helt inntil den radioaktive partikkelen, for eksempel i lungene ved innånding av det radioaktive stoffet, eller i fordøyelsessystemet ved svelging. Celler som ligger bare noen få cellediametre fra partikkelen får derimot ingen stråling.

Betapartikler har større gjennomtrengnings-evne enn alfapartiklene, selv om også de kan stoppes av noen få millimeter med plast eller metall. I likhet med alfapartikler kan de avsette store stråledoser i enkeltceller hvis materialet kommer inn i kroppen.



Figur 2.1 Atomkjerne og stråletyper (Henriksen et al., 1995)

¹⁾ Massennummeret til et atom er det totale antall protoner og nøytroner i kjernen. I denne rapporten skiller en mellom forskjellige isotoper av samme atom ved å føye til massennummeret etter atomnavnet, f.eks. uran-238.

Felles for alfa- og betastråling er altså at stråledosene kan bli ekstremt høye i enkelte celler i kroppen mens de er null i de fleste andre celler.

Gammastråling (elektromagnetisk stråling) gir en helt annen dosefordeling. Denne strålingen har lang rekkevidde og kan avsette energi i alt vev i kroppen selv uten at det radioaktive stoffet er blitt tatt opp. Denne strålingen virker derfor på et mye større antall celler enn alfa- og betastråling. Stråledosene til den enkelte celle kan oftest bli mindre enn ved alfa- og betastråling, men dette kan bety at cellene som overlever bestrålingen kan få skader på sitt genetiske materiale, noe som kan gi opphav til ukontrollert celledeling og kreft. Eksponeringen for gammastråling svekkes med avstanden fra strålekilden, og effekten kan dessuten reduseres ved skjerming med materialer som for eksempel bly, betong eller vann. På grunn av den lange rekkevidden til den elektromagnetiske strålingen (gamma- og røntgenstråling) er det for det meste denne som brukes i kreftbehandling.

Også nøytroner kan trenge dypt inn i materialer, noe som resulterer i gjentatte kollisjoner med atomkjerne i det materialet de passerer gjennom. Hver kollisjon frigjør energi samtidig som nøytronene saktner farten, og til slutt absorberes i en atomkjerne. Denne prosessen kan forårsake skade på vevsceller i levende organismer. Nøytronstråling kan også forårsake forandringer i andre materialer som kan få endrede egenskaper slik som styrke, seighet eller ledningsevne. Absorpsjon (opptak) av nøytroner kan også forårsake fisjon (spalting av tunge atomkjerne). Dette er diskutert i mer detalj i kapittel 2.4.

2.2 Bakgrunnsstråling i Norge

Stråling er en del av vårt naturlige miljø, og vi er utsatt for stråling både fra våre omgivelser og innvendig fra stoffer vi har i kroppen. Naturlig radioaktivitet finnes i atmosfæren, luft, vann, jord og vegetasjon, og i antropogene (menneskelagde) produkter vi omgir oss med eller får inn i kroppen gjennom mat eller på annet vis. I Norge vil folk flest motta mye høyere doser fra naturlig bakgrunnsstråling enn det de noen gang vil få fra antropogene kilder.

Atmosfæren mottar en kontinuerlig strøm av partikler fra verdensrommet. Denne strømmen er størst ved polene hvor partiklene trenger dypere ned i atmosfæren på grunn av fordelingen av jordens magnetfelt. På Norges breddegrader er variasjonen i den kosmiske strålingen moderat og man kan i praksis regne den som geografisk konstant over hele landet. Intensiteten av kosmisk stråling

øker imidlertid også med høyden over havet, slik at intensiteten ved ca. 1.600 m høyde er det dobbelte av det ved havnivået hvor årsdose for kosmisk stråling er 0,35 mSv. Ved en vanlig flyhøyde mellom 8.500 og 10.000 m er strålenivået minst 40 ganger høyere enn ved havnivået og nøytronstrålingen er enda høyere. Flypersonale som oppholder seg i mange timer per år i stor høyde blir derfor eksponert i yrkessammenheng.

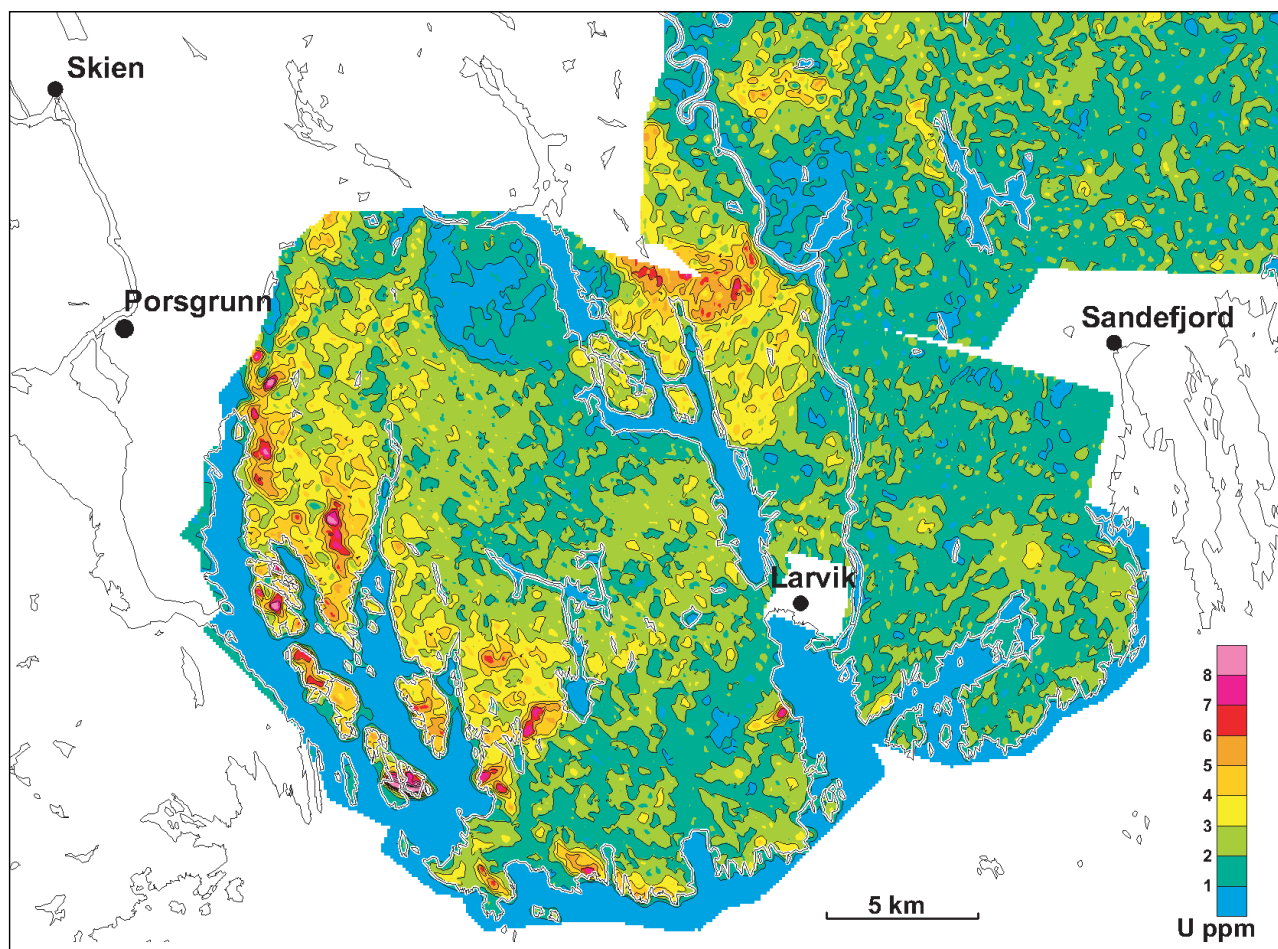
Naturlig radioaktivitet i luften kommer både fra svevende partikler som inneholder radioaktive elementer, og fra radongass. I Norge kommer eksponering ved å puste inn luften hovedsakelig fra radongass, mens f. eks. gruve- og tunnelarbeidere kan være utsatt for en enda større eksponering fra støv som kan inneholde radioaktive partikler. Radon dannes i jorden fra uran og radium. Mennesket får ikke mye stråling direkte fra gassen, men når radon brytes ned, går gassen over til faste stoffer som kan feste seg i lungene. Det er særlig "radondøtrene" polonium-218 og polonium-214 som gir størst dose i lungene, fordi dette er metaller som sender ut alfapartikler med relativt høy energi.

Radonkonsentrasjonene i luften varierer mye mellom forskjellige områder i Norge, noe som i stor grad henger sammen med både geologiske forhold og værforhold. Eksempelvis avhenger strålingsnivåene av mengden uran, porøsiteten av jordbunnen og innhold av bergarter hvor radon dannes og frigjøres til luften. Temperatur og lufttrykk er også av betydning for de lokale radonkonsentrasjonene i luften. Når jorden oppvarmes øker porøsiteten og dermed frigjøring av mer radongass. Videre kan lavt lufttrykk "suge ut" mer radon fra jordbunnen.

I landsdeler med bergarter med høyt uraninnhold, som f.eks. alunskifer og enkelte typer granitt, finner man de høyeste radonkonsentrasjonene i luften. Som et eksempel på at det kan være store lokale variasjoner av uraninnholdet i bergartene viser figur 2.2 målt uran-konsentrasjon i Larviksområdet.

Byggematerialer, for eksempel pukk i betong som inneholder uran, er ofte årsak til høye radonkonsentrasjoner i luften innendørs i norske boliger og bygg, ikke minst fordi klimaet i Norge gjør at tilførselen av friskluft i bygningene ofte er dårlig. I gruver og andre bergrom (blant annet kraftstasjoner og militære anlegg) kan det være nokså høye radonkonsentrasjoner, noe som gir høye stråledoser til de som arbeider på slike steder. Radon gir gjennomsnittlig en årsdose på ca. 2 til 3 mSv og representerer dermed klart den viktigste strålekilden i Norge sammenlignet med alle andre naturlige og kunstige kilder.

Den naturlige radioaktiviteten i overflatevann



Figur 2.2 Eksempel på lokale variasjoner i uran-konsentrasjon (kilde: NGU 2001)

er forholdsvis lav på grunn av den lave løseligheten for de naturlige radioaktive komponenter som uran, thorium og radon. Derimot kan lokale geologiske forhold bidra til høye radonkonsentrasjoner i grunnvannskilder, men radongassen kan lett sive ut når vannet kommer til overflaten og/eller oppvarmes. Vann har dessuten en skjermende effekt mot stråling, særlig for alfa- og betapartikler. Dette betyr at radioaktiviteten i vann er vesentlig mindre enn i jord og stein, og dette innebærer at en får mye mindre stråling på vann enn på land. I enkelte strøk kan man imidlertid få relativt store doser ioniserende stråling ved å dusje fordi radon lett frigjøres fra vannet.

Den naturlige bakgrunnsstrålingen fra berggrunnen kommer hovedsakelig i form av gammastråling, og dette gir en midlere årsdose i Norge på 0,55 mSv. I enkelte deler av landet kan gammastrålingen bli mye høyere enn gjennomsnittet, for eksempel når bergartene inneholder større konsentrasjoner av elementene i uran-radium-serien og thorium-serien, og fra kalium-40 (K-40). Tabell 2.1 viser en oversikt over konsentrasjonen av radium-226 (Ra-226), thorium-232

(Th-232) og kalium-40 (K-40) i ulike bergarter i Norge.

Tabellen viser at enkelte typer alunskifer kan ha konsentrasjoner av Ra-226 som gir opptil 4500 Bq/kg. Dette ligger mer enn 100 ganger over gjennomsnittet for de mest vanlige norske bergartene. Konsentrasjonen av Th-232 kan også variere betydelig fra bergart til bergart. For eksempel ved enkelte steder i Fenfeltet i Telemark kan thorium stå for mer enn 90% av den eksterne stråledosen (kosmisk stråling ikke medregnet), og dette dosebidraget kan dermed bli 20 ganger høyere enn landsgjennomsnittet. Kalium finnes overalt, – i jord, vegetasjon, dyr og mennesker. Kalium utgjør 2,4 vektprosent av alle stoffer (det er blant annet mye kalium i leire), men bare 0,0118% av dette kaliumet er radioaktivt. Tabell 2.1 viser at berggrunnsvariasjonene av K-40 er mindre enn for radium og thorium. Når det gjelder den eksterne gammadosen, bidrar K-40 med ca. 40%, Th-232 med 40% og Ra-226 med ca. 20% i gjennomsnittsstrålingen.

Strålingen fra de radioaktive stoffene vi har i oss selv stammer først og fremst fra radioaktivt kalium i musklene. I tillegg får vi i oss uran og

Tabell 2.1 Konsentrasjon av isotoper i noen bergarter og jordtyper ¹

Bergart / jordtype	Ra-226 (Bq/kg)	Th-232 (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)
Granitt	20-120	20-80	600-1800
Thorium og uranrik granitt	100-500	40-350	1200-1800
Gneis	20-120	20-80	600-1800
Sandstein	5-60	4-40	300-1500
Kalkstein	5-20	1-10	30-150
Skifer	10-120	8-60	600-1800
Alunskifer (fra kambrium)	120-600	8-40	1000-1800
Alunskifer (nedre ordovicium)	600-4500	8-40	1000-1800
Alunskiferrik jord	100-1000	20-80	600-1000
Morenejord	20-80	20-80	900-1300
Leire	20-120	25-80	600-1300
Sand og salt	5-25	4-30	600-1200

¹ Det er antatt at desintegrasjonsseriene er i likevekt med sine døtre.

dets datterprodukter, som hovedsakelig avleires i knokkelvev, og polonium gjennom maten vi spiser eller tobakk vi røker. Den indre strålingen er stort sett lik for all mennesker, siden kaliuminnholdet i stor grad er det samme. Det er beregnet at den midlere effektive dosen fra naturlig radioaktivitet i maten er på ca. 0,37 mSv per år.

I Norge mottar det enkelte menneske i gjennomsnitt en årsdose fra samtlige kilder til naturlig bakgrunnsstråling på ca. 3 mSv om året, fordelt som følger:

- Kosmisk stråling 0,35 mSv
- Stråling i kroppen 0,37 mSv
- gammastråling fra jorden 0,55 mSv
- Radon 2 - 3 mSv

Bakgrunnen for at det her gis en oversikt over naturlig stråling er for å forklare at vi alle lever i et "radioaktivt miljø", og for å vise hvilke nivåer av naturlig stråling som mennesker nok er tilpasset å leve i.

2.3 Effekter av ioniserende stråling og giftige isotoper

Ioniserende stråling

Folk flest har en sterk oppfattelse av at stråling kan gi skadelige effekter og kan forårsake sykdom og død. Dette er utvilsomt også riktig så lenge det er snakk om store stråledoser, dvs. stråling langt ut over det som vi påvirkes av i naturen (se kapittel 2.2). Mer enn 100 års bruk av stråling i kreftbehandling har gitt oss omfattende kunnskaper om hvilke skader store stråledoser kan gi. Dersom de store stråledosene som brukes i kreftbehandling gis på feil måte kan pasienten oppleve sår som ikke

vil gro, lammelser og i verste fall død. Kontrollen med bruk av store stråledoser er derfor ekstremt nøye.

De potensielle virkningene av små stråledoser på mennesker og andre levende skapninger, for eksempel av den størrelsesorden vi påtreffer i naturen, er derimot et meget omdiskutert tema. Når stråling kommer inn i menneskers vevsceller skjer det en ionisering av enkelte molekyler i cellene. Slik ionisering skjer imidlertid spontant hele tiden også av mange andre årsaker enn stråling, og blir vanligvis tatt hånd om av naturlige beskyttelsesmekanismer i cellene. Den strålingen som treffer oss fra naturlig bakgrunnsstråling representerer en ubetydelig mengde av ionisering i forhold til alle andre slike molekulære prosesser i vevet, og den representerer neppe noen økt risiko for negative helseeffekter. Dette er imidlertid vanskelig å måle med sikkerhet fordi man aldri kan bli kvitt den naturlige bakgrunnsstrålingen. Det er derfor svært omdiskutert hvorvidt slike veldig lave stråledoser som det vi alle får fra naturen hele tiden har noen som helst effekt på oss. Faktisk går debatten på om en slik effekt i virkeligheten er positiv eller negativ. Dette temaet er drøftet videre i Vedlegg 4 i denne rapporten.

Ioniserende stråling brukt i medisinsk diagnostikk og behandling

I medisinsk diagnostikk brukes ioniserende stråling produsert av radioaktive kilder såvel som av maskiner som akselererer ladede partikler for å lage røntgenstråling (røntgenapparater eller akseleratorer). Røntgenstråling har nå i nærmere 100 år tilhørt medisinenes aller viktigste diagnostiske hjelpemidler hvor gjennomlysning av vev og avbildning har vært mest sentralt. Det injiseres radioak-

tive isotoper i pasienters blodbane, som er målsøkende mot spesielle organer eller celler i kroppen. Gammastrålingen fra disse isotopene kan så måles for å gi enten et bilde av de organene som stoffene har bundet seg til eller for å måle størrelse eller mengde av vev i dette området. Ved å bruke isotoper med meget kort halveringstid oppnår man at stoffene gir fra seg all sin stråling i løpet av meget kort tid slik at den samlede stråledosen pasienten mottar er begrenset i tid.

Stråling representerer også en meget viktig virkemiddel i medisinsk behandling, først og fremst mot kreft, men også mot mindre alvorlige sykdommer. Stråleterapi gis nesten alltid mot avgrensede områder i kroppen. Dette er helt nødvendig fordi de stråledosene som er nødvendige i terapeutisk bruk er så store at de ville ha gitt uakseptable bivirkninger dersom de var blitt gitt mot hele kroppen. Også ved stråleterapi brukes det både radioaktive isotoper og akseleratorer.

Felles for både diagnostikk og terapi er at de isotopene som er mest velegnet, og som derfor brukes i dag, stort sett *ikke er naturlig forekommende*. Det er altså for det meste kunstig fremstilte isotoper som er velegnet for slik bruk. Dette har sammenheng med at man gjerne ønsker å bruke isotoper med kort halveringstid for å unngå eventuelle langtidsvirkninger. De naturlig forekommende isotopene som kan utvinnes er selvsagt de med meget lang halveringstid (de med kort halveringstid har forlenget gitt fra seg sin stråling). Medisinsk diagnostikk og behandling er i dag derfor helt avhengig av reaktorer som kan produsere de radioaktive isotopene de trenger for sin virksomhet. Det er dessuten, spesielt for radioaktive stoffer med meget kort halveringstid, viktig at reaktoren ikke ligger i en slik avstand fra sykehusene at radioaktiviteten blir borte i løpet av den tiden det tar å frakte materialet til sykehuset.

Giftighet av radioaktive isotoper og tungmetaller

Det har lenge vært et fokus på den direkte strålingen fra kjernekraftproduksjon og radioaktivt avfall. Men den største faren knyttet til deponering av avfallet er egentlig tilførsel av forurensning til grunnvannet og senere akkumulering i biosfæren. Den potensielle kjemiske giftigheten er da like så viktig å ta hensyn til som den potensielle strålefare.

Mange radioaktive stoffer har liten eller ingen kjemisk giftighet. Dette gjelder for eksempel kalium, som er helt nødvendig for kroppens funksjoner, men som samtidig gir oss mer enn tiendeparten av den bakgrunnsstrålingen vi mottar. Årsa-

ken til dette er, som nevnt i kapittel 2.2, at en liten andel av naturlig forekommende kalium består av den radioaktive isotopen K-40. Kroppen må nødvendigvis inneholde store mengder kalium og derfor også ha en viss mengde K-40 som gir oss et vesentlig strålebidrag. Men kjemisk giftighet kan man ikke snakke om i denne sammenheng.

De radioaktive stoffene som har en kjemisk giftighet er gjerne tungmetallene. Men den kjemiske giftigheten har egentlig ingenting med selve radioaktiviteten å gjøre. Både radioaktive tungmetaller, som uran eller plutonium, og ikke-radioaktive tungmetaller, som kvikksølv eller bly, regnes som giftige. For de radioaktive tungmetallene kommer den kjemiske giftigheten i tillegg til virkningen av strålingen som stoffene gir fra seg.

Problemet med tungmetaller er at de har en tendens til å akkumuleres i næringskjeden og gi økt konsentrasjon, og dermed størst effekter på høyere organismer. Oppkonsentrasjonen øker effekten både av den kjemiske giftigheten og av strålebelastningen.

Vi kan frykte at det er en forskjell i giftighet av de naturlig forekommende og de menneskeskapte grunnstoffene uten at dette er generelt vist. Uran og thorium er for eksempel to naturlig forekommende radioaktive tungmetaller som anses som giftige elementer. Siden de finnes naturlig kan man ikke fri seg fra kontakt med dem og man kan heller ikke unngå å få dem inn i kroppen. Så mye som 2 milliondeler av jordoverflaten er uran, noe som tilsvarer at det finnes i snitt flere kg uran per mål plenjord i hagen til folk. Mengden av disse stoffene i kroppen er likevel så liten under normale omstendigheter at det neppe gir skadelige effekter. Dessuten har de alltid vært til stede i naturen, på samme måte som stein og jord, slik at våre livsprosesser trolig er tilpasset et normalnivå av disse stoffene. Oppkonsentrasjon av uran og thorium i kroppen ut over det som er vanlig regner vi likevel med kan være farlig.

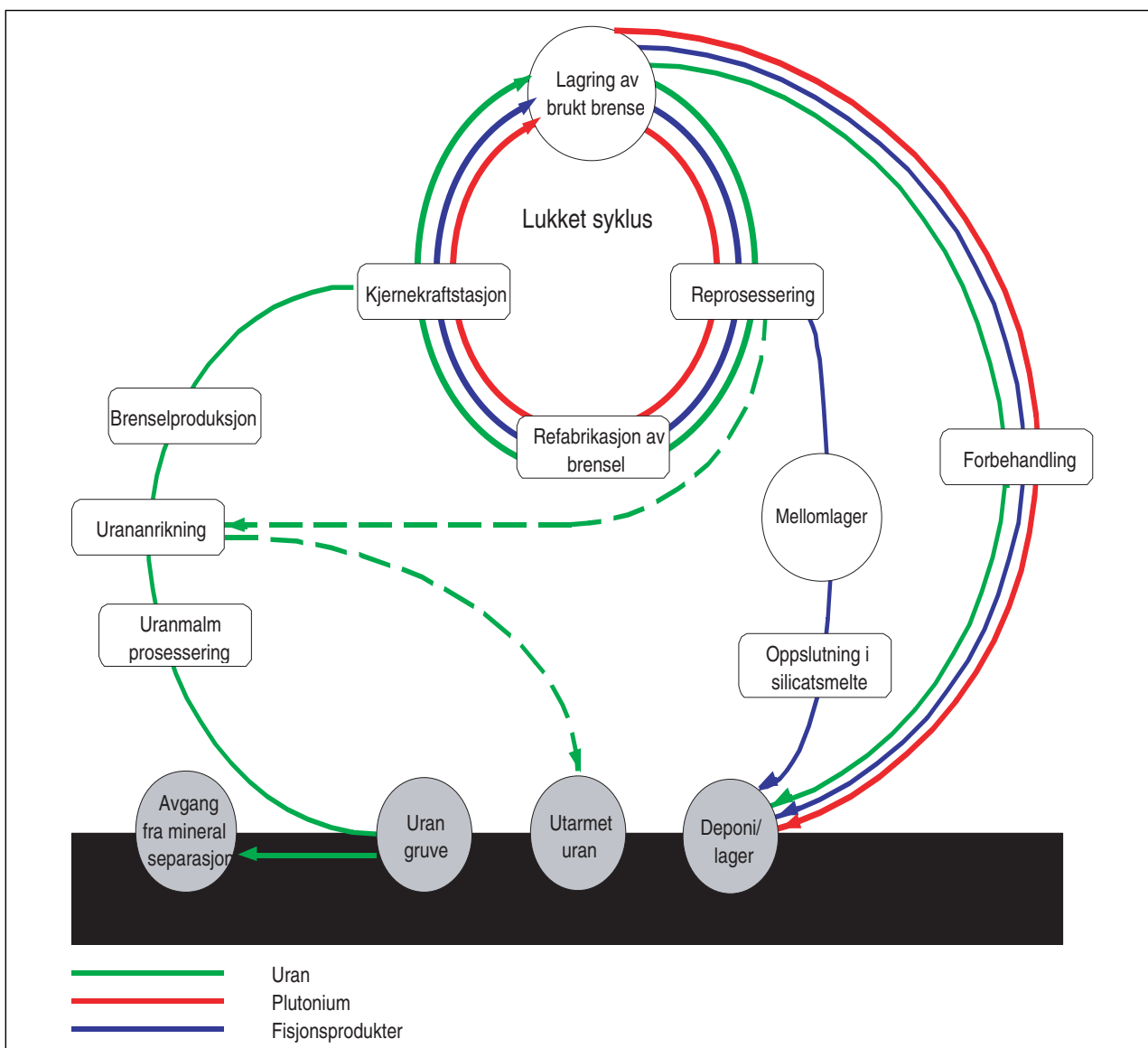
Det radioaktive tungmetallet som har vært viet størst oppmerksomhet fra et giftsynspunkt, er plutonium (som forekommer som flere isotoper). Det er flere grunner til dette. For det første er dette stoffet stort sett menneskeskapt gjennom kjerne-reaktorprosesser. Plutonium foreligger nærmest ikke naturlig. Dermed har evolusjonen stort sett skjedd i fravær av plutonium. Det er derfor grunn til å tro at vi ikke har utviklet forsvarssystemer mot dette stoffet. Dessuten har plutonium den egenskap at det kan kan hope seg opp i bein og i lever. Det er anslått at stoffet har biologiske halveringstider på henholdsvis 70 og 35 år i disse

to organene. Dermed får plutonium lang tid til å påvirke cellene omkring seg både via kjemisk giftighet og via alfastråling. Det er derfor grunn til å frykte langtidsvirkninger, for eksempel i form av kreft.

Måten plutonium kommer inn i bein og lever på er hovedsakelig igjennom luften vi puster. Plutonium i mat eller vann som vi spiser eller drikker har mindre betydning fordi opptaket fra tarmen er så lavt som ca 0,03 promille av det som kommer inn. Til sammenligning vil i størrelsesorden 5 % av plutoniumpartikler vi puster inn kunne nå frem til bein eller lever.

2.4 Reaktorbrensel i et livsløpsperspektiv

Uran er et grunnstoff som finnes i naturen og som består av flere isotoper. Av disse er 99,27% uran-238, 0,72% er uran-235 og 0,0054% er uran-234. Det er uran-235 som kan fisjonere i en reaktor, det vil si gjennomgå en kjernefysisk spalting med tilhørende avgiving av energi. Veien fra uran i naturen til produksjon av energi i en reaktor er imidlertid lang. For å få en oversikt over kildene til radioaktivt avfall i forbindelse med produksjon av kjernefysisk energi kan det være hensiktsmessig å se på reaktorbrensel i et "livsløpsperspektiv", det vil si beskrive den totale prosessen fra utvinning av uran til endelig avfallshåndtering. Hovedprosessene i en slik livsløpsanalyse av reaktorbrensel er vist i figur 2.3. Det bør bemerkes at brennelsyklusen gir



Figur 2.3 Kjernekraftsyklusen

opphav til store mengder lavaktivt og mellomaktivt avfall som ikke er vist direkte i denne figuren.

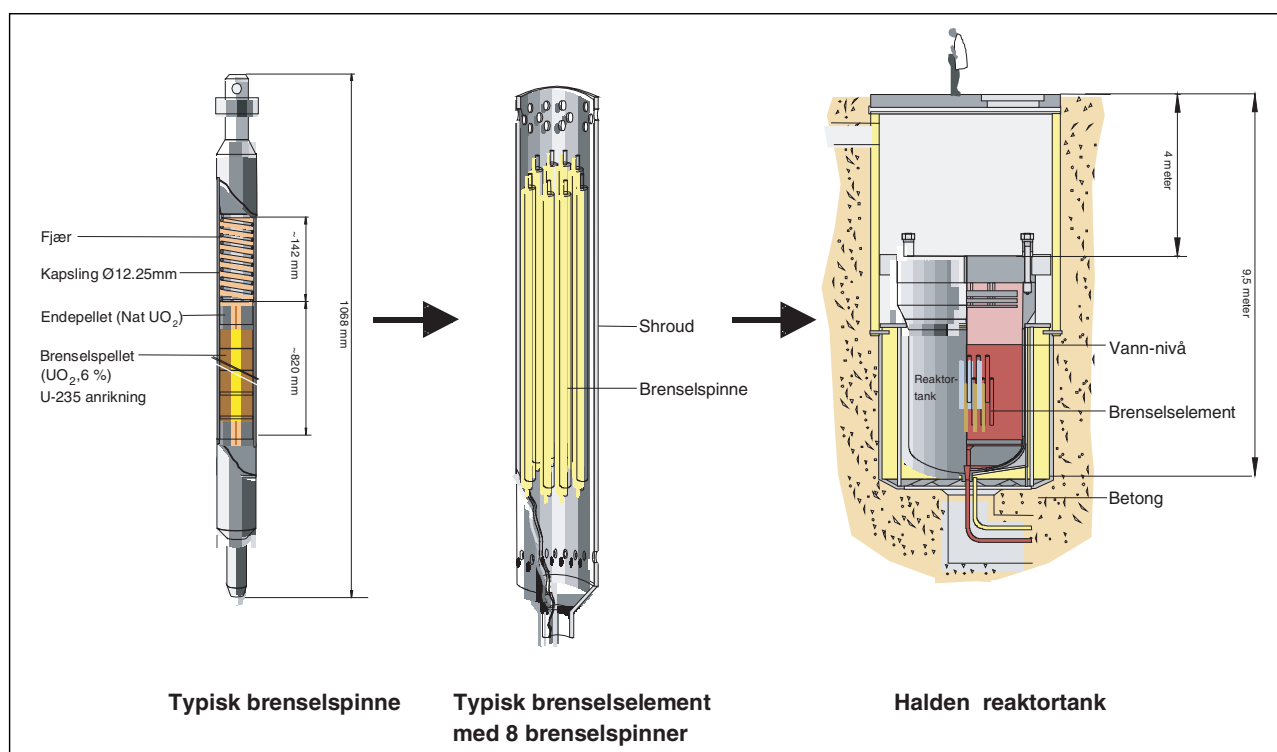
Første steg i brenselssyklusen er utvinning og knusing av uranmalmen, for deretter å produsere urankonsentrat. Denne prosessen gir opphav til store mengder lavaktivt avfall som transporteres til åpne spesialdeponier i nærheten av gruvene. Etter prosessering av uranmalmen blir uranet vanligvis anriket for å gi en høyere og mer optimal konsentrasjon av det fissile uran-235. I kraftproduserende reaktorer er uran typisk anriket til ca. 4% uran-235. Det utarmede uranet som er et biprodukt fra denne prosessen, blir vanligvis lagret for mulig fremtidig bruk. Det har noen begrensede bruksområder som for eksempel til skjerming av stråling fra annet radioaktivt materiale og som ballastmateriale i spesielle anvendelser.

Den anrikede fraksjonen av uran brukes i produksjon av brenselspinner. Urandioksid (UO_2) blir presset sammen til sylindre som sintres, det vil si at de varmes opp til høy temperatur slik at de får en keramisk struktur. Sylindrene pakkes deretter i metallrør som tetteises. Brenselspinner monteres sammen til brenselelementer som brukes i reaktorene. Dette er vist i figur 2.4.

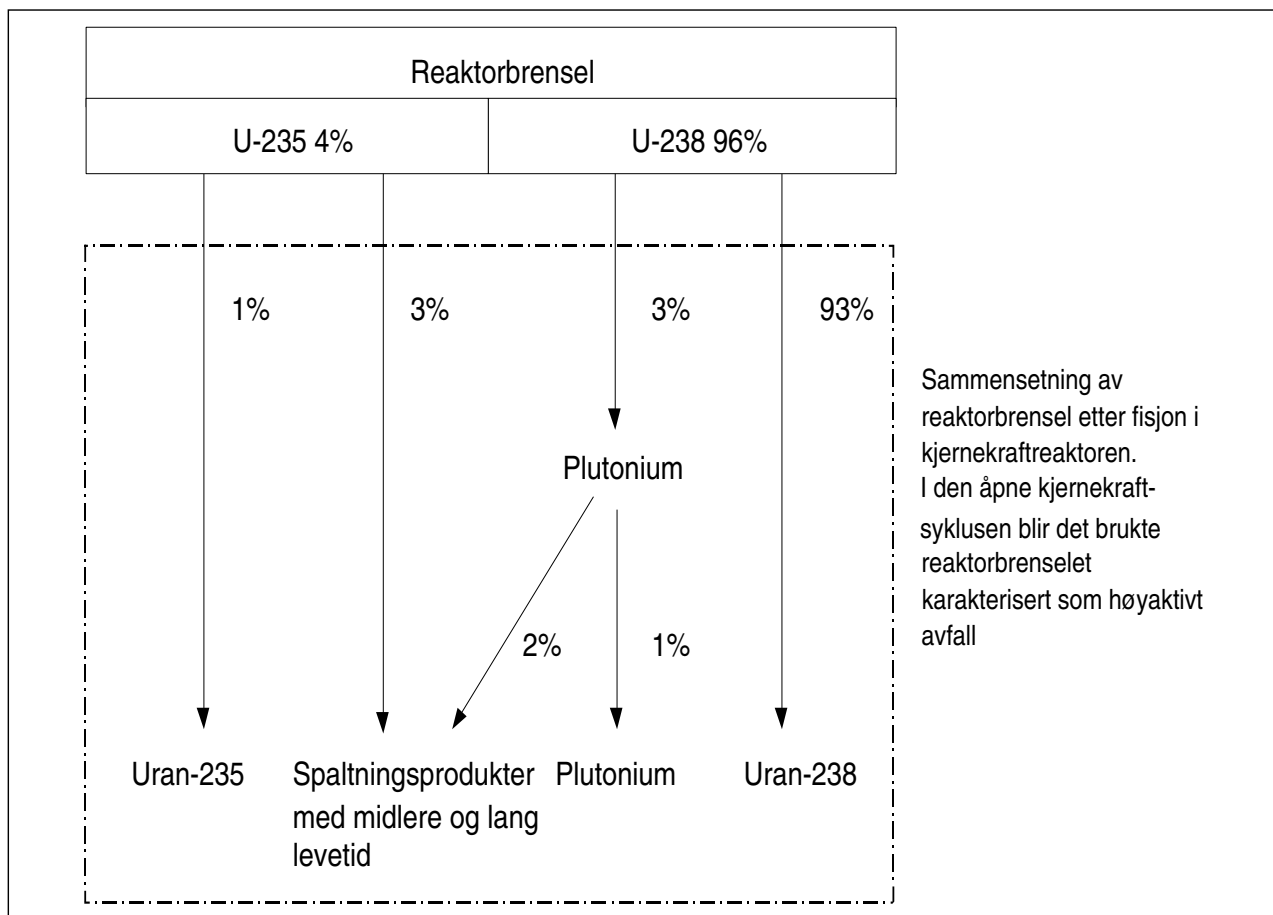
Under nøytronbestrålingen i kjernekraftreaktoren deler uran-235 seg i to mindre kjerner, samtidig som ytterligere nøytroner avgis. Denne delingen av en atomkjerne kalles fisjon. De to restkjernene, fisjonsproduktene, er alltid radioaktive. Da

de begge er positivt ladet frastøter de hverandre, og under den påfølgende oppbremsingen og gjennom gjentatte kollisjoner med andre atomkjerner oppstår det varme. Brenselspinnen blir da varm, og det er denne varmen som til slutt brukes til å produsere elektrisitet. Det er flere konkurrerende reaksjoner i tilknytning til fisjonen, og det produseres en rekke tyngre, radioaktive kjerner, som plutonium (Pu) og neptunium (Np). Brenselsladningen i kjernekraftreaktoren har en begrenset levetid på grunn av materialnedbrytning, forbruk av fissilt materiale og opphoping av nøytronabsorberende fisjonsprodukter. En forenklet illustrasjon av sammensetningen til reaktorbrenselet etter en full fisjonssyklus i kjernekraftreaktoren er vist i figur 2.5.

Rett etter at brenselet er tatt ut av reaktoren har det fortsatt en svært høy varmeutvikling, og det avgir svært sterk stråling. Det er derfor helt nødvendig å avkjøle brenselet en periode på selve anlegget i nærheten av reaktoren før det eventuelt kan transporteres til et sentralt lager. Deretter er det to muligheter for videre håndtering av brenselet. I den lukkede syklusen blir brenselet "reprosessert". Dette vil si at en ved hjelp av kjemiske prosesser skiller ut spaltbart uran og plutonium fra det brukte brenselet for så på nytt å bruke dette til reaktorbrensel. Restproduktet fra denne prosessen er et høyaktivt, væskeformig avfall som ofte blir stabilisert og bundet som



Figur 2.4 Illustrasjon av typisk brenselspinne, brenselelement og reaktortank ved Haldenreaktoren.



Figur 2.5 Forenklet illustrasjon av sammensetningen til reaktorbrensel etter fisjon i kjernekraftreaktoren (brenselet er anriket til 4% uran-235)

fast stoff ved oppslutning i silicatsmelte (vitrifisering). Reprosessering av brukt kjernebrensel i industriell skala foregår blant annet i Sellafield i England og La Hague i Frankrike. Av de landene som har valgt denne løsningen for viderebehandling av det brukte brenselet finner vi blant annet Belgia, Nederland, Japan, Frankrike, UK, og Russland. De fleste land har valgt den åpne syklusen der det tas sikte på å viderebehandle det brukte brenselet for deretter å sende det til lagring eller endelig deponering. Mange av landene som har valgt denne strategien holder imidlertid fortsatt mulighetene åpne for å kunne velge reprosessering av brenselet i fremtiden. Ingen land har enda satt i drift et endelig deponi for brukt kjernebrensel.

Det brukte reaktorbrenselet i den åpne syklusen og det vitrifiserte avfallet fra reprosessering i den lukkede syklusen klassifiseres begge som "høyaktivt avfall". Dette avfallet avgir varme og krever både skjerming og kjøling. I Norge er det hovedsakelig det brukte brenselet, som i dag lagres ved reaktorene på Kjeller og i Halden, som faller inn under begrepet "høyaktivt avfall". For Norge

er det for tiden uaktuelt å sende dette avfallet til reprosessering, og *den lukkede kjernekraftsyklusen vil derfor ikke diskuteres videre i denne rapporten.*

Her i landet har det lenge vært sterk motstand mot reprosessering på grunn av utslippene til Irskesjøen fra reprosesseringsanlegget Sellafield i Nord-England. Radioaktive stoffer transporteres med havstrømmene inn i andre områder som Nordsjøen, og bidrar til en økning i nivået av radioaktivitet i havet. Norske myndigheter har derfor lenge vært opptatt av å få redusert utslippene av radioaktiv forurensning fra Sellafield og andre europeiske reprosesseringsanlegg. I St.meld.nr. 24 (2000-2001) Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand, heter det at "Regjeringen vil være en pådriver i arbeidet med å hindre radioaktiv forurensning av det marine miljø", og videre at "Norge skal arbeide for at utslippene av radioaktive stoffer fra reprosesseringsanlegg i våre nærområder reduseres betydelig". Det heter også at: "Norge vil i OSPAR også arbeide for at brukt kjernebrensel på sikt lagres direkte i stedet for å reprosesserer. Dette vil redu-

sere de samlede utslippene fra europeisk atomkraftproduksjon betydelig". En reprosessering av det norske brukte reaktorbrenselet i utlandet vil derfor ikke være i samsvar med norske holdninger og posisjoner i det internasjonale arbeidet med å få redusert de radioaktive utslippene fra reprosesseringsanlegg og andre kilder til radioaktiv forurensning i Norges nærområder (Bjerke, 2001).

2.5 Brukt reaktorbrensel

De radioaktive stoffene i brukt reaktorbrensel kan deles inn i to hovedgrupper: spaltningsprodukter og transuraner (NOU, 1978). Spaltningsproduktene er radioaktive eller stabile isotoper av naturlig forekommende grunnstoffer, med de samme kjemiske egenskaper som disse. De fleste spaltningsproduktene er faste stoffer, men de kan også opptre i form av gasser som xenon og krypton, eller lett flyktig som jod. Transuraner er grunnstoffer med atomnummer høyere enn uranets 92. Ofte brukes også betegnelsen "aktinider" for de tunge elemen-

Tabell 2.2 Mengde radioaktive stoffer i brukt reaktorbrensel¹⁾.

Spaltningsprodukter med midlere levetid	Vekt per tonn opprinnelig uran (cirka vekt)	Halveringstid (år)
Cesium-137	530 g	30,20
Strontium-90	220 g	28,79
Langlivete spaltningsprodukter		
Cesium-135	570 g	2,3 millioner
Jod-129	210 g	15,7 millioner
Klor-36	880 mg	301 000
Nikkel-59	36 g	76 000
Palladium-107	260 g	6,5 millioner
Selen-79	6,7 g	1,1 millioner
Technetium-99	870 g	211 100
Tinn-126	32 g	~100 000
Zirkonium-93	800 g	1,53 millioner
Transuraner		
Americium-243	120 g	7 370
Americium-241	1,0 kg	432,2
Neptunium-237	510 g	2,144 millioner
Plutonium-238	130 g	87,7
Plutonium-239	4,7 kg	24 110
Plutonium-240	2,5 kg	6 564
Plutonium-241	180 g	14,29
Plutonium-242	550 g	373 300
Protactinium-231	0,69 mg	32 760
Radium-226	0,004 mg	1 600
Thorium-230	21 mg	75 380
Thorium-232	5 mg	14,05 milliarder
Thorium-229	0,002 mg	7 340
Uran-233	7 mg	159 200
Uran-234	200 g	245 500
Uran-235	6,6 kg	703,8 millioner
Uran-236	4,4 kg	23,42 millioner
Uran-238	940 kg	4,468 milliarder
Øvrige nuklider		
Karbon-14	240 mg	5 730

¹ Beregning av isotopinnholdet i brukt reaktorbrensel fra JEEP II på Kjeller og HBWR i Halden er inkludert i kapittel 5.

tene uran og transuraner i brenselet. Transuranene betraktes som "kunstige" grunnstoffer, men også små mengder plutonium og neptunium, som tilhører denne gruppen, finnes i naturlige uranmalmer. Transuranene danner meget tungt oppløselige forbindelser og bindes lett i jordsmonn og bergarter. De opptas i liten grad av planter, dyr og mennesker.

Alle radioaktive nuklider brytes ned med ulike halveringstider, og dette medfører at deres totale aktivitet avtar med tiden. Under lagring forsvinner derfor de kortlivete nuklidene først. Etter nedbrytningen av de kortlivete spaltningsproduktene (med halveringstider på noen få år) kan de gjenværende radioaktive stoffer grovinndeles i henhold til radionuklide-type og levetid på følgende måte (NOU, 1978):

- *Spaltningsprodukter med midlere levetid:* Disse er i første rekke strontium-90 og cesium-137, med halveringstider omkring 30 år, samt deres datterprodukter.
- *Langlivede spaltningsprodukter:* Fra et risikosynspunkt regnes primært technetium-99, jod-129, samt cesium-135 som de viktigste av disse nuklidene med halveringstider fra ca 200.000 til ca 2 millioner år.
- *Transuraner (tunge nuklider, aktinider):* De viktigste transuranene med lang levetid (noen hundrede tusen til flere millioner av år) som dannes i noen mengde er neptunium-237, plutonium-239 og -240, americium-241 og -243 samt nedbrytningproduktene radium-226 og thorium-229.

- *Øvrige nuklider:* Hit hører blant annet hydrogen-3 (tritium) og karbon-14. Karbon-14 dannes i første rekke ved forurensninger i brensel og kapsling.

Tabell 2.2 gir eksempler på mengder radioaktive stoffer i hver av de ovennevnte kategoriene i ett tonn opprinnelig uran, 40 år etter at det er tatt ut av en kommersiell kraftproduserende reaktor (SKB, 1997).

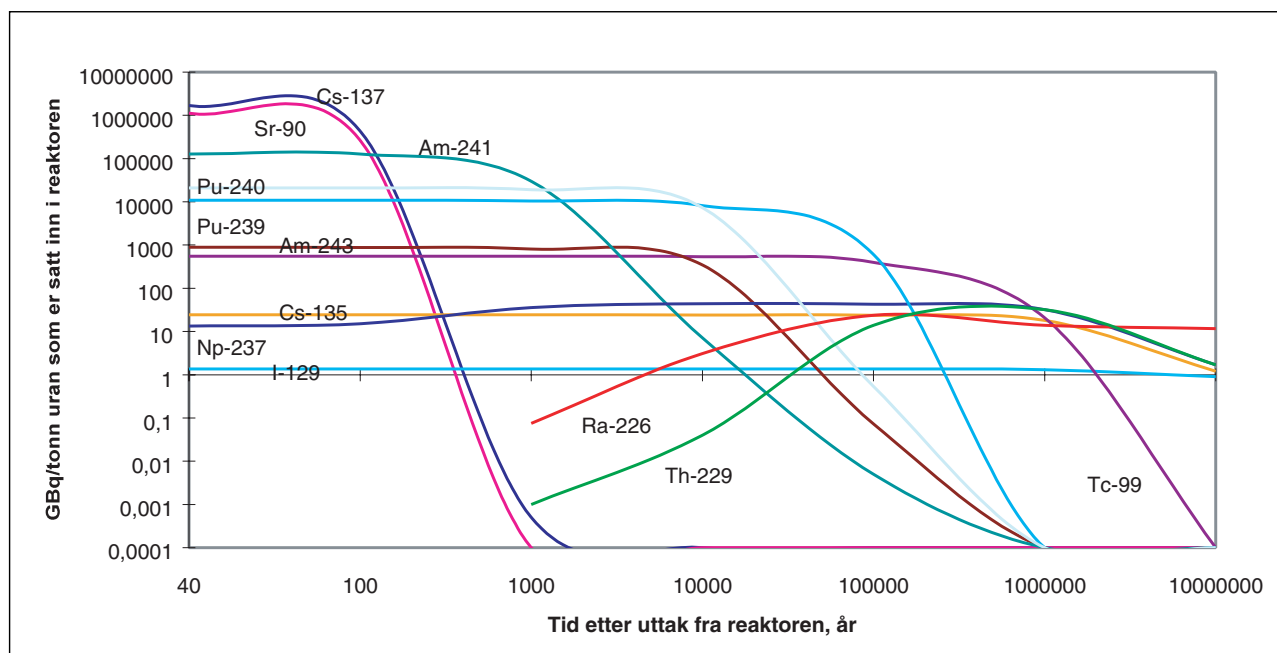
Aktiviteten til de forskjellige radionuklidene vil forandres i forhold til de enkeltes elementenes nedbrytningsforløp. Dette er vist i tabell 2.3 og i figur 2.6.

Nedbrytningsforløpet for nuklidene viser at spaltningsproduktene med midlere levetid, det vil si strontium-90 og cesium-137, dominerer kraftig i noen hundre år, hvorefter totalaktiviteten bestemmes av de tunge nuklidene. Etter omtrent 150 år begynner americium-241 å dominere totalaktiviteten for senere å bli avløst av plutonium-240. Etter 100.000 år er bildet mer komplekst, og de radioaktive isotopene som også finnes naturlig (radium-226 og thorium-229) samt langlivete spaltningsprodukter (jod-129 og technetium-99) blir etterhvert dominerende. Totalaktiviteten avtar imidlertid hele tiden. Selv om aktiviteten fra en isotop som jod-129 er svært lav, vies denne isotopen betydelig oppmerksomhet i forbindelse med deponering av høyaktivt avfall. Dette er fordi jod-129 er ett av de stoffene som hindres minst av geologiske barrierer, og som lettest opptas via næringskjeden. Aktiviteten av technetium-99 er riktignok større enn for jod-

Tabell 2.3 Nedbrytningsforløp for de viktigste radionuklidene i brukt reaktorbrensel (Hornkjøl, 2001)

Tidsforløp (år)		Aktivitet (GBq per tonn opprinnelig uran) ¹ etter							
		40	100	300	1000	10000	100000	1 mill.	10 mill
Spaltningsprodukter	Cesium-137	1.700.000	429.000	4.350	0,0005				
	Strontium-90	1.120.000	264.000	2.140	0,0001				
	Cesium-135	24,3	24,3	24,3	24,3	24,2	23,6	18	1,2
	Jod-129	1,37	1,37	1,37	1,37	1,37	1,36	1,31	0,9
	Technetium-99	550	550	550	550	540	396	20,6	
Transuraner	Americium-243	887	880	860	810	347	0,073		
	Americium-241	127.000	127.000	92.000	30.000	7,1	0,005		
	Neptunium-237	13,3	15,1	22,6	36	44	42,6	32	1,7
	Plutonium-239	10.800	10.800	10.700	10.500	8.100	609		
	Plutonium-240	21.000	21.000	20.400	19.000	7.300	0,54		
	Radium-226				0,075	3,1	23,6	14	11,7
	Thorium-229				0,001	0,04	14	32	1,7

¹ 1 GBq = 1*10⁹ Bq



Figur 2.6 Grafisk fremstilling av nedbrytningsforløp for de viktigste radionuklidene i brukt reaktorbrensel.

129, men den biologiske betydningen er vesentlig mindre.

Det kan fastslås at det ved planleggingen av et endelig deponi for bestrålt brensel må tas hensyn til at radioaktiviteten i brenselet vil bestå i en peri-

ode på mer enn 100.000 år. I et slikt tidsperspektiv er det svært vanskelig å vite hva slags klimatiske eller geologiske endringer som kan skje på jorden. Jorden kan eksempelvis bli utsatt for én eller flere istider.

Kapittel 3

Prinsipper og krav til lagring og deponering

3.1 Overordnede mål

En av hovedmålsetningene i den felles konvensjonen for sikkerhet i håndtering av brukt brensel og radioaktivt avfall er ifølge *"Joint convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, 1997"*:

“å sikre at det i alle trinn i prosessen rundt håndteringen av brukt brensel og radioaktivt avfall finnes effektive forsvar mot potensielle farer slik at individ, samfunn og miljøet er beskyttet mot farlige effekter av ioniserende stråling, nå og i fremtiden, på en slik måte at den nåværende generasjons behov og streben kan dekkes uten å kompromittere de muligheter fremtidige generasjoner har for å få dekket sine behov og streben”.

Norge er blant de land som har ratifisert denne IAEA-konvensjonen. En samfunnsmessig akseptabel håndtering av høyaktivt avfall i henhold til denne målsetningen må ta hensyn til grunnleggende strålevernsprinsipper for beskyttelse av helse og miljø. Dette vil kreve omfattende sikkerhets- og risikovurderinger i alle faser når det gjelder utvelgelse av sted og preparering, håndtering og deponering av avfallet. I dette arbeidet vil det være viktig å oppnå tillit fra allmennheten. I tillegg må en vurdere de etiske aspekter med tanke på belastning på kommende generasjoner.

3.2 Internasjonale og nasjonale krav og målsetninger

ICRP (International Commission on Radiological Protection) er en internasjonal strålevernskommisjon som samler og vurderer data om strålevirkninger og dosimetri (måling av doser), og som på bakgrunn av dette gir anbefalinger om strålevernsprinsipper og tiltak. ICRP's anbefalinger er i praksis grunnlaget for strålevernet i de enkelte land, deriblant i Norge. De grunnleggende prinsipper for strålevern som i dag benyttes internasjonalt er anbefalt i ICRP publikasjon 60 og er som følger (ICRP, 1990):

- Ingen virksomhet som involverer strålingseksponering skal utøves med mindre det produserer så mye nytte for den eksponerte eller samfunnet at det oppveier den skaden strålingen forårsaker (*"Justification"*).
- Med hensyn til en enkelt kilde til stråling innenfor en virksomhet, skal alle rimelige beskyttelsestiltak iverksettes for maksimere nytteverdien, når også økonomiske og sosiale faktorer er tatt med i vurderingene (*"Optimisation"*).
- En grense for mottatt dose bør gjelde (unntatt for medisinsk eksponering) for en enkelt person som et resultat av alle virksomheter som vedkommende er eksponert for (*"Limitation"*).

I ICRP's strålevernsmålsetning for håndtering av radioaktivt avfall (ICRP, 1997) blir de ovennevnte prinsippene knyttet direkte opp i mot avfallsbehandling. Målsetningene til internasjonale organisasjoner, slik som “the International Atomic Energy Agency” (IAEA), “the Nuclear Energy Agency of OECD” (OECD/NEA) og den europeiske union (EU) når det gjelder radioaktivt avfall, er også basert på ICRP's anbefalinger for strålevern. I tillegg til beskyttelse av menneskers helse har imidlertid blant annet IAEA satt opp en rekke andre mål og prinsipper for radioaktiv avfallsbehandling (IAEA, 1995). Følgende ni prinsipper er internasjonalt aksepterte og er inkludert i IAEA's sikkerhetsstandards:

- Prinsipp 1 Beskyttelse av menneskers helse:* Radioaktivt avfall skal tas hånd om på en måte som sikrer et akseptabelt nivå av beskyttelse for menneskelig helse.
- Prinsipp 2 Beskyttelse av miljøet:* Radioaktivt avfall skal tas hånd om på en slik måte at miljøet er tilstrekkelig beskyttet.
- Prinsipp 3 Beskyttelse utover nasjonale landegrenser:* Radioaktivt avfall skal tas hånd om slik at mulige effekter for menneskers helse og miljøet utover landegrenser er inkludert i vurderingene.

Prinsipp 4 Beskyttelse av kommende generasjoner: Radioaktivt avfall skal tas hånd om slik at antatt innvirkning på kommende generasjoners helse ikke skal være større enn relevante nivåer av innvirkning som er akseptable i dag.

Prinsipp 5 Byrder på fremtidige generasjoner: Radioaktivt avfall skal tas hånd om slik at det ikke legges utilbørlige byrder på fremtidige generasjoner.

Prinsipp 6 Nasjonalt rammeverk av lover: Radioaktivt avfall skal tas hånd om innenfor et adekvat nasjonalt rammeverk av lover som inkluderer klare ansvarsfordelinger og etablering av uavhengige myndighetsfunksjoner.

Prinsipp 7 Kontroll av produksjon av radioaktivt avfall: Det skal produseres så lite radioaktivt avfall som praktisk mulig.

Prinsipp 8 Gjensidig avhengighet mellom produksjon av radioaktivt avfall og styringen av den: Gjensidig avhengighet mellom alle ledd i produksjon av radioaktivt avfall og i alle administrative og operasjonelle aktiviteter som involverer arbeid og håndtering av det skal taes med i vurderingene.

Prinsipp 9 Anleggenes sikkerhet: Sikkerheten til anlegg for håndtering og oppbevaring av radioaktivt avfall skal være tilstrekkelig ivaretatt i anleggenes totale livslengde.

Disse prinsippene fra IAEA må også ligge til grunn for en norsk strategi for behandling av høyaktivt avfall.

3.3 Tekniske og sikkerhetsmessige krav til lagre

3.3.1 IAEA's designkrav

Sikker drift og vedlikehold av et mellomlager for brukt brensel er avhengig av tilfredsstillende design og konstruksjon. International Atomic Energy Agency (IAEA) har i sitt dokument Safety Series No.116 "Design of Spent Fuel Storage Facilities" definert følgende overordnede sikkerhetskrav for design av et lager for bestrålt brensel. Utformingen må sikre at:

- avstand mellom brenselelementene hindrer at fisjonsprosessen kan igangsettes

- tilstrekkelig kjøling av brenselet blir opprettholdt
- strålevern til arbeiderne og allmennheten blir ivaretatt
- radioaktive stoffer beholdes innesluttet under hele den planlagte lagringsperioden

Andre generelle krav til design omhandler valg av materialer, utforming av anlegget, tiltak for å forhindre uautorisert inntrenging, og valg av lokalisering. Disse generelle kravene gjelder ved all lagring av brukt reaktorbrensel. Andre tilleggskrav vil være spesifikke for den lagringsformen som blir valgt. Disse kravene knytter seg i hovedsak til bruken av enten vannkjøling eller luftkjøling gjennom en langvarig, overvåket driftsperiode.

I tillegg til normale driftsforhold skal anlegget kunne håndtere en lang rekke potensielle driftsmessige avvikssituasjoner samt uhell, både fra menneskeskapte situasjoner som terror og krig, og naturlig fenomener som eksempelvis jordskjelv og flom.

Når anleggstype og lokaliseringen er bestemt, må det utarbeides en fullstendig sikkerhetsanalyse som dokumenterer grunnkonstruksjonens evne til å ivareta alle de generelle og spesifikke sikkerhetskrav. En slik analyse tar utgangspunkt i et antall tenkte uhell som anlegget skal kunne håndtere uten at det får konsekvenser for brenselets integritet. Hvilke hendelser som må tas med i betraktning vil være avhengig av spesifikke forhold knyttet til den bestemte anleggstype og lokalisering.

Det er verdt å merke seg at noen land inkluderer "allmennheten" i beslutningsprosessen for på den måten å få en bred aksept for det planlagte lageret eller deponiet.

3.3.2 Overordnede sikkerhetskrav

Kritikalitetssikring

Alle ledd i lagringssystemet, inkludert forflytning, pakking og lagring, må være kritikalitetssikret. Dette betyr at brenselet ikke skal kunne bli brakt i en geometrisk sammenstilling som kan igangsette en kjedereaksjon av fisjoner. Uhellssituasjoner må analyseres med henblikk på både sannsynlighet for kritikalitet og konsekvensene av uhell.

Fjerning av overskuddsvarme

Mellomlageret må konstrueres og bygges med tilstrekkelig kjølekapasitet for å kunne fjerne overskuddsvarmen i brenselet når dette settes inn i

anlegget. Kapasiteten skal være dimensjonert for at temperaturen i brensel og kapsling holdes med god margin innenfor de grenser som myndighetene har fastlagt. Det må tas høyde for behov for fjerning av overskuddsvarme også under forflytning av brensel.

Strålevern

Mellomlageret må bygges på en slik måte at internasjonale retningslinjer og nasjonale strålevernkrav ivaretas både når det gjelder arbeidsmiljø og det omkringliggende miljø. De aktuelle strålevernkravene er de samme som gjelder for alle nukleære anlegg.

Slike krav får konsekvenser for design av ventilasjonssystemer, overvåkning av arbeidsmiljø, og overvåkning av radioaktive utslipp. Den tekniske utformingen av anlegget samt organiseringen av driften, personelltilgang, overvåkning, tilsyn osv. skal reflektere det såkalte ALARA- prinsippet (As Low As Reasonably Achievable), - dette vil si at alle stråledoser skal være så små som praktisk mulig.

Inneslutning av radioaktive materialer

Mellomlageret må konstrueres og bygges på en slik måte at ukontrollerte utslipp av radioaktivitet til omgivelsene forhindres. Dette innebærer at det etableres kontroll og overvåkning av alle fysiske barrierer mellom radioaktiviteten i det brukte brenselet og omgivelsene, i første rekke av brenselkapslingens integritet. Lagringen må ikke føre til at brenselkapslingen forringes. Dette betyr at en lang rekke potensielle skademekanismer, som for eksempel oksidasjon, hydrering, korrosjon, galvaniske fenomener osv., identifiseres og holdes under kontroll.

3.3.3 Andre generelle krav

Utforming

Ved utforming av håndterings- og lagringssystemer for brukt brensel skal det tas hensyn til en rekke definerte forhold. For eksempel bør transportveiene for forflytning av brensel være mest mulig direkte og så korte som mulig. Det må videre tilrettelegges for dekontaminering (rengjøring) og vedlikehold av blant annet håndteringsutstyr og transportflasker.

Anlegget må utformes på en slik måte at kravene til sikker drift kan ivaretas over hele anleggets planlagte levetid.

Materialer

Mellomlageret må konstrueres og bygges med utgangspunkt i en spesifisert driftstid. Denne angitte driftstiden vil danne grunnlaget for utforming av systemer, og utvikling av rutiner for inspeksjon, oppgraderinger og vedlikehold. Materialvalg skal blant annet ta hensyn til mulig strålingsinduserte materialeffekter og skal tillate dekontaminering av overflater. Effekten av korrosive forhold i lagringssituasjonen har krav på særlig oppmerksomhet.

Lokalisering

IAEA har utarbeidet kriterier og metoder for stedsvalg for kjernekraftverk. De samme kriteriene kan også anvendes ved stedsvalg for et lager for bestrålt brensel. Stedsvalget må bygge på omfattende sikkerhets- og miljøanalyser. Disse analysene må ta utgangspunkt i stedets spesifikke forhold knyttet til geologi, grunnforhold, topografi, overflatehydrologi (overflatevann og oversvømmelse), hydrogeologi, meteorologi (deriblant vindforhold), seismologi (jordskjelvsannsynlighet), tilgjengelighet (via veinett, jernbane og skip), demografi (befolkning og bruk av omkringliggende områder) og potensielle konsekvenser av eksterne risikofaktorer. Aktuelle eksterne risikofaktorer omfatter både naturlige fenomener som jordskjelv, flom, storm, regn, snø, is og lynnedslag, og menneskeskapte risikofaktorer som flystyrt, eksplosjoner og branner.

"Safeguards" og fysisk sikring

Det stilles en rekke krav til design av et mellomlager for å ivareta hensynet til "Safeguards" og fysisk sikring. "Safeguards" refererer til IAEA's system for å oppdage uautorisert fjerning av nukleære materialer. Systemene for fysisk sikring må være utformet og organisert slik at kun autorisert personell har adgang til de deler av anlegget der brukt brensel håndteres eller lagres. Anlegget skal ha installert tekniske og/eller administrative systemer for å avdekke og forhindre enhver ikke-autorisert forflytting av nukleære materialer.

I en langsiktig planlegging av hvordan norsk høyaktivt atomavfall skal håndteres må det også tas hensyn til ekstreme trusselbilder. I en situasjon hvor Norge etterhvert har påtatt seg store og kontroversielle oppgaver i internasjonal politikk må en også ta på alvor trusselen om at Norge kan bli et mer aktuelt terrormål enn tidligere. Alvorlige for-

mer for atomterrorisme har så langt ikke funnet sted. Flere trusler om atomterrorisme har imidlertid forekommet, og ifølge NUPI er faren for slike aksjoner økende (Mærli, 1999).

3.4 Sikkerhet og risikovurderinger

Beskyttelse av miljø, menneskers helse og fremtidige generasjoner må bli tatt hånd om og vurderes på grunnlag av detaljerte sikkerhets- og risikovurderinger for alle faser i behandling, lagring og eventuelt deponering av høyaktivt avfall.

Risiko kan uttrykkes som en kombinasjon av *sannsynlighet* og *konsekvens* som i følgende forenklede ligning:

$$\text{Risiko} = \text{Sannsynlighet} \times \text{Konsekvens}$$

Sannsynlighet kan uttrykkes som sjansen for at en hendelse finner sted under spesielle forutsetninger/forhold eller som en frekvens, dvs. hyppigheten av en hendelse per tidsenhet. Konsekvens er graden av skade som kan forårsakes av hendelsen. Sammenhengen mellom risiko, sannsynlighet og konsekvens er illustrert i figur 3.1.

Hendelser som har høy sannsynlighet for å finne sted, men som medfører små konsekvenser, er ofte risikotilfeller som vi omgås i hverdagen og som vi har erfaring med. Dette kan for eksempel være biltrafikk og sportslige aktiviteter der risikoen ved aktivitetene er synlig og velkjent. Det er ofte lettere å formidle og forklare til allmennheten

nødvendigheten av forebyggende tiltak for denne type risiko.

Risiko med lav sannsynlighet, men med høy konsekvens, er det derimot vanskeligere å kommunisere og relatere til nødvendige tiltak, simpelthen fordi en har mindre erfaringer med risiko hendelser av denne typen.

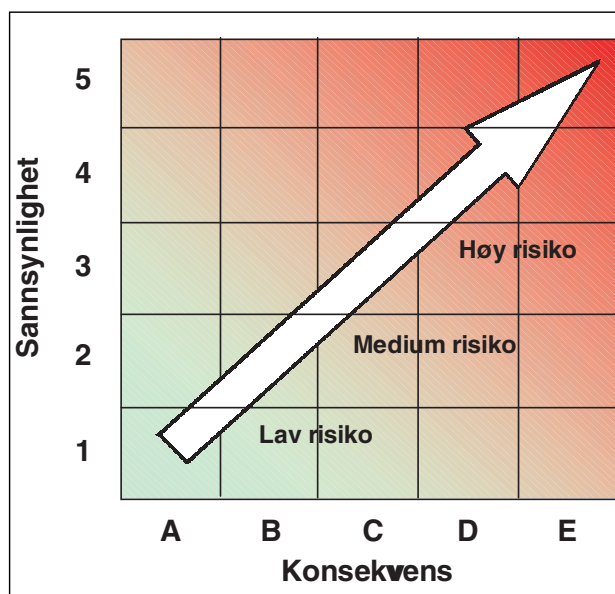
"Sikkerhet" kan sies å være omvendt proporsjonalt med begrepet "risiko", det vil si at dess høyere risikoen er ved en aktivitet, dess lavere er sikkerheten. Denne sammenhengen er vist i ligningen nedenfor. Risikoen kan aldri settes til matematisk "null", og en aktivitet kan aldri være "fullstendig sikker".

$$\text{Sikkerhet} = \frac{1}{\text{Risiko}}$$

Sikkerhets- og risikovurderingene for et deponi må omfatte detaljerte modeller som tar for seg de ulike mekanismene som kan føre til at radionuklider kan frigjøres fra deponiet, bevege seg gjennom eksisterende barrierer, gå over i biosfærene og gi stråledoser til mennesker. I tillegg til normal og forutsatt utvikling, må analysene også vurdere hvilke stråledoser som kan følge av for eksempel menneskelige inngrep i fremtiden eller bli forårsaket av signifikante klimaendringer som eksempelvis en ny istid. Disse analysene må nødvendigvis være basert på antagelser om sannsynlighet, da det ikke er mulig å forutsi nøyaktig hva som vil skje over lang tid. Sikkerhets- og risikovurderinger for behandling av høyaktivt avfall vil derfor omfatte både kvantitative analyser (f.eks. matematiske modeller for migrasjon av radionuklider i grunnvann), semi-kvantitative analyser, og kvalitative prognoser. De anslåtte risikoverdiene karakteriserer risikoen for at et individ vil pådra seg skade eller sykdom som følge av ioniserende stråling. Disse beregnede sannsynlighetene for skade kan deretter sammenlignes med akseptverdier satt av myndighetene.

Det er ikke satt noen absolutt akseptverdi i Norge for stråling fra deponering av høyaktivt avfall. I forbindelse med Himdalenutbygging ble det brukt som kriterium at det mest eksponerte individ ikke skal utsettes for mer enn 0,001 mSv/år som følge av driften av anlegget. Dette kriteriet er langt lavere enn vanlig bakgrunnsstråling i Norge, se kapittel 2.2. Det er også langt lavere enn ICRP's retningslinjer om maksimalt 0,3 mSv/år (ICRP, 1997).

I UK har en imidlertid anbefalt et sikkerhetsmål der risikoen for at et individ kan pådra seg dødelig kreft eller arvelige defekter ikke skal overstige en verdi på 1 i en million (10^{-6}) per år (POST, 1997).



Figur 3.1 Forholdet mellom risiko, sannsynlighet og konsekvens. Pilen indikerer retningen for økende risikonivå.

Sett på bakgrunn av at vi alle utsettes for naturlig bakgrunnsstråling er dette en meget lav verdi, og det kan være nødvendig med et sammenligningsgrunnlag for å kunne tolke betydningen av dette kriteriet. Den gjennomsnittlige dosen fra bakgrunnsstråling i Norge er for eksempel ca. 3 mSv/år, men den varierer en god del fra sted til sted, se kapittel 2.2. Strålingen fra grunnen kan være en faktor 10 høyere enn dette, selv når man ser på relativt store områder, og en faktor 100 høyere om man ser på mindre områder. LNT modellen, omtalt nærmere i Vedlegg 4, anslår at naturlig bakgrunnsstråling i gjennomsnitt representerer en risiko for dødelig kreft på 1 per ti tusen innbyggere (10^{-4}) per år. Det vil si en risiko som er 100 ganger større enn den sikkerhetsverdien som ble satt for et deponi i UK. I NIREX sitt arbeid med å finne et deponeringssted for radioaktivt avfall (lavt og mellomaktivt) tok en utgangspunkt i at et samsvar med denne sikkerhetsverdien måtte kunne påvises for ethvert forslag til løsning¹⁾.

Hvorvidt en slik akseptverdi eller risikomål faktisk er allment "akseptabel" kan imidlertid diskuteres. Det kan være greit å merke seg at i tillegg til det som kan betegnes som en virkelig eller teknisk risiko, er det relevant å operere med et begrep for "opplevd" eller "oppfattet" risiko ("perceived risk"). Dette vil være helt avhengig av individers og folk flest sin oppfatning av risiko, som igjen vil være påvirket av psykologiske og sosiale faktorer. Fastsettelse og overholdelse av risikokrav behøver derfor ikke være nok til å oppnå allmenn tiltro til sikkerhets- og risikovurderingene. Risikovurderingene gir en karakterisering av sikkerheten til et anlegg, men er absolutt ikke den eneste beslutningsfaktoren. Eksempelvis er det meget relevant å ta hensyn til hvordan folk i nærheten opplever risikoen knyttet til et eksisterende eller fremtidig lager for høyaktivt materiale. Selv om denne oppfatningen ikke skulle stemme med hva som er en nøktern, teknisk risiko, så er den opplevde risikoen likevel svært viktig. Den opplevde risikoen kan ha reelle nok konsekvenser for trygghetsfølelsen blant folk og bruksverdien av arealer i nærheten.

Villigheten til å akseptere risiko er et annet interessant tema. Eksempelvis er mange mer enn villig til å akseptere meget høy risiko i forbindelse med forskjellige selvvalgte fritidsaktiviteter, ja faktisk er det slik at enkelte blir tiltrukket av spenningen som kommer fra det å ta høy risiko. Når det

gjelder risiko som ufrivillig påføres den enkelte fra samfunnet eller fra andre personer, vil holdningen nesten alltid være forskjellig fra selvvalgt risiko. Ofte medfører det straffeansvar å påføre andre stor risiko, spesielt dersom det går galt. Det er følgelig et etisk og politisk spørsmål hva som er samfunnsmessig akseptabelt når det gjelder å påføre andre risiko.

Folks forskjellige oppfatning av risiko har vært gjenstand for en rekke studier, blant annet i Sverige i forbindelse med prosessen for stedsvalg for et svensk deponi for høyaktivt avfall (Sjöberg, 1997). Tillit til beslutningstagere og informasjon til allmennheten har vist seg å ha stor betydning for at det skal bli samsvar mellom opplevd risiko og det som er den relle, tekniske risikoen. Dette er diskutert videre i kapittel 3.5.

3.5 Kommunikasjon med allmennheten

Betydningen av åpen og god kommunikasjon med allmennheten kan vanskelig overdrives. Utgangspunktet for denne kommunikasjonen må være at det er et uomtvistelig faktum at vi *har* høyaktivt reaktorbrensel fra reaktordriften i Norge, - denne realiteten kan ikke endres. Derimot er det opp til samfunnet, det vil si oss alle, å finne en god løsning for håndteringen av dette materialet, både på kort og på lang sikt. Det er hvordan dette skal løses i praksis kommunikasjonen må dreie seg om.

Produksjon, transport, lagring og deponering av radioaktive materialer har vist seg å medføre spesielt kontroversielle problemstillinger som i stor grad vekker folks følelser og frykt. Kanskje kan dette skyldes at kjernekraft ofte assosieres med kjernevåpen, selv om dette ikke burde være noen aktuell kobling i Norge. Dessuten er stråling noe man ikke på egen hånd fysisk kan se, man må derfor stole på at andre registrerer og håndterer radioaktivitet på en betryggende måte. *Tillit* er derfor et nøkkelord. Tillit er ikke noe man i dagens samfunn kan påberope seg, det er noe man bare kan fortjene gjennom riktig handling og åpen kommunikasjon.

Erfaring fra mange land tilsier at informasjonsprosessene i kjernekraftsaker kan gå svært galt. I stor grad kan dette skyldes gamle holdninger der man har forsøkt å hemmeligholde håndteringen av radioaktive materialer i størst mulig grad. Bortsett fra det som har med hemmeligholdelse av rent sikkerhetsmessige årsaker, for eksempel for å unngå sabotasje, er det liten grunn til å holde tilbake informasjon om det som gjøres. Av grunner nevnt innledningsvis er beslutningstakere og politikere i

¹⁾ NIREX (Nuclear Industry Radioactive Waste Management Executive), senere UK Nirex Ltd, ble etablert i 1982 for å ha ansvar for å finne en fremtidig løsning for deponering av radioaktivt avfall i UK. En mer utførlig beskrivelse av deres arbeid er inkludert i Appendiks III i denne rapporten.

særlig grad avhengig av tillit når det gjelder bruk og håndtering av kjernebrensel. Dette gjelder selv sagt også her til lands i forbindelse med hvordan vi skal ta vare på det brukte reaktorbrenselet fra Kjeller og Halden. Det er ikke nok å finne frem til gode tekniske løsninger for lagring og deponering av det radioaktive materialet, - gjennomføringen av selve prosessen for å komme frem til slike løsninger er i seg selv helt avgjørende for et godt resultat. Informasjon og åpen kommunikasjon må være en sentral del av alle leddene i gjennomføringen, det gjelder fastlegging av hovedstrategi, valg av teknisk løsning, lokalisering og finansiering. Erfaringsmessig er lokaliseringsspørsmålene de mest følsomme.

Det landet som er mest nærliggende og som vi kan lære mest fra er Sverige. Der har man gjennomført en åpen prosess i forbindelse med lagring og søking etter steder for deponering, og gjort en mengde erfaringer. Erfaringene er entydige, det er nødvendig med størst mulig åpenhet og involvering av alle berørte parter. Prosessene må nødvendigvis ta tid. Man må ikke prøve å presse igjennom beslutninger før de involverte parter har fått god og tilstrekkelig informasjon og har blitt skikkelig involvert. Denne involveringen må skje allerede i en tidlig fase slik at man både følelsesmessig og reelt har anledning til å påvirke prosessen.

Spesielt interessant er det hvordan man nå jobber i Sverige med å finne frem til et sted for deponering av brukt reaktorbrensel. Det er lagt opp til at kommunikasjon med allmennheten skal skje såpass tidlig at grunnleggende endringer i planene er mulig. Til nå har åtte aktuelle lokaliseringsskommuner frivillig vært med på forstudier. Det vil ikke bli tatt avgjørende beslutninger før man har forsikret seg om at et flertall i kommunene står bak. Et fremtidig deponi vil ikke bli lagt til en kommune som ikke ønsker det. Kommunene kan trekke seg, og det har allerede vært folkeavstemninger i to kommuner der majoriteten av befolkningen ikke lenger ønsker å gå videre i programmet. Det er fortsatt fem aktuelle kommuner der forstudier vil være klare i løpet av 2001. En regner med at to av disse kommunene ønsker å gå videre til neste fase med feltundersøkelser.

Dialogen i Sverige foregår på flere nivåer lokalt, regionalt og nasjonalt. På det lokale planet skjer inn-satsen først og fremst gjennom informasjonskontorene som finnes i hver av kommunene som har vært med i forstudiene. Hit kan folk henvende seg for å stille spørsmål eller hente informasjon. Kontorene organiserer også studiereiser til kjernekraftanlegg og lagre i Sverige. De berørte kommunene driver en omfattende informasjonsvirksomhet rettet mot både beboere og nabokommuner. På regionalt nivå

deltar, foruten forstudiekommunen, nabokommunene, fylkesadministrasjonen, sjøfartsverket, militæret med flere. Nasjonalt er det dannet et forum der samtlige berørte kommuner og fylkesadministrasjoner deltar. Målet er først og fremst å skape enighet om hvordan en beskrivelse og analyse av miljøkonsekvensene skal utføres og hvordan viktige problemstillinger skal behandles.

God dialog med offentligheten er en uomtvistelig forutsetning for å kunne få en allmenn aksept for en nasjonal plan for håndtering av høyaktivt avfall. Å lykkes fullt ut med dette vil være en stor utfordring. For det første er det ikke enkelt å formidle potensiell risiko for menneskers helse og miljø i lekmansterminologi. Samfunnsvitenskapelig forskning har gitt mye innsikt i hvordan mennesker oppfatter risiko og har vist at det ikke finnes et felles syn på risiko. Oppfatninger og meninger kan også forandres over tid. Åpenhet og gjennomsiktighet er vesentlig, men det er også nødvendig å tilrettelegge forskjellige mekanismer for å inkludere de forskjellige grupperinger i samfunnet igjennom hele beslutningsprosessen.

I tillegg til god kommunikasjon med allmennheten og nødvendigheten av samfunnsaksept for den strategi som velges, er det relevant å vurdere og diskutere de etiske aspektene ved den løsningen som velges på et mer uavhengig grunnlag. Det etiske aspektet kan vise seg å være langt mer sammensatt og viktigere enn det man kanskje i utgangspunktet ville ha forestilt seg. Samfunnsaksept kan ha sammenheng med rent ideelle og etiske aspekter eller mer kortsiktige og egoistiske betraktninger. En typisk holdning man må ta med i betraktning er det som kalles "Nimby" ("Not in my back yard") eller "ikke i min bakgård". Dette innebærer at det ikke er vanskelig å akseptere at det må velges en løsning for plassering av det radioaktive avfallet, men man setter som en betingelse at det ikke må plasseres i nærheten av en selv. Det som er samfunnsmessig etisk og riktig må derfor balanseres i forhold til lokale egeninteresser. Spørsmålet om hva som er etisk riktig må derfor ikke reduseres til et spørsmål om hva samfunnet aksepterer, og heller ikke bare hva som er lokalt ønskelig eller akseptabelt for enkeltpersoner. Det er viktig at samfunnsdebatten tar for seg alle disse elementene.

3.6 Etiske aspekter

Behovet for å vurdere de etiske aspektene ved valg av strategi for håndtering av høyaktivt avfall er hovedsakelig forbundet med hvordan nåtidens

generasjon skal ta ansvar for sine egne aktiviteter i forhold til fremtidige generasjoner²). Betydningen og nødvendigheten av dette er blant annet belyst i hovedmålsetningen for den felles IAEA-konvensjonen for sikkerhet i håndtering av brukt brensel og radioaktivt avfall, se kapittel 3.1, og i IAEA's ni hovedprinsipper for radioaktiv avfallsbehandling (se også kapittel 3.2):

Prinsipp 4 Beskyttelse av kommende generasjoner: Radioaktivt avfall skal tas hånd om slik at antatt innvirkning på kommende generasjoners helse ikke skal være større enn relevante nivåer av innvirkning som er akseptable i dag.

Prinsipp 5 Byrder på fremtidige generasjoner: Radioaktivt avfall skal tas hånd om slik at det ikke legges utilbørlige byrder på fremtidige generasjoner.

Dyp-geologisk deponering er den endelige løsningen som internasjonalt er mest anerkjent. En geologisk deponeringsstrategi henvender seg til de ovennevnte prinsippene ved å la dagens generasjon ta ansvar for det kjernefysiske avfallet ved å finne en *permanent* løsning. Målet er å forhindre at fremtidige generasjoner skal lide fra skadelige effekter eller kostnader knyttet til å beskytte seg mot unormalt høy risiko. Denne problemstillingen er spesielt knyttet til deponering da vi ikke vet hvilke muligheter kommende generasjoner har til å kontrollere avfallets potensielle risiko og hvorvidt det hele tatt vil eksistere et fremtidig politisk system som kan garantere kontinuerlig beskyttelse.

På den annen side har det også blitt argumentert for at denne generasjonen ikke må stenge for alternative løsninger for fremtidige generasjoner eller hindre deres muligheter til å kunne ta egne beslutninger. Dog, ved å bruke dette argumentet, er det viktig at en ikke fraskriver seg ansvar og unnlater å håndtere et problem under påskudd av at vitenskapelig fremgang etterhvert vil løse problemet med høyaktivt avfall for fremtidige generasjoner.

Et "kompromiss" er å forsøke å forene de to tilsynelatende motstridende argumentene. Dette er blant annet forsøkt i den svenske strategien for deponering av høyaktivt avfall gjennom å foreslå at det bør være en mulighet for fremtidige generasjoner til å kunne hente avfallet ut igjen etter at

det er blitt deponert. Dette vil sannsynligvis også være av betydning i den første perioden slik at en kan kontrollere og verifisere godheten av den tekniske løsningen og, om påkrevd, ta avfallet ut igjen. Å vente med en endelig stenging av et deponi i et par generasjoner er nok ikke uetisk, iallfall ikke hvis nåtidens generasjon har lagt alt til rette inkludert tilgjengelig finansiering. Når det gjelder det norske høyaktive avfallet må dette imidlertid sees i lys av den begrensede mengde avfall som skal deponeres. Necessiteten av å ha en fremtidig mulighet til å ta reaktorbrensel ut av et norsk deponi er sannsynligvis lite viktig på grunn av forholdet mellom kostnader, nytte og mengde avfall.

3.7 Internasjonalt og regionalt samarbeid

I et strategidokument (COMM (94) 66 final) lagt frem av EU-kommisjonen sies det at medlemslandene i prinsippet bør ta vare på eget radioaktivt avfall. Det er samtidig pekt på at det kan være beklagelig, og i alle fall forhastet, om dette fører til at et medlemsland nekter å hjelpe et annet medlemsland selv om dette øker sikkerheten. Regionale løsninger vil ha fordeler, spesielt for land som ikke har kjernekraftprogrammer eller som kun har små mengder reaktoravfall, ved at de slipper å bygge egne deponier til kostnader som knapt kan forsvares. Dokumentet ber om en åpen holdning til solidarisk samarbeid for denne typen sluttlagring. Rådet i EU behandlet dokumentet og kom med resolusjon 94/C 378/01, der en peker på at nasjonale anlegg (for behandling, lagring og deponering) bør benyttes på best mulig måte. Såfremt det er praktisk gjennomførbart og passende bør deponier være felles for flere medlemsland, dog under fullt hensyn til de politiske aspektene ved problemstillingen.

Som nevnt i kapittel 3.1 ble det i september 1997 holdt en diplomatkonferanse der konvensjonen "Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management" ble vedtatt av 62 land. Konvensjonen inneholder en del prinsipper i form av internasjonale standarder eller retningslinjer som stadfester at radioaktivt avfall bør sluttlagres i det land der det oppsto³). Det åpnes imidlertid også for at

² De etiske aspektene ved deponering av høyaktivt avfall er blant annet diskutert i følgende OECD dokument: "Environmental and ethical aspects of long-lived radioactive waste disposal" (OECD/NEA, 1994).

³ Dette er i tråd med Basel-konvensjonen for kontroll av internasjonal transport og deponering av spesialavfall. Denne sier blant annet at spesialavfall og annet avfall skal, så lenge det er miljømessig riktig, deponeres i opphavslandet (engelsk tekst: "...hazardous wastes and other wastes should, as far as is compatible with environmentally sound and efficient management, be disposed in the state where they were generated", Basel Convention, 1989).

sikker og effektiv håndtering av brukt reaktorbrensel og radioaktivt avfall, under visse omstendigheter, kan tilrettelegges gjennom internasjonale samarbeidsløsninger. Spesielt gjelder dette avfall som er generert i fellesprosjekter. I konvensjonen innrømmes alle land derimot retten til å forby import av brukt reaktorbrensel og radioaktivt avfall til sitt territorium.

Flere medlemsland i IAEA har vist interesse for videreutvikling av konseptet for "multinasjonale" eller "regionale" lagringsfasiliteter og deponier for brukt reaktorbrensel (Bonne et al., 1999). Dette vil si at det etableres sentrale fasiliteter der et vertsland mottar radioaktivt avfall fra en rekke partnerland. Som et resultat av dette har IAEA gitt ut en utredning som tar for seg de viktigste tekniske, institusjonelle, etiske og økonomiske faktorene forbundet med slike løsninger (IAEA, 1998). Et multinasjonalt lager eller deponi krever både politisk og offentlig aksept, og det er en forutsetning for at et slikt prosjekt skal kunne realiseres at det oppnås konsensus (enighet) mellom de land eller regioner som er involvert. IAEA-rapporten går igjennom og vurderer en rekke viktige faktorer som vil være nødvendige for en slik konsensus. Et kort sammendrag av disse er gitt her (Bonne et al., 1999).

- *Etiske aspekter:* De etiske aspektene ved et multinasjonalt lager eller deponi er avhengig av under hvilke vilkår belastningene ved slike anlegg overføres fra deltagende land til et vertsland. Følgende prinsipper vil være viktige:
 - Tredjepartslands interesser må tas hensyn til av landene som deltar i et multinasjonalt prosjekt.
 - En rettferdig balanse må søkes mellom medlemslandene når det gjelder byrden som overføres og den kompensasjonen som motas gjennom en multinasjonal avtale.
- *Juridiske aspekter:* Den juridiske og lovgivningsmessige situasjonen i samarbeidslandene bør være sammenlignbar slik at nødvendige sikkerhetstiltak lett kan harmoniseres mellom landene. Det er viktig at vertslandet har et veletablert nasjonalt juridisk rammeverk og et godt utviklet lovgivningssystem. I tillegg må internasjonalt anerkjente sikkerhetsprinsipper, standarder og metoder anvendes. Det finnes allerede lover som hindrer transport av radioaktivt avfall til land som mangler den nødvendige infrastrukturen til å håndtere avfallet på en akseptabel måte.
- *Sikkerhetsaspekter:* Et multinasjonalt (regionalt) lagrings- eller deponeringsanlegg må være internasjonalt akseptert og i overensstemmelse

med internasjonale sikkerhetsbestemmelser. Det skal derfor ikke være noen sikkerhetsmessige forskjeller mellom nasjonale og internasjonale anlegg.

- *Miljøaspekter:* Det er en rekke potensielle miljømessige fordeler ved et multinasjonalt anlegg. For det første vil antall anlegg med radioaktivt avfall rundt om i verden reduseres. I tillegg vil samarbeidsløsninger gjøre at internasjonal teknisk ekspertise kan konsentrere seg om ett anlegg, noe som kan øke sikkerheten. Det kan også bidra til at mer finansielle midler vil være tilgjengelig for å kunne oppnå den beste tekniske sikkerhetsmessige løsningen. Dessuten vil det bidra til å redusere antall forbehandlingsanlegg, samt øke utvalget av aktuelle geologiske beliggenheter. Små, underfinansierte anlegg i land som mangler de nødvendige tekniske og finansielle ressurser må unngås.
- *Tekniske aspekter:* Alle parter i et multinasjonalt samarbeid må enes om akseptkriterier for brensel og avfall, beliggenhet for forbehandling og midlertidig lagring og kvalitetssikring og kontroll med brensel og avfall som skal håndteres. Forsknings- og utviklingsarbeid må koordineres mellom landene og kostnadene for dette må deles.
- *Økonomiske aspekter:* Multinasjonale anlegg vil ha en økonomisk fordel da kostnadene vil fordeles mellom medlemslandene. Vertslandet må i tillegg kompenseres for å oppbevare avfallet. Økonomiske avtaler må gjøres for alle faser innbefattet planlegging, konstruksjon, drift og stenging, samt overvåking og vedlikehold i ettertid.
- *Eierskap:* Eierskap for brensel og avfall må avtales mellom vertslandet og de individuelle medlemslandene.
- *Institusjonelle og politiske:* En rekke organisasjoner må være involvert i et multinasjonalt prosjekt inkludert nasjonale regjeringer og lovgivende myndigheter, avfallsprodusenter og organisasjoner som skal verne om internasjonale vedtak og retningslinjer. Politisk stabilitet hos vertsland og partnere vil være et viktig element.
- *Allmennhetens aksept:* Allmennhetens aksept vil være like viktig i internasjonale samarbeidsprosjekter som i nasjonale prosjekter.

Som nevnt vil multinasjonale løsninger være spesielt interessante og ha en rekke fordeler for land med små mengder radioaktivt avfall. Slike løsninger kan både være økonomisk fordelaktige samt at det kan resultere i et redusert antall anlegg for radioaktivt avfall. Dette vil bidra til at fremtidige

generasjoner sitter igjen med noen færre deponier for slikt avfall. Samtidig vil imidlertid multinasjonale løsninger by på en rekke utfordringer, spesielt for vertslandet. Vertslandet for et deponi vil på vegne av en rekke land ta på seg ansvaret for å håndtere det høyt radioaktive avfallet i flere tusen år fremover. En av de største utfordringene med et multinasjonalt prosjekt vil være forhandlingene som skal sikre at alle politiske og finansielle forpliktelser tilfredsstilles (Bonne et al., 1999). Spesielt vil de langsiktige anslagene for økonomiske konsekvenser kunne være meget usikre. En må også ta hensyn til den risikoen økt transport av avfall på tvers av landegrenser vil medføre. Videre har

det vist seg å være vanskelig nok å oppnå generell aksept fra samfunnet for et nasjonalt anlegg for kjernefysisk avfall. Det vil sannsynligvis være svært vanskelig å få støtte fra den lokale befolkningen til å ta i mot avfall fra andre land.

Det kan konkluderes med at internasjonale samarbeidsløsninger for deponering av høyaktivt avfall rasjonelt og miljømessig sett kan være ønskelig, men byr på store politiske og praktiske utfordringer. Hvis Norge i prinsippet går inn for slike samarbeidsløsninger innebærer dette at vi samtidig må akseptere at Norge vil kunne bli et vertsland for deponering forutsatt at dette samlet sett er den beste løsningen.

Kapittel 4

Tekniske løsninger for lagring og deponering

4.1 Underliggende prinsipper

I denne rapporten defineres *et lager* som en midlertidig løsning som vil kreve kontinuerlig overvåkning og som forutsetter at materialet blir fjernet på et senere tidspunkt. *Et deponi* regnes derimot som en permanent løsning som ikke vil være avhengig av institusjonell kontroll etter at det er stengt.

Til dags dato har ingen land i praksis iverksatt en endelig strategi for permanent deponering av høyaktivt avfall. Foreløpig lagres alt avfallet, enten som brukt brensel slik det kommer fra reaktorene eller som restprodukt etter reprosessering, i påvente av at man finner et sted for endelig deponering av avfallet. I dette arbeidet er noen land kommet lengre enn andre. Finland har eksempelvis bestemt hvordan og hvor avfallet skal deponeres, mens andre land enda ikke har igangsatt arbeidet med en strategi for deponering.

Fordelen med fortsatt lagring av høyaktivt avfall er at en holder mulighetene åpne for andre håndteringsløsninger i fremtiden. Problemet er derimot at lagring er avhengig av kontinuerlig overvåkning og vedlikehold. Ansvar for dette vil ved en mangeårig lagringsperiode overføres til fremtidige generasjoner. En kan ikke forutsi eller formode at stabiliteten i samfunnet i fremtiden vil være slik at dette blir tatt hånd om. Det er derfor internasjonal konsensus om at den langsiktige strategien for håndtering av høyaktivt avfall skal være deponering, det vil si forvaring som kan forsegles og ikke krever varig overvåkning eller vedlikehold. OECD Nuclear Energy Agency (NEA) har uttrykt det slik at "fra et etisk standpunkt, inkludert langsiktige sikkerhetsbetraktninger, er vårt ansvar for fremtidige generasjoner bedre ivaretatt med en permanent deponeringsstrategi enn ved tiltro til lagre som krever overvåkning, langsiktig vedlikehold, og som kan bli forsømt av fremtidig samfunn hvis stabilitet ikke kan formodes" (OECD/NEA, 1995) ¹⁾

¹⁾ Oversatt fra følgende engelske tekst "from an ethical standpoint, including long-term safety considerations, our responsibilities to future generations are better discharged by a strategy of final disposal than by reliance on stores which

Mange land har imidlertid lagt vekt på muligheten for å kunne hente opp avfallet igjen etter deponering. Dette var nevnt i forbindelse med etiske aspekter ved deponering i kapittel 3.6.

Uansett valg av løsning for deponi vil en lengre mellomlagringsperiode være en nødvendig del av enhver nasjonal strategi for behandling av bestrålt brensel. Tekniske betraktninger krever en kjøletid på flere tiår for å redusere varmeproduksjon i brenselet før det kan deponeres. Mellomlagring kan dermed strekke seg over 50 til 100 år (IAEA, 1995 b).

4.2 Tidlig fase lagring

Når brenselet tas ut fra reaktoren, produserer det fortsatt mye varme og gir fra seg intens og gjennomtrengende stråling. Lagringssystemet for den første lagringen er alltid en integrert del av reaktoranleggets design og går under betegnelsen AR-lager (At Reactor).

Disse lagrene er som oftest vannbassenger som skaper de riktige betingelser for kjøling og skjerming, og brenselet lagres her i alt fra noen hundre dager, til flere år, eller i enkelte tilfeller gjennom hele reaktorens operative levetid. På grunn av en rekke politiske, økonomiske og tekniske faktorer har imidlertid denne fasen i brenselsyklusen ofte vært forlenget i påvente av en endelig løsning for håndtering av det brukte brenselet. Flere land har blant annet holdt mulighetene åpne for enten å velge en åpen syklus, det vil si lagring og deponering av brukt brensel, eller en lukket syklus med reprosessering av brenselet. For å unngå at kapasiteten på AR-lagrene skal bli en begrensende faktor for kjernekraftvirksomheten, har mange lagre flere ganger blitt utvidet for å kunne håndtere det brukte brenselet i mye lengre tid enn først forventet.

require surveillance, bequeath long-term responsibilities of care, and may in due course be neglected by future societies whose structural stability should not be presumed."

4.3 Mellomlagring

4.3.1 Hensikt

Avhengig av kapasiteten på AR-lagrene kan brenselet, etter at det er noe nedkjølt, flyttes til mellomlagre som er plassert borte fra reaktorene, såkalte AFR-lagre (Away From Reactor). Disse kan være lokalisert i nær tilknytning til reaktorene eller ved en annen lokalitet. Valget av denne mellomlagringsløsningen må ta hensyn til blant annet brenselsvolumer, behov for kondisjonering av brensel, transport, radiologisk sikkerhet, allmennhetens aksept, kostnader, lokalisering med mye mer.

AFR-lagre er bygget med et lengre tidsperspektiv for øyet, og skal vanligvis fungere som løsninger i 50-100 år for videre nedkjøling av brenselet og i påvente av at det etableres permanente deponiløsninger. Flere land, f.eks. USA, Japan, Sverige og Nederland, har nå bygget sentrale mellomlagre for sitt bestrålte brensel (POST, 1997).

Dersom det besluttes å opprette et nytt lager, må det tas en prinsipiell avgjørelse om det skal anvendes våt eller tørr lagring.

4.3.2 Våtlagring

Våtlagring har vært den tradisjonelle metoden for lagring av bestrålt brensel, og de fleste AR-lagre benytter denne metoden fordi det er spesielt vel egnet til kjøling av brensel. Teknologien er enkel og velprøvd, og lagringsmetoden gjør brenselet lett tilgjengelig for identifisering og inspeksjon. Bassengene er vanligvis laget av betong med en forsegrende membran eller en foring av rustfritt stål.

Vannbassenglagring krever aktive systemer for å sikre at de fungerer som forutsatt. Vannet må sirkulere gjennom filter og ionebyttere, og vannkvalitet må være høy for å hindre korrosjon av brenselkapsling. Dette krever operasjon, kontinuerlig overvåking og vedlikehold av et antall systemer.

Investeringene som er nødvendig for bygging og drift av denne lagertypen er store og de blir mest kostnadseffektive ved lagring av store brenselmengder. Det finnes mange eksempler på vel fungerende bassenglagring. Finland anvender våtlagring for sitt AFR lagring ved TVO anlegget, og Sverige har valgt våtlagring til sitt sentrale mellomlager (CLAB). De største bassengene finnes ved reprosesseringsanleggene ved La Hague og Sellafield, med en kapasitet på opptil 10.000 tonn brensel.

I 1992 var AFR -kapasiteten i IAEA's medlemsland 53.795 tonn brukt brensel. Av dette var ca. 50.000 tonn i våtlager og resten i tørrlager. Våt-

lagerkapasiteten inkluderte bassengkapasitet ved reprosesseringsanleggene (IAEA, 1995 b).

4.3.3 Tørrlagring

I takt med det økende behovet for mellomlagringsløsninger har tendensen beveget seg mot tørrlagring av brensel. Tørrlagring baserer seg på passive systemer som ikke stiller de samme krav til operasjon, kontinuerlig oppfølging og vedlikehold som de aktive systemene for våt lagring er avhengig av. Korrosjonsproblematikken ved langtidslagring er betydelig redusert, og det skapes ikke store mengder sekundæravfall som for eksempel brukte filter og ionebyttermasse (IAEA, 1991). Driftskostnadene for disse lagrene er lavere enn ved våtlagring og de er enklere å avvike når de skal stenges.

Det finnes flere tørre, passive lagringssystemer i bruk i dag. Disse inkluderer både store, massive strukturer som fungerer som ett stort lager, og mindre, individuelle systemer der den totale lagerkapasiteten utgjøres av mange enheter.

Hvelv: Et hvelv er en forsterket betongkonstruksjon med mange rader av lagringslommer. Brenselet pakkes i tette beholdere før innlasting i lagringsrørene som til slutt lukkes med en skjermingsplugg (deksel). Betongen fungerer som strålingsskjerm og kjøling oppnås enten ved luftsirkulering eller ved naturlig konveksjon og konduksjon (sirkulasjon og ledning av varme).

Hvelvkonseptet var en av de første tørrlagringsløsningene som ble utviklet, og den anvendes blant annet i USA, Frankrike og UK. I Tyskland ble en slik løsning utpekt som et konkurransedyktig alternativ for brenselmengder over 300 tonn.

Kostnadene forbundet med lagring i hvelv er relativt høye for lagere med liten kapasitet, mens de relative kostnadene minsker når lagringskapasiteten øker. For et stort hvelv kan kostnadene per brenselshet sammenlignes med kostnadene for lagring i betongsiloer.

Tørre brønner: Istedenfor å lage en betongkonstruksjon med lagringslommer, kan det lages brønner direkte i grunnen. Den passive kjølingen i dette tilfelle benytter spredning av varme gjennom den omkringliggende grunnen for deretter å overføre varmen til atmosfæren. Grunnen fungerer også som god skjerming mot stråling. Ved en slik løsning for lagring må det fokuseres spesielt på at brønnene er godt drenert og tørre. Bestrålt brensel som lagres i brønner er gjerne pakket i tette beholdere før innlasting i brønnen.

Siloer: Siloer kan sees på som små individuelle hvelv der det brukte brenselet lagres i mindre, uav-

hengige enheter. Brenselet er pakket i tette beholdere før innlasting. Siloen er en betongsylinder med ett sentralt lagringsrom. Noen siloer benytter naturlig konveksjon ved utsiden av betongoverflaten som kjøling. Siloer egner seg først og fremst til lagring av brensel med meget lav varmeproduksjon. Noen silodesign inneholder et passivt, internt kjølesystem, som for eksempel kjølekanaler i betongkonstruksjonen, og benytter den naturlige strømmingen gjennom kanalene som kjøling.

Betongsiloer er mye anvendt i Canada og USA. Typisk lagringskapasitet i en silo er 5 til 10 tonn.

Metallflasker: Lagring i flasker er utviklet gjennom lang erfaring med transport av brukt brensel i flasker. Utstyr og metoder for håndtering og lasting av slike flasker er godt kjent og utprøvd i hele den nukleære industrien. Noen flasker, såkalte "dual purpose casks", er lisensiert for både lagring og transport, noe som begrenser håndtering av brenselet og dermed kan være både dose- og kostnadsbesparende. Det arbeides også med å utvikle flasker som skal kunne tilfredsstille krav til både lagring, transport og deponering, såkalte "multipurpose casks" (MPC). En MPC består av en metallbeholder med forskjellige ytterbeholdere som er tilpasset de forskjellige trinn i håndteringsprosessen.

Metallflasker er i bruk i blant annet Belgia, Tyskland, Sveits, USA og Japan. CASTOR flasken som er utviklet i Tyskland og er i bruk i flere land, er et eksempel på en "dual purpose cask".

På grunn av at flasken kan standardiseres, krever systemet en lav inngangsinvestering sammenlignet med bygging av et stort enkeltstående lagerbasseng eller hvelv. Dette er derimot en dyr løsning i lengden for lagring av store mengder brensel. Lagring i flasker er ofte den foretrukne løsning der det er små mengder brensel og store, initiale kapitalkostnader er uønsket. Typisk lagerkapasitet for en flaske er 1 til 5 tonn.

4.3.4 Mellomlagring i fjellhall

Et mellomlager i en fjellhall har en rekke fordeler med hensyn til fysisk sikring både mot terrorisme og bomber under krig. I forbindelse med deponiet for lav og middelaktivt avfall i Himdalen ble det valgt en løsning med selvdrenerende fjellhaller som ikke er avhengig av tilsyn eller vedlikehold. Fordi mellomlagre for bestrålt brensel i praksis vil få en brukstid på 50 til 100 år er det viktig at driftskostningene inklusive vedlikehold blir lave uten at det innebærer en risiko for miljø. Hallen i Himdalen er blitt bygget med et fall ut mot åpningen slik at lekkasjer av vann inn i hallene blir drenert ut.

Deponiavfallet er plassert i sarkofager av betong som står på drenerende masse.

Lignende prinsipper kan brukes for et mellomlager for bestrålt brensel, der brenselet lastes inn i en betongkonstruksjon som skaper de nødvendige skjermingsforhold. Eventuelle sprekker i fjellet over konstruksjonen må tettes godt slik at det fungerer best mulig som en tett takbarriere. Samtidig er det gunstig at vannet i fjellet får komme ut på gulvet og veggene i fjellhallen fordi det motvirker dannelse av høye vanntrykk. Det er avgjørende at brenselet holdes tørt.

4.4 Deponering

4.4.1 Utviklingen i andre land

Internasjonal forskning og utvikling på deponeringsløsninger har foregått over flere tiår. Det eksisterer en stor kunnskapsmengde innen organisasjonen IAEA og i en rekke enkeltland som produserer energi fra kjernekraftverk. En mer detaljert beskrivelse av status for lagring og deponering av høyaktivt avfall i en del av disse landene er gitt i Vedlegg 3.

Det er internasjonal enighet om at dyp geologiske deponering er den beste løsningen for plassering av høyaktivt avfall. Geologiske formasjoner som foretrekkes er de hvor bergartene har liten permeabilitet, slik som bergsalter, enkelte skifere og vulkanske askelag og homogene granitter.

De tekniske løsningene som har vært studert er utgraving av fjellrom i omtrent 400 til 800 m dybde (enten på land eller under sjøbunnen med inngang fra land) og boring av brønner (enten fra overflaten eller fra gruver og tunneler). Boring av dype brønner fra overflaten har primært vært vurdert for mindre mengder avfall. Alle disse løsningene avhengige av forutsigbar stabilitet av geologiske og hydrologiske forhold over meget lang tid, det vil si hundretusener av år.

Tidlig på sekstitallet besluttet Tyskland at atomavfallet skulle plasseres i dype geologiske deponier. Nær byen Gorleben har det foregått undersøkelser av dype saltformasjoner siden 1979. Undersøkelser av geologiske og hydrologiske forhold i og omkring saltformasjonene pågår fortsatt med sikte på å oppnå tillatelse for deponering. Det er i prinsippet teknisk mulig å benytte saltomer som finnes på den norske kontinentalsokkelen til et slikt formål. Etter de sterke norske protestene mot forslag til deponering på britisk kontinentalsokkel er det derimot svært lite sannsynlig at en slik løsning er politisk og samfunnsmessig ønskelig eller mulig.

USA har valgt å legge sitt deponi i fjellet tørt over grunnvannsspeilet. Det tilsvarende i prinsippet samme måte som Norge har valgt for deponering av vårt lav- og mellomaktive avfall i Himdalen, selv om deponeringen i USA vil få en mye større målestokk. I 1998 ble Yucca Mountain i staten Nevada anbefalt av Department of Energy's Office of Civilian Radioactive Waste Management som et egnet sted å bygge et deponi for det høyaktive avfallet. Deponiet vil ligge i et fjell bestående av vulkansk aske som er veldig tett, og minst 200 m under bakken, se også Vedlegg 3.

Det har lenge vært et nært samarbeid mellom Canada, Sverige og Finland om å utvikle deponiløsninger for høyaktivt avfall, og alle landene har utviklet løsninger som myndighetene i de enkelte land og ekspertene mener er teknisk akseptable. Finland har nå tatt en prinsipiell beslutning om å bygge et deponi i Eurajoki der det fra før finnes et kjernekraftanlegg. Beslutningen beror fortsatt på at videre undersøkelser bekrefter at de riktige geologiske forutsetningene er tilstede. Det endelige stedsvalget gjenstår fortsatt i Sverige, og videre detaljerte studier av de lokale geologiske forholdene for noen få alternativer gjennomføres.

Det foregår forskning i flere land for å redusere mengden av de radioaktive materialene eller å omdanne de radioaktive stoffene til mindre farlige forbindelser. Dette er eksempelvis omtalt under Australia i Vedlegg 3. Slike nye teknologier vil på sikt kunne få konsekvenser i form at det oppstår nye varianter av hvordan brukt kjernebrensel behandles og deponeres. Det er likevel stor usikkerhet knyttet til denne utviklingen, og man kan derfor ikke basere seg på at fremtidige teknologier vil løse dagens problemer.

4.4.2 Deponi i granittiske bergarter

Canada, Sverige og Finland, som delvis har svært lik geologi, har valgt deponiløsninger i mest mulig homogene granitter. På bakgrunn av de store forskningsprogrammene som har vært gjennomført i disse tre landene er kunnskapen om vannets bevegelse i granittiske bergarter (permeabiliteten) økt kraftig. Også forandringer i permeabiliteten mot dypet og som en konsekvens av overflatetopografi har vært nøyse studert. I de sentrale delene av Fennoskandia (Finland og Skandinavia) varierer landhevingen i dag mellom 0 og 8 mm per år. Denne bevegelsen er av stor betydning for strømmingen av vann i fjell.

Det er blitt gjennomført omfattende forskning på vanntransport i bergarter og på kjemiske reaksjoner mellom bergarter og vann. Et viktig prinsipp

for deponering er å omgi avfallet med flere barrierer slik at hvis det skjer lekkasjer gjennom én barriere, så finnes det andre barrierer som vil hindre en eventuell videre bevegelse av radioaktiviteten. Den ytterste barrieren er fjellet hvor avfallet deponeres. En god indikasjon på at det er lite bevegelse av vannet i fjellet er at vannet er blitt lagdelt med saltere (tyngre) vann på 300 til 500 m dybde. Ved å velge deponering i fjell med svært gammelt og salt grunnvann vil en kunne forhindre at forurensninger skal kunne strømme videre og nå opp til biosfæren. Mellom innkapslingen av avfallet og fjellet benyttes det tørr bentonittleire. Denne leiren har meget liten permeabilitet og blir faktisk enda tettere når den kommer i kontakt med vann på grunn av svelling. Leiren har også overflateegenskaper slik at enkelte ioner oppløst i vann blir bundet til mineraloverflaten. Derfor vil leiren fungere både som en fysisk barriere og et filter.

Den innerste barrieren er selve kapslingen rundt avfallet. Det har vært utført en betydelig forskningsinnsats også på slik kapsling. En løsning er at den indre kapslingen består av stål omgitt av for eksempel kopper, dette er eksempelvis fortrunket av Sverige og Finland. Det forskes imidlertid på alternativer, slik som bruk av titanmetall.

Som nevnt tidligere er et argument som har vært fremført mot bruk av deponi som løsning at mulighetene for rensing og gjenbruk av avfallet derved bortfaller. Man kan ikke se bort fra at ny teknologi kan føre til at avfallet kan utnyttes på en god måte. Kanskje vil fremtidige generasjoner kunne se på oss med undring hvis vi deponerer en nyttig energiressurs så dypt nede i jordskorpen at man ikke kan få den opp igjen. Det arbeides derfor med løsninger som muliggjør at avfallet blir lettere tilgjengelig inntil at deponiet blir endelig forseglet.

Sverige, Finland og Canada satser som nevnt på deponiløsninger i stabile granitter i grunnfjellet. Vi har områder på Østlandet hvor geologien og topografien er svært lik den en har i disse landene, og Norge har granittisk grunnfjell som sannsynligvis kan egne seg til formålet. Vi kan derfor utnytte mange av forskningsresultatene disse landene har kommet frem til i planleggingen av et eventuelt deponi i Norge. Det vil likevel kreves detaljert kartlegging av flere alternativer for deponering før et endelig stedsvalg kan foretas. Kravene til stabilitet og homogenitet i bergarten må blant annet undersøkes ved hjelp av boringer.

Følgende deponiløsninger anses å være spesielt relevante i forhold til norsk geologi:

- Fjellhaller
- Borehullsløsninger

I Sverige og Finland er det planlagt fjellhaller på ca. 500 m dyp under overflaten. Denne metoden er allerede beskrevet foran og kan gjennomføres med små modifikasjoner i Norge. Fordi Norge har så lite avfall blir imidlertid kostnaden for utsprenging av tunnelen ned til fjellhallen svært stor sett i forhold til avfallsmengden som skal deponeres.

En annen løsning er å lage borehull ned til mellom 500 til 2000 m dyp. Endelig valg av nødvendig dybde vil være avhengig av bergart, bergtrykk, lagdeling i grunnvannet og termisk gradient. Samtidig som vannets strømming i fjellet avtar med dypet, øker grunnvannets saltinnhold. Dette innebærer i prinsippet at vannet på store dyp er nærmest stillestående, og vannutskiftning med overflaten er svært begrenset. Et deponi på store dyp kan dermed ha fordeler fremfor et deponi på mindre dyp. Men det store dypet medfører også problemer. Høye temperaturer og bergspenninger samt høy saltholdighet gjør at kapslingene kan bli mer utsatt for lekkasjer ved økende dyp. Samtidig vil selvfølgelig også borekostnadene øke vesentlig med dybden.

4.5 Andre alternativer

Det er foreslått en rekke andre mer eller mindre seriøse alternativer for deponering av høyaktivt avfall. For at ikke noe alternativ skal være utelatt nevnes disse nedenfor.

Innlandsis

Deponering i eller under innenlands isbreer har vært foreslått, men har aldri blitt studert inngående. Det er bare iskappen på Sydpolen og på Grønland som vil tilfredsstille kravene til en nødvendig lagringstid i størrelsesorden hundretusen av år. Avfallet må i så tilfelle lagres på et skille i isen hvor den horisontale bevegelsen i breen er minst mulig og hvor derved mulig oppholdstid i breen blir lengst mulig. Før eller senere vil imidlertid avfallet bli eksponert ved brefronten eller komme frem med vann som strømmer i underkant av breen.

Det er åpenbart at en slik løsning er lite gunstig med tanke på at det kan skje vesentlige klimatiske endringer. Det er lite realistisk å benytte Sydpolen eller Grønland til lagring av norsk radioaktivt avfall.

Havbunnen

Studier av hvordan brukt brensel kan deponeres på havbunnen er utført både i USA og i Europa. Man

kan tenke seg at innkapslet brensel plasseres i en torpedolignende beholder som slippes ned i vannet. Beholderen er utformet slik at den vil trenge seg ca. 50 m ned i de myke bunnsedimentene, hvorpå disse sedimentene vil slutte seg om beholderen. Havsedimentene er stabile, og det brukte brenselet forventes å holde seg isolert over svært lang tid. Når eventuelt radioaktive stoffer når frem til selve havbunnen vil de spre seg med svært lave konsentrasjoner i havet.

Verdenshavene tilhører FN, og medlemslandene har kommet frem til avtaler som forbyr å bruke havet eller havbunnen som dumpingplass. Å plassere et deponi på norsk sokkel kunne dessuten komme i konflikt med vitale norske fiskeriinteresser. Å bruke havbunnen som deponi for brukt reaktorbrensel er derfor lite aktuelt for Norge.

Et annet alternativ er at brenselet deponeres i borehull i dypere formasjoner i subduksjonssoner. Det vil si plassering langs plategrenser i jordskorpen hvor en plate blir skjøvet under en annen plate. Ved å plassere avfallet i platen som synker ned i mantelen vil også avfallet tilføres mantelen og etterhvert smeltes opp. Ingen har studert subduksjonsprosessene godt nok til å kunne modellere hva som vil skje med avfallet på vei ned til mantelen. De fleste aktive subduksjonssonene finnes dessuten i Stillehavet. I Atlanterhavet foregår det primært platespredning, så denne løsningen er også av denne grunn lite realistisk for Norge.

Verdensrommet

Ingen land har juridisk suverenitet over noen del av verdensrommet og det er forbundet med både etiske og juridiske problemer å skyte radioaktivt avfall ut i verdensrommet med raketter.

Rakettutskyting av brukt reaktorbrensel til det ytre rom har vært foreslått en rekke ganger. Amerikanske studier fra 70- og 80-tallet viste at utskyting til verdensrommet kan praktisk gjennomføres. Ulykken med romfartøyet Challenger i 1986 satte imidlertid en effektiv stopper for spekulasjoner om denne typen løsninger. Risikoen for en ulykke er for stor, og kostnadene blir svært høye.

Ny teknologi - transmutasjon

Det foregår en teknologisk utvikling som på sikt kan forandre våre holdninger til radioaktivt avfall. En slik løsning er transmutasjon. Dette er en kjernefysisk prosess som endrer et nuklide til en annen variant. Det er mulig å transformere et radionuklid med lang halveringstid til enten stabile nukli-

der eller til nuklider med kort halveringstid. Det foregår forskning innen dette feltet i USA, Japan og Frankrike.

En teknologi for transmutasjon må knyttes til anlegg for repossessering av avfall, og foreløpig er ikke teknologien kommet langt nok for separasjon

av nuklidene eller for utvikling av nye typer avanserte reaktorer som vil være nødvendig. I dag er denne metoden ikke et aktuelt alternativ til geologisk deponering. Man kan imidlertid ikke se helt bort fra at slik teknologi vil bli utviklet innen det norske avfallet skal deponeres.

Kapittel 5

Status for lagring av høyaktivt reaktorbrensel i Norge

5.1 Innledende kommentarer

Alt brukt reaktorbrensel i Norge lagres i dag ved IFE's brenselslagre på Kjeller og i Halden. Lagringen skjer i henhold til internasjonale retningslinjer og de norske myndigheters krav. Lagrene omfattes av konsesjonen for IFE's nukleære anlegg og er under tilsyn av Statens strålevern. IFE følger avtalen "Safeguards agreement under Non Proliferation Treaty between Norway and IAEA". Dette krever at det føres nøye regnskap for lagring og bevegelse av alt nukleært materiale. IAEA sender jevnlig inspektører til IFE's anlegg for å kontrollere og verifisere regnskap, rapporter og beholdning av nukleært materiale.

Det brukte brenselet lagres i form av metallisk naturlig uranbrensel, som oksidbrensel og i flytende form som løsninger. Det siste er bestrålt, naturlig uran fra uranrenseanlegget som var i drift på Kjeller rundt midten av 1960-tallet. Anrikningen, det vil si konsentrasjonen av uran-235, og utbrenningen av det brukte brenselet er sterkt varierende.

Totalt finnes det i dag ca. 16 tonn brukt brensel lagret på IFE's anlegg på Kjeller og i Halden. Ca. 6 tonn er lagret på Kjeller og ca. 10 tonn er lagret i Halden. Av de 6 tonnene med reaktorbrenselet på Kjeller eksisterer ca. ett tonn i form av flytende brenseløsning.

Brukt brensel på Kjeller er lagret i tre adskilte bygninger. Lagrene betegnes: "Lager i Met. Lab II", "JEEP I stavbrønn" og "Brenselslager i Lagerbygg I".

I Halden lagres det brukte brenselet i kort tid i reaktorhallen inne i fjellet før det overføres til et basseng i en egen bygning utenfor fjellet. I tillegg til det operative bassenget er det i denne bygningen et horisontalt tørrlager. Lagrene betegnes: "Brenselbassenger i reaktorhallen", "Lagringsbasseng i bunkerbygningen" og "Horisontalt tørrlager".

5.2 Beskrivelse av brenselslagrene ved IFE

5.2.1 Kjeller

Lager i Met. Lab. II

Lagerbygget har en grunnflate på ca. 100m². Veggene er av armert betong, kledd utvendig med stål og aluminiumsplater. Bygget har to kjøreporter av aluminium med rullesjalusi av stål på innsiden. Taket er av tre med stålgritter innvendig. Selve lageret består av en betongblokk under bakkenivå som inneholder 84 vertikale stålrør for tørrlagring av bestrålt brensel. Betongblokken er kledd utvendig med aluminiumsplater og er utvendig drenert til avløpsledningen som går til Radavfallsanlegget. 32 av stålrørsbrønnene er 3 m dype mens 52 er 3,5 m dype. Alle brønnene er skjermet i toppen med en tykk blyplugg. Lageret er illustrert i figur 5.1.

JEEP I stavbrønn

Lageret befinner seg i en frittliggende, mindre lagerbygning. Bygget er fundamentert på betongpeler og er konstruert av trereisverk dekket med Pernit brannhemmende plater innvendig. Utvendig er det trepanel belagt med stålgritter som er kledd med slagfaste polyesterplater. Taket er også av tre med stålgritter montert på utsiden som er dekket med takplater i stål. Lageret har en rullesjalusi kjøreport i stål.

Gulvet i lagerbygget er et betongfundament med 97 hull. Brønnene består av 97 vertikale stål "varerør" som er 2,7m lange. I den nedre enden er disse varerørene støpt fast i en 0,2m tykk betongsåle. På toppen er de festet i betongfundamentet. Toppen av hvert hull er dekket med et metalldeksel og ekspanderende pakning. Rommet rundt rørene mellom den nederste betongsålen og betongfundamentet er fylt med sand og fin pukk, en drenerende og telefri masse. Lagerposisjonene er forseglet med jernskinner som er skrudd fast med bolter og hele lageret er dekket med en aluminiumsplate som er forseglet og plombert av IAEA.



Figur 5.1 Brenselslageret i Met. Lab. II på Kjeller. Figuren viser også skjematiske illustrasjoner av størrørsbrønnene.

Brenselager i Lagerbygg I

Dette lageret består av to separate rom i samme betongbygning. Rommene har ikke vinduer.

De flytende brenseløsningene er oppbevart i syrefaste fat og beholdere. De fire syrefaste fatene har et total volum på 750 liter. Disse er plassert i to syrefaste oppsamlingskar som hvert rommer to fat. I et annet rom er det tre syrefaste, firkantede beholdere med et total volum på 2098 liter. Beholderne er plassert i syrefaste oppsamlingskar som hvert rommer en beholder.

5.2.2 Halden

Brenselbassenger i reaktorhallen

Reaktorhallen er sprengt inn i fjellet og har et total volum på 4500 m³. Tre brenselbassenger er bygget i betong i gulvet i reaktorhallen. De er innvendig kledd med en malt stålkappe, og hvert basseng er beskyttet med hvert sitt stållokk. Det er boret gjennomføringer for 23 lagringsposisjoner i basseng 1, og gjennomføringer for 30 lagringsposisjoner hver i basseng 2 og basseng 3. For hver lagringsposisjon i brenselbassengene 1 og 2 er det satt ned et aluminiumsrør hvor brenselelementene eller brenselspinner i lagringsbeholdere plasseres. Rørene er festet i styreplater på toppen og i bunnen av bassengene.

Brenselbassengene er fylte med "demineralisert" vann. Vannet renses og kjøles ved at vannet sirkulerer gjennom en kjøle- og renssekrets. Brenselbassengene er instrumentert med nivåmålere, temperaturmålere og strømningsmålere, for kontinuerlig kartlegging av tilstanden i brenselbassengene. Kvaliteten på vannet kontrolleres med faste intervaller. Luften over vannoverflaten ventileres over et filtersystem, og luften som slippes ut til omgivelsene er kontinuerlig kontrollert for innhold av radioaktivitet.

Lagerbassenget i bunkerbygningen

Bunkerbygningen har et volum på ca 1000 m³. Bygningen har betonggulv, og to av veggene er av betong med en høyde på ca. 6 m. Taket og de to andre veggene, samt øvre del av de to betongveggene, er konstruert av stål og er kledd med gipsplater, isolasjon og aluminiumsplater. Det er et eget ventilasjonsanlegg i bunkerbygningen, og all luft som ventileres ut av bygget kontrolleres for radioaktivitet. Bygningen har en kjøle/heveport i aluminium som låses når den ikke er i bruk.

Lagerbassenget i bunkerbygningen er 2,1 m x

3,2 m og 5,2 m dypt. Det er bygget i betong og er innvendig kledd med syrefaste stålplater som kan skiftes om nødvendig. Lagerbassenget er beskyttet med et 200 mm stållokk med 97 posisjoner boret i lokket. For hver lagringsposisjon i lagerbassenget er det satt ned et aluminiumsrør eller syrefast rør hvor brenselelementene eller beholdere med brenselstaver plasseres. Rørene er festet i styreplater på toppen og i bunnen av bassenget. En pakning er plassert rundt skjermingslokket for å gi en gasstett forbindelse mellom bassenget og lokket. I tillegg er alle hull/gjennomføringer også laget gasstette. Dette er for å gi et undertrykk i bassenget ved at gassfasen i bassenget er koplet til ventilasjonssystemet i bunkerbygningen, og luften kontrolleres kontinuerlig for radioaktivitet.

Bassenget er fylt med demineralisert vann, og vannet kjøles og renses ved at det sirkulerer gjennom en kjøle- og renssekrets med filter og ionebyttekolonne. Kvaliteten på vannet kontrolleres kontinuerlig ved hjelp av instrumentering, og analyseres med faste intervaller.

Horisontalt tørrlager

Det horisontale tørrlageret består av 202 horisontale stålommer som er 7 m lange. Rundt lageret er det en 2 m tykk betongskjerm, og fronten er skjermet med en 1 m tykk vegg av tungbetong. Ved åpningen av hver posisjon er det installert skjermingsplugg. Luft benyttes som kjølemedium for dette lageret.

Lagerbygningen i Halden er illustrert i figur 5.2.

5.3 Brenselstyper og mengder

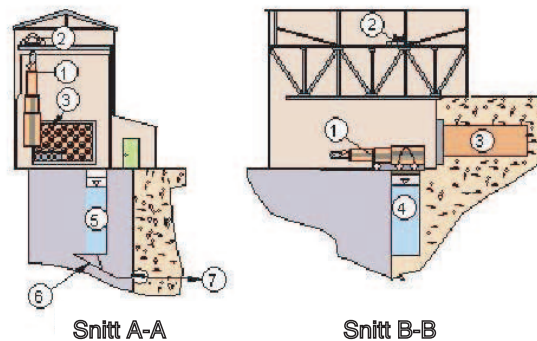
5.3.1 Totale mengder av brukt brensel

Tabell 5.1 gir en oversikt, i tilnærmede vekt og volumer, av brenselet som er lagret på Kjeller og i Halden per 22.06.2001. Tabellen er basert på detaljert informasjon som er inkludert i Vedlegg 5.

Det brenselet som benyttes i dag ved forskningsreaktorene er oksibrensel, og den antatte årlige tilveksten av brukt brensel fra reaktorene er også vist i tabell 5.1. Ved utgangen av den nåværende konsesjonsperioden (slutten av år 2008) vil den totale tilveksten være på ca. 1000 kg i forhold til dagens situasjon.

Uranbrensel i salpetersur løsning

Brensel i flytende form er ikke egnet til deponeering og det byr også på spesielle utfordringer ved



- Plassering
1. Intern transportbeholder
 2. Kran
 3. Horisontalt hovedlager
 4. Lagringsbasseng
 5. Håndteringsbasseng
 6. Drenering
 7. Til delay-tank
 8. Garderobe

Figur 5.2 Bygning for brenselslagrene i Halden. Bildet viser også lagringsposisjoner i bassenget under gulvet. Det horisontale tørrlageret er bak dekkelet som er forseglet av IAEA.

Tabell 5.1 Reaktorbrensel i Norge per 22.06.2001

Lagret avfall										
Brensels- type	Naturlig uranbrensel i salpetersur løsning ²⁾		Naturlig metal- lisk uran i fast form		Oksidbrensel i fast form		Antatt årlig gjen- nomsnitts-til- vekst av oksid- brensel		Gjennomsnitts- mengde oksid- brensel i reak- torkjernene	
	Vekt (kg)	Volum (liter)	Vekt (kg)	Volum ¹⁾ (liter)	Vekt (kg)	Volum ¹⁾ (liter)	Vekt (kg/år)	Volum (liter/år)	Vekt (kg)	Volum (liter)
Halden	0	0	6920	370	2630	230	80	7	460	40
Kjeller	1060	3000	3120	160	1710	150	45	4	220	20
Total	1060	3000	10040	530	4340	380	125	11	680	60

¹⁾ I denne tabellen er enheten liter valgt som enhet for volum av fast stoff isteden for enheten m³ (1 liter = 1 dm³).

²⁾ Det foreligger planer om å redusere volumet av uranbrensel i salpetersur løsnings ved å gjøre om avfallet til fast form (Eriksen et al., 2000).

langtidslagring. En plan for å bringe det flytende avfall over i fast form for fortsatt lagring ble fremlagt Statens strålevern av IFE 20. desember 2000. Arbeidet ventes utført i 2002.

Metallisk uran i fast form

Metallisk uran er meget kjemisk reaktivt. Det reagerer lett med oksygen og reaksjonen innebærer at radioaktiviteten frigjøres fra brenselet. For å oppnå den meget langsiktige inneslutning og isolering av radioaktiviteten som deponering krever, forutsettes det at radioaktiviteten er bundet i brenselet. Metallisk uran egner seg dermed ikke for direkte deponering. Det arbeides internasjonalt med å finne en løsning på å stabilisere denne typen avfall. Den kjemisk reaktiviteten til metallisk uran må også tas hensyn til ved lagring. Tørrelagring er å foretrekke fremfor lagring i vann. Det metallisk uranet som er lagret i Halden og Kjeller stammer fra de første årene med reaktordrift. Dette brenselet krever ikke aktiv kjøling og kan dermed lagres tørt.

Oksidbrensel i fast form

Brensel i denne formen krever ingen forbehandling for lagring under kontrollerte forhold. Deponikonseptene som finnes i dag tar sikte på direkte deponering av oksidbrensel etter en omfattende innkapslingsprosess.

Beregning av isotopinnholdet i brukt oksidbrensel fra dagens reaktorer er vist i tabell 5.2.

I tillegg til det historiske brenselet som i dag er lagret på Kjeller og i Halden og den tilveksten en forventer fra forskningsreaktorene i årene som kommer, vil det totale høyaktive avfallet også omfatte det drivbrenselet som må tas ut av reaktorene

ved avvikling. Den gjennomsnittlige mengden av oksidbrensel i reaktorkjernen til JEEP II på Kjeller er ca. 220 kg og for HBWR i Halden er den ca. 460 kg.

5.3.2 Kjeller

På Kjeller er det lagret ca. 6000 kg brensel, tilsvarende et volum på 310 liter brensel i fast form og 3000 liter brensel som løsning. Det er beregnet en årlig tilvekst på 45 kg oksidbrensel i fast form, tilsvarende et volum på ca. 4 liter.

Lager i Met. Lab. II

I brensellageret i Met. Lab. II lagres standard brensel fra JEEP II reaktoren og eksperimentelt brensel fra Haldenreaktoren som har gjennomgått en etterbestrålingsundersøkelse på Kjeller. Brensel som har gjennomgått en destruktiv undersøkelse pakkes i spesielle lagringsbeholdere før det overføres til lagerbrønnene. JEEP II brenselet kommer fra reaktorens eget mellomlager i reaktorblokken og overføres direkte til lagerbrønnene.

Den dominerende brenselstypen som lagres er urandioksid (UO₂) innkapslet i metallrør av zirkoniumlegering (Zircaloy) eller aluminium. Kapslingsmaterialet kan også være rustfritt stål. Det forekommer også uran/plutonium blandingsoksidbrensel (MOX) og thoriumoksidbrensel (ThO₂). Øvre anrikningsgrenser for UO₂ brensel som lagres er 20% U-235 og for MOX brensel 10% Pu.

Met. Lab. II lageret har tatt hånd om alt brukt brensel som er undersøkt eller mottatt i laboratoriet siden 1965. Det er lagret ca. 2000 kg bestrålt

Tabell 5.2 Isotopinnhold i brukt reaktorbrensel fra JEEP II og HBWR (IFE, 2000)

Isotoper	Kjeller (JEEP II)	Halden (HBWR)
	Standard brensel Anrikning: 3,5% Utbrenning: 17.500 MWd/tU	Standard drivelement Anrikning: 6% Utbrenning: 30.000 MWd/tU
	gram per tonn opprinnelig uran	gram per tonn opprinnelig uran
Am-241	13	8
Am-243	1	4
Np-237	75	149
Pu-238	10	21
Pu-239	3035	3126
Pu-240	684	999
Pu-241	203	365
Pu-242	32	73
U-233	0,0005	0,001
U-234	230	376
U-235	16723	27629
U-236	2856	5189
U-237	1	5
U-238	958180	931070
Cs-135	351	297
Cs-137	636	1107
I-129	83	141
Pd-107	46	71
Sr-90	368	656
Tc-99	456	775
Zr-93	426	736

brensel i dette anlegget, tilsvarende et netto volum på ca. 180 liter.

JEEP I stavbrønn

I JEEP I stavbrønn lagres ca. 3000 kg brensel fra den nedlagte forskningsreaktoren JEEP I. Det meste av brenselet er naturlig uranmetall kapslet i aluminiumsrør, mens en mindre del er lavanriket urandioksid. Utbrenningsgraden varierer fra 10-1000 MWd/tU. De fleste elementene har en utbrenning på 200-450 MWd/tU. Brenselet i dette lageret er minst 30 år gammelt og krever ikke kjøling.

Lagerbygg I

I Lagerbygg I som er sammenbygd med Radavfallsanlegget, lagres ca. 1000 kg brukt naturlig uranbrensel som salpetersur løsning i syrefaste tanker. Dette er rester etter driften av forsøksvirksomheten med rensing av bestrålt uranbrensel som foregikk på 1960-tallet. Denne brensløsningen vil måtte behandles og bringes over i fast form før

den kan deponeres. Det foreligger nå en plan fra IFE for hvordan dette kan utføres (Eriksen et al., 2000).

5.3.3 Halden

I Halden er det lagret ca. 6.900 kg brukt reaktorbrensel i form av lavbestrålt uranmetall (volum ca. 370 liter) og ca. 2600 kg i form av urandioksidbrensel (volum ca 230 liter). Årlig tilvekst av brukt urandioksidbrensel vil, med dagens virksomhet, være ca. 80 kg (volum ca. 7 liter).

Standardbrensel i Haldenreaktoren består av sintrede urandioksid pellets kapslet i zircalloy kapslingsrør. Anrikningen på brenselspinnene i standardelementene er normalt 6% og en representativ utbrenning er 30.000 MWd/tUO₂.

Brenselspinner i eksperimentalbrenselet er bygd opp av sintrede pellets i zircalloy kapslingsrør. Anrikningen kan være opp til 20%. I noe brensel benyttes også plutonium som PuO₂ i naturlig uran. Dette betegnes som blandingsbrensel (Mixed Oxide Fuel (MOX)). Representativ utbren-

ning for eksperimentalbrensel er 40.000 MWd/tUO₂.

Brenselsbassenger i reaktorhall

Her oppbevares brenselementene, både standard- og eksperimentalbrensel, midlertidig for kjøling etter at de tas ut av reaktoren.

Lagerbasseng i bunkerbygning

Etter den midlertidige lagringen i bassengene i reaktorhallen, som sikrer tilstrekkelig kjøling og omdannelse av de mest kortlivete spaltningsprodukter, blir både standard- og eksperimentalbrensel flyttet ut til lagerbassenget i bunkerbygningen.

Horisontalt tørrlager

Haldenreaktorens horisontale tørrbunker rommer Haldenreaktorens første brenselladning som består av naturlig metallisk uran i aluminiumskapsling. Dette brenselet ble lastet ut av reaktoren i 1961 og har en svært lav utbrenning, ca. 11 MWd/tU. Lageret er forseglet og plombert av IAEA som utfører en kontroll av brenselsregnskap ved Haldenreaktoren fire ganger i året.

5.4 Annet langlivet, radioaktivt avfall

5.4.1 Radium-nåler

På Kjeller står det åtte tønner med brukte radium-nåler. Dette er avfall fra tidligere medisinsk virksomhet ved Radiumhospitalet. Slike nåler er ikke lenger i bruk. Avfallet avgir en sterk gammastråling og har en lang levetid. Det er derfor klassifisert som høyaktivt avfall og må deponeres på tilsvarende måte som bestrålt brensel.

5.4.2 Avfall forurensset med plutonium

På IFE sitt anlegg på Kjeller har det ifølge de siste tall fra Statens strålevern vært nedgravd 166 tønner med avfall kontaminert med plutonium. Dette ble gravd opp høsten 2001 og flyttet til lagerdelen av det kombinerte lageret og deponiet for lav- og mellomaktivt avfall i Himdalen. På grunn av innholdet av plutonium i dette avfallet har Stortinget bestemt at det i fremtiden skal være mulig å flytte

dette avfallet fra anlegget i Himdalen, og eventuelt overføre det til et fremtidig deponi for høyaktivt avfall.

5.4.3 Rivningsavfall

Radioaktivt avfall fra en fremtidig riving av de eksisterende nukleare anleggene på Kjeller og Halden skal deponeres i Himdalenanlegget. Det er tatt høyde for dette rivningsavfallet i sikkerhetsanalysen for deponiet. Det kan imidlertid også fremkomme noe *høyaktivt* avfall ved denne rivingen. Dette kan være noen av de mest sentrale reaktor-komponentene, samt avfall som oppstår ved rivning av Metallurgisk laboratorium på Kjeller. Langlivete nuklider i sentrale reaktorkomponenter produseres i svært små mengder og er mindre radiotoksisk enn transuraner i bestrålt brensel. Det er dermed ikke nødvendig å stille like strenge krav til deponering av disse. Imidlertid, i lys av de små volumer av både brensel og annet høyaktivt avfall som vil bli produsert i Norge, kan det være hensiktsmessige å velge den samme deponiløsningen for begge avfallstyper.

Før Met.lab II kan rives må lageret dekontamineres for radioaktivt støv som har blitt liggende igjen etter brenselsundersøkelsene som gjennomføres der. Dette støvet må behandles som høyaktivt avfall. Utstyr en eventuelt ikke klarer å dekontaminere for bestrålte brenselsrester må også tas hånd om som annet høyaktivt avfall

5.4.4 Radioaktive kilder fra industri og forskningsvirksomhet

Det finnes en del høyaktive og langlivete radioaktive kilder i bruk i industri og forskning både på fastlands-Norge og i olje- og gassvirksomheten på norsk sokkel. Disse kildene er ikke egnet til lagring i Himdalen. Et eksempel er americium/beryllium kilder som brukes i forbindelse med oljeproduksjon i Nordsjøen. Det er for tiden lagret 3 slike kilder på Kjeller.

Som prinsipp ønskes det etablert avtaler som forplikter produsenten av radioaktive kilder til å ta disse tilbake til opprinnelsesland for deponering. Dimensjonering av et fremtidig deponi vil være avhengig av en nøyaktig kartlegging av alle eksisterende langlivete kilder i bruk i Norge og hvilke avtaler som er knyttet til disse.

Kapittel 6

Strategier for lagring og deponering av høyaktivt avfall

6.1 Prinsipielle alternativer

6.1.1 Systemoversikt

En strategi for sluttlagring av høyaktivt avfall må ta hensyn til at dette materialet må tas hånd om gjennom en rekke ulike faser før endelige deponering finner sted. Disse fasene består blant annet av forbehandling, avkjøling, innkapsling, transport, mellomlagring, eventuell repossessering og deponering. Hovedtrekkene vist i figur 6.1 vil danne rammen rundt diskusjonen av alternative strategier i dette kapittelet. De viktigste fasene utgjøres av de boksene som er angitt med "mellomlagring" og "deponi" i figuren. Strategien som er utredet i dette kapittelet gjelder for lagring og deponering av alle typer høyaktivt avfall i Norge, selv om hovedfokus er rettet mot reaktoravfallet.

Etter at brenselet er tatt ut av reaktoren må det avkjøles i bassenger i nærheten av reaktoren, se kapittel 4.2. Denne lokale lagringen og avkjølingen er helt nødvendig for at det brukte brenselet kan flyttes og plasseres i større mellomlagre. Den videre avkjølingen i mellomlagre vil normalt være minst 40 år. I dag skjer denne mellomlagringen i flere lagre både på Kjeller og i Halden, se kapitlene 4.3, 5.2 og 5.3. Avhengig av type brukt brensel og den tekniske løsningen for mellomlagring, kan det

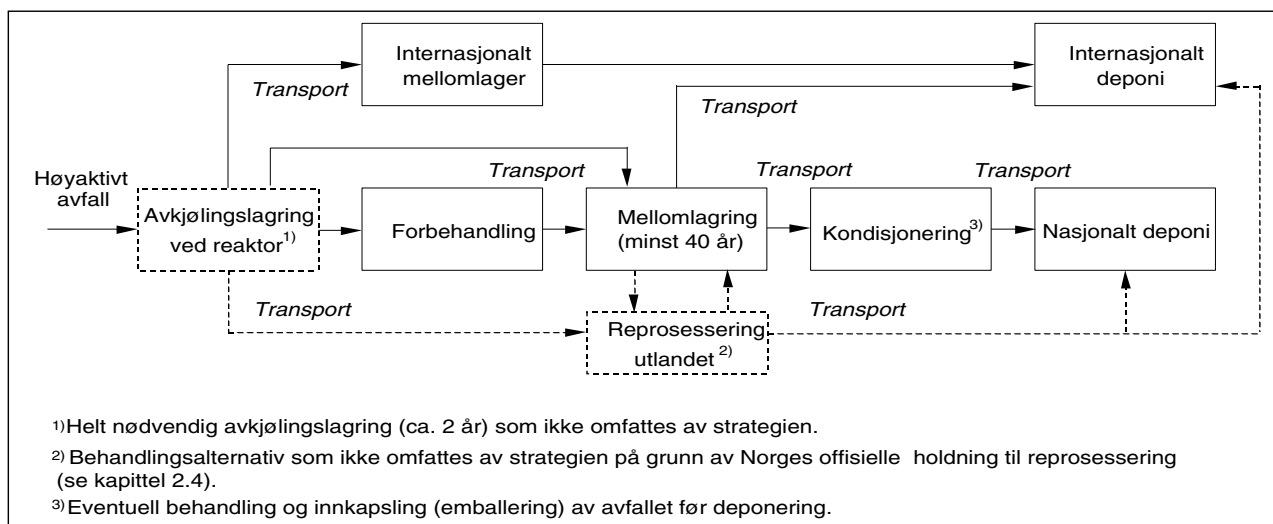
i tillegg være aktuelt med forbehandling av avfallet. Dette er diskutert i kapitlene 4.3 og 5.3. Videre vil det før den endelige deponering være nødvendig med innkapsling av avfallet. Hvordan dette utføres vil være avhengig av den tekniske løsningen som velges for deponering.

Repossessering i utlandet er vist som et mulig behandlingsalternativ i figur 6.1, men det skal presiseres at en slik løsning ikke er vurdert videre i denne innstillingen. Dette har sin årsak i at repossessering i utlandet ikke vil være i samsvar med offisielle norske holdninger. Norge har ved gjentatte anledninger markert et sterkt ønske om å få redusert og helst avsluttet de radioaktive utslippene fra anlegg for repossessering, se også siste del av kapittel 2.4.

Den siste fasen for håndtering av det høyaktive avfallet er endelig deponering. I prinsippet kan dette enten skje ved deponering i Norge eller ved eksport til et annet land. I kapittel 6.3 er både nasjonale og internasjonale løsninger diskutert.

6.1.2 Valg av delstrategier

Utvalgets hovedoppgave er å utvikle en strategi for sluttlagring av brukt, høyaktivt reaktorbrensel. Grunnlaget for en slik strategi må være nåtilstan-



Figur 6.1 Strategifaser for lagring og deponering av brukt reaktorbrensel

den for reaktorvirksomheten i Norge sett i sammenheng med de spesielle forutsetningene for lagring og deponering som finnes i form av geologiske forhold og tilgjengelig kunnskap. Videre må internasjonale prinsipper og retningslinjer legges til grunn. Systembeskrivelsen i figur 6.1 viser både nødvendige faser i en lagringsstrategi og hvilke viktige valg som må gjøres.

Strategien som utvalget foreslår er sammensatt av følgende hovedelementer:

- A) En mellomlagringsstrategi.
- B) En deponeringsstrategi som består av:
 - B1. En forberedelsesfase for deponering som avsluttes med et valg av deponikonsept
 - B2. En lokaliserings- og implementeringsfase.

Som beskrevet i det følgende er mellomlagringsstrategien den mest nærliggende og konkrete. Så snart denne fasen er igangsatt må det startes opp et forberedelsesarbeid med sikte på et rasjonelt og riktig valg av deponiløsning. Denne forberedelsesfasen bør tilrettelegge best mulig for en rent nasjonal løsning såvel som for en mulig internasjonal samarbeidsløsning. Teknologisk utvikling i denne perioden vil det også være viktig å ta hensyn til. Etter at det strategiske valget av deponikonsept er foretatt kommer en omfattende fase med praktisk gjennomføring inkludert stedsvalg.

Hovedelementene som ligger til grunn for de strategiske vurderingene er:

1. Aktivitetene ved Kjeller og Halden vil mest sannsynlig fortsette å produsere høyaktivt avfall minst ut år 2008 som er den gjeldende konsepsjonsperiode.
2. Ved opphør av reaktorvirksomheten vil det finnes høyaktivt avfall som må mellomlagres i en påfølgende periode på minst 40 år før det kan deponeres.
3. Etter at nødvendig mellomlagring er gjennomført må det høyaktive materialet transporteres til et endelig deponi som vil kreve minimal oppfølging og som ikke innebærer utilbørlige belastninger på fremtidige generasjoner og på miljøet.
4. Det foregår et betydelig internasjonalt arbeid for å finne frem til de best egnede deponiløsningene. Denne utviklingen vil fortsette med stor kraft også i årene som kommer. Norge må bidra til denne utviklingen og finne frem til det som vil være den beste løsningen for oss.
5. Samfunnets holdninger når det gjelder håndtering av radioaktivt avfall vil kunne endre seg vesentlig over tid. Dette kan blant annet ha sammenheng med teknologiutviklingen for depo-

nering såvel som alternativ bruk av brukt brensel.

De to første faktorene krever i seg selv mellomlagring av avfallet fra Kjeller og Halden minst til år 2010. I tillegg må det bestrålte brenselet avkjøles ytterligere i en periode på 40 år før det kan deponeres. Valg av en deponiløsning krever betydelig modning, både knyttet til valg av teknisk løsning og lokalisering. Valget må fattes på et faglig solid grunnlag, ut i fra en helhetlig vurdering av ulike alternativer med hensyn på teknisk og miljømessig kvalitet, samfunnsaksept og kostnader. Den påkrevde mellomlagringsperioden gjør det mulig å utsette valget av deponikonseptet, og dermed unngå å gjøre et forhastet valg som etter en stund viser seg å være mindre godt. En utsettelse til ca. år 2020 er også nødvendig fordi vi i Norge trenger tid til å bygge opp relevant deponikompetanse og forsterke internasjonale relasjoner innen fagområdet.

Som nevnt i kapittel 5.3.1 finnes det 10 tonn metallisk uran blant de ca. 16 tonn med brukt reaktorbrensel som i dag lagres på Kjeller og i Halden. Dette brenselet må på grunn av korrosjonsfaren lagres helt tørt. Dette setter store krav til den tekniske utformingen av et mellomlager og til valg av deponiløsning. For deponiløsninger under grunnvannsspeilet, hvor avfallet teoretisk kan komme i kontakt med vann hvis kapslingen lekker, vil det være fordelaktig at uranet er så tungtløselig som mulig. Fordi håndteringen av metallisk uran angår både utformingen av et mellomlager og valg av deponi, anbefaler utvalget at det snarest utføres en utredning om tekniske, miljømessige og økonomiske forhold knyttet til kondisjonering av det metalliske uranet. Det forskes mye på å utvikle metoder for å binde metallisk uran i mer stabile forbindelser (se under Australia i Vedlegg 3), som kan gi både økonomiske og miljømessige gevinster.

6.2 Mellomlager

6.2.1 Kriterier og krav som legges til grunn

Utgangspunktet for valg av en løsning for mellomlagring er først og fremst en rekke tekniske og formelle krav som må tilfredsstilles. Kriteriene for dette er beskrevet i kapittel 3.2. I tillegg må en ta hensyn til situasjonen slik den er i Norge i dag i form av eksisterende anlegg, se kapittel 5.2, og mengder avfall og sammensetning av høyaktivt materiale, se kapitlene 5.3 og 5.4.

Alle aktuelle løsninger for mellomlagring må vurderes i forhold til tekniske krav knyttet til bygningsmessig standard, kritikalitet, fjerning av overskuddsvarme, inneslutning, strålevern og et uoversiktlig sikkerhets- og trusselbilde. I tillegg må alternativene vurderes i forhold til faktorer som økonomi, samfunnsaksept og etikk.

Utvalget har lagt til grunn at en mellomlagring av norsk høyaktivt avfall som et minimum skal ha like god sikkerhetsmessig standard som lageret som finnes i Himdalen. Krav til barrierer og graden av sikkerhetsberedskap må være god nok og eventuelt kunne oppgraderes ifall trusselbildet skulle endres til det verre i forhold til dagens situasjon. Disse faktorene tilsier at et mellomlager i fjell vil være den beste løsningen.

Lokaliseringsvalget avhenger av en rekke forhold som må veies opp mot hverandre, derunder tilgjengelighet, transport, sikkerhet osv. Fordi et lager plassert i et tett befolket område vil kunne bli et mer interessant terrormål enn om det ligger utilgjengelig og plassert langt fra folk, se kapittel 3.3.3, bør et fremtidig lager ikke legges i nærheten av store befolkningskonsentrasjoner.

6.2.2 Fire hovedalternativer for mellomlagring

Basert på premissene foran har utvalget valgt å vurdere følgende fire alternativer for mellomlagring av det norske, høyaktive avfallet:

1. "Null-løsning"

En "null-løsning" vil si at en viderefører dagens lagring av høyaktivt avfall på Kjeller og i Halden uten ytterligere investeringer. Denne løsningen er tatt med i samsvar med utvalgets mandat som angir at minst ett av alternativene skal baseres på uendret ressursbruk.

2. Oppgradering av eksisterende anlegg på Kjeller og i Halden

Dette alternativet vil si at en oppgraderer bygningsmessige forhold, fysisk sikring og radiologisk sikkerhet ved dagens lagre slik at de vil tilfredsstille de krav som må settes for en ytterligere mellomlagringsperiode på 40 – 60 år.

3. Nytt sentralt mellomlager

I dette alternativet forutsettes det at alt det norske høyaktive avfallet samles i et nytt lager som bygges i henhold til de krav som settes for en mellomlagringsperiode på 40 – 60 år.

4. Mellomlagring i annet land

Alternativet med lagring i utlandet forutsetter en internasjonal samarbeidsløsning og tilrette-

legging av transport av det norske høyaktive avfallet til utlandet.

6.2.3 Diskusjon av de fire hovedalternativene

"Null-løsning"

En "null-løsning" er ikke ensbetydende med "null" kostnader da vedlikehold av dagens lagre vil være nødvendig i hele mellomlagringsperioden, dvs. frem til minst år 2050. Siden denne løsningen har minimale investeringer som utgangspunkt vil grunnlagskostnadene være lave.

Utvalget er av den mening at en null-løsning kun er hensiktsmessig og forsvarlig så lenge en har kontinuerlig drift av reaktorene. Dette er fordi det da vil eksistere en driftsorganisasjon som kan følge opp lagerets tilstand i henhold til etablerte kvalitetskriterier, se kapittel 6.2.1, og kan gjennomføre nødvendige tiltak og utbedringer. Imidlertid er også en "null-løsning" tidsbegrenset da det er antydnet at lagrene kun har kapasitet for 10 – 15 års tilvekst av brensel.

En "null-løsning" vil nødvendigvis ha en lavere teknisk standard enn de andre alternativene som innebærer at det foretas bygningsmessige forbedringer eller bygges noe helt nytt. Særlig gjelder dette levetid for de nåværende konstruksjonene og krav til barrierer mot det ytre miljø. I det tidsperspektivet det her er snakk om vil krav til teknisk standard, strålevern, samfunnsaksept og etisk forsvarlighet gjøre det nødvendig å utforme mellomlageret på en annen og bedre måte enn det som er dagens situasjon. I tillegg kommer momentet med at dagens lagre befinner seg i tettbebygde strøk.

Oppgradering av eksisterende lager

Oppgradering av de eksisterende lagrene på Kjeller og i Halden vil innebære økte kostnader fordi både fysisk sikring, og radiologisk sikkerhet må oppgraderes for å tilfredsstille de krav som bør settes for en mellomlagringsperiode på 40 - 60 år. En vesentlig oppgradering må antas å føre til større grad av samfunnsaksept og etisk forsvarlighet siden den tekniske standarden vil øke betydelig i forhold til "null-løsningen". Dette alternativet har den fordel at det ikke vil medføre risiko knyttet til transport. Men løsningen vil kunne oppfattes negativt fordi lagrene fortsatt vil ligge innenfor befolknings-sentra og derved også båndlegge verdifulle arealer. Dette gjelder særlig Kjeller. Sett ut fra hensynet til terrørsikring er det heller ikke heldig at lagrene fortsetter å ligge innenfor områder med høy befolkningskonsentrasjon. I tillegg er det mindre gunstig at brenselet er plassert i flere forskjellige lagre,

geografisk lokalisert på to steder, noe som innebærer store krav til sikring og overvåkning.

Nytt nasjonalt sentrallager

Et nytt nasjonalt sentrallager vil antakelig være det dyreste alternativet, men det vil til gjengjeld innebære høy teknisk standard og sikkerhet. I dette alternativet står en friere i å velge mellom et større antall teknisk tilpassede løsninger, og lokaliseringen kan planlegges i forhold til viktige hensyn som befolkningstetthet, transport, og terrortrussel. Ved å sette samme sikkerhetskrav til et slikt anlegg som det ble gjort for anlegget i Himdalen, vil det være lettere å oppnå bred samfunnsaksept for en slik løsning enn ved en oppgradering av lagrene på Kjeller og i Halden. Denne løsningen gir minst belastning på fremtidige generasjoner, og er etisk sett det beste alternativet.

Mellomlagring i annet land

Denne løsningen er tankemessig sett mulig, og vil sannsynligvis være billigere enn å bygge et nytt norsk sentrallager. En slipper blant annet å utføre kostnadskrevende anleggsarbeider og installasjoner samt mye annet som et eget nasjonalt mellomlager krever. Rasjonelt sett synes det fornuftig å samarbeide med andre land om mellomlagring, ikke minst fordi mengden av norsk høyaktivt avfall er relativt liten. På minussiden kommer at det må gjennomføres lengre transport, og at selve lagringen vil være utenfor nasjonal kontroll.

Mange vil anse det som etisk uforsvarlig å fraskrive seg det nasjonale ansvaret for avfallet ved å sende det til mellomlagring i et annet land. Så lenge det er reaktorer i drift i Norge vil det heller ikke være en særlig praktisk løsning. En må da tilrettelegge for løpende transporter av brukt brensel ut av landet med en gang nytt brensel er klart for mellomlagring. Men det som først og fremst

kan sette en stopper for en slik løsning er at ingen naboland er beredt til å ta imot slikt avfall.

Hvis Norge i fremtiden slutter seg til et internasjonalt samarbeid om en endelig deponiløsning der mellomlagring inngår vil dette kunne bli annerledes. Men fordi et mellomlager må etableres relativt raskt, vil tidsaspektet ved en internasjonal samarbeidsløsning tale imot at dette er en realistisk vei å gå for en løsning på mellomlagringsproblemet.

6.2.4 Utvalgets vurderinger og anbefalinger for mellomlager

Utvalget har foretatt en samlet vurdering og "rangering" av de fire hovedalternativene beskrevet foran. Denne vurderingen er illustrert i tabell 6.1. De ulike alternativene er gitt relative plasseringer etter godhet der 1 er best og 4 er dårligst. Den totale rangeringen er så basert på en helhetsvurdering og plassering innen hver av kategoriene teknisk løsning, økonomi, sikkerhet, samfunnsaksept og etikk. Innholdet i disse kategoriene er beskrevet under tabellen.

Teknisk løsning: Bygningsmessig standard samt evne til å isolere avfallet fra det ytre miljø (barrierer).

Økonomi: Livsløpskostnader, det vil si kostnader for planlegging og utredninger bygningsfase, driftsfase og avvikling.

Sikkerhet: Fysisk sikkerhet for lageret basert på internasjonale krav.

Samfunnsaksept: Samfunnsaksept uttrykker det man tror er generelle holdninger i dagens norske samfunn.

Etikk: Etikk omhandler de hensyn som må tas til fremtidige generasjoner på basis av internasjonalt anerkjente prinsipper.

I tilknytning til tabellen gjøres følgende vurderinger:

- Utvalget vurderer en "null-løsning" som det dårligste alternativet for mellomlager. Sett i sam-

Tabell 6.1 Rangering av alternativene¹⁾

Løsninger	Kriterier	Teknisk løsning	Økonomi	Sikkerhet	Samfunnsaksept	Etikk	Samlet, relativ rangering
Null-løsning		4	1	4	4	3	Dårligst
Oppgradering av eksisterende lager		3	3	3	2	2	Nest best
Nytt nasjonalt sentrallager		1	4	1	1	1	Best
Mellomlagring i annet land		2	2	2	3	4	Tredje best

¹⁾ 1 = best, 2 = nest best, 3 = tredje best, 4 = dårligst

menheng med at de nåværende lagrene da skal fungere i en periode på 40 til 60 år etter utløp av konsesjonene og nedstengning av reaktorene, kan ikke utvalget anbefale en "null-løsning" for mellomlagring.

- Utvalget innser at mellomlagring i et annet land teoretisk sett kan fremstå som et attraktivt alternativ, forutsatt at Norge inngår aktivt i internasjonale samarbeidsprosjekter om lagring og deponering av høyaktivt avfall. Imidlertid er et slikt alternativ lite aktuelt så lenge det er reaktorer i drift i Norge. Selv på lengre sikt vil etiske og kontrollmessige problemer samt vanskelige og uavklarte politiske problemstillinger mellom Norge og eventuelle mottakerland, føre til at denne løsningen praktisk sett vil være uaktuell.
- Utvalget vurderer samlet sett at en oppgradering av eksisterende lagre kan være et aktuelt alternativ for mellomlagring. Men tatt i betraktning svakhetene som fortsatt lokalisering i tettbebygde strøk og en todelt løsning representerer, har utvalget rangert denne løsningen som den nest beste.
- Utvalget vurderer samlet sett at bygging av et nytt sentrallager for mellomlagring av det høyaktive avfallet er klart det beste av de vurderte alternativene. Dette er trolig også det mest kostnadskrevende alternativet, men dette oppveies ved at alle øvrige faktorer og hensyn blir best ivarettatt.

Hovedkonklusjonen blir derfor at utvalget anbefaler bygging av et nytt, sentralt mellomlager. Mellomlageret bør bygges i fjell, være lokalisert utenfor eksisterende befolkningssentra, og ha en sikkerhetsmessig og teknisk standard som minst tilsvarende anlegget i Himdalen. En beslutning om å bygge et slikt mellomlager bør helst fattes i løpet av år 2002. Det nye mellomlageret vil innebære en vesentlig teknisk og miljømessig forbedring, og kan stå ferdig til år 2010.

6.3 Deponi

6.3.1 Kriterier og krav som legges til grunn

Utgangspunktet for valg av en deponiløsning er en rekke tekniske og formelle krav som må tilfredsstilles, disse kriteriene er beskrevet i kapittel 3. Et slikt valg må vektlegge og baseres på det betydelige faglige arbeidet som skjer internasjonalt, se kapittel 4. I tillegg må det tas hensyn til situasjonen i Norge i form av mengde og sammensetning

av avfallet, se kapittel 5.2 og 5.3, og særnorske forhold knyttet til politikk samt geologi.

Utvalget legger til grunn at alle krav og anbefalinger som gjøres gjeldende internasjonalt, også skal gjelde for valg av en norske løsning.

Utvalget er i mandatet bedt om å legge frem forslag til strategi og fremdriftsplan som Norge bør velge når det gjelder sluttlagring av brukt høyaktivt reaktorbrensel, men er ikke anmodet om å utarbeide detaljerte løsninger. På basis av de forberedende arbeidene som er gjort i Sverige og i Finland synes det klart at det er *teknisk mulig* å finne en god nasjonal løsning med ivaretaking av alle sikkerhetsmessige og miljømessige hensyn også i vårt land. Vissheten om at det finnes gode tekniske løsninger for deponering er en viktig forutsetning for at vi i det hele tatt kan fortsette en videre produksjon av radioaktivt avfall ved de eksisterende reaktoranleggene.

Utvalget har utformet strategien for sluttlagring gjennom anbefalinger og retningslinjer for det forsknings- og utredningsarbeidet som vil måtte skje parallelt med etableringen av et nytt mellomlager. Hovedmålet er å finne frem til en optimal løsning når det tas hensyn til etikk, miljø, sikkerhet, samfunnsaksept og kostnader.

Konklusjonen når det gjelder hovedkonseptet for deponi må være trukket omtrent i år 2020 for at deponiet skal kunne stå ferdig i år 2050. Som nevnt tidligere fremkommer dette tidspunktet ved å ta utgangspunkt i gjeldende konsesjonsperiode pluss 40 år. Forlenges konsesjonsperioden for reaktordrift vil ferdigstilling av deponiet tilsvarende kunne utsettes noen år, men valg av deponikonsept bør likevel være gjort omtrent ved år 2020.

6.3.2 Hovedalternativer for deponering

Ulike løsninger for deponering er omtalt i kapittel 4.3. I prinsippet bør både en nasjonal og en internasjonal deponiløsning vurderes.

A. Deponi i Norge

På bakgrunn av utviklingen av deponiløsninger som er blitt valgt av Sverige, Finland og Canada kan det konkluderes at det også i Norge er teknisk mulig å lage et tilsvarende deponi for det høyaktive avfallet. Dette har sammenheng med at de geologiske forutsetningene for å bygge et dypt geologisk deponi i granittiske bergarter også er tilstede i vårt land. En løsning med lagring i store fjellhaller på ca 500 m dyp, som er under utprøving i Äspö-laboratoriet i Sverige, vil imidlertid relativt sett bli meget kostbart for de små mengdene med avfall

som Norge har. Norge bør derfor starte arbeidet med å utrede tekniske løsninger som er enklere og billigere enn den svenske og finske modellen. I forbindelse med vår olje- og gassvirksomhet har vi utviklet meget avansert boreteknologi som er interessant i en deponisammenheng. Det bør undersøkes om det er mulig og hensiktsmessig å tilpasse eller videreutvikle denne teknologien til lagringen av avfallet som et alternativ til den svensk-finske metoden med utsprengning av en fjellhall på 500 m dyp.

En rimeligere løsning enn å deponere avfallet på stort dyp er å deponere det tørt i et dagnært anlegg. Dette innebærer vurdering av anlegg av tilsvarende type som Himdalen, hvor vi i dag deponerer lav- og mellomaktivt avfall. Men på grunn av faren for en ny istid vil et slikt konsept sannsynligvis ikke tilfredsstille kravene som må stilles til deponering av høyaktivt avfall i Norge. Hvis det en gang i løpet av de nærmeste tiårene utvikles nye metoder for kondisjonering av høyaktivt avfall som gjør det langt mindre reaktivt, kan man eventuelt revurdere enkle deponiløsninger på eller like under bakken.

B. Internasjonalt deponi

Den enkleste og sannsynligvis den billigste løsningen for Norge vil være å få en avtale med Sverige eller Finland om deponering av vårt avfall. Det er i dag høyst kontroversielt å eksportere avfall fra Norge til et annet land, og det vil bli tilsvarende vanskelig å få samfunnsaksept i et mottakerland. I Sverige finnes det også bestemmelser som forbyr mottak av slikt avfall selv om det finnes en åpning for unntak (Lag om kärneteknisk verksamhet § 5). Denne holdningen til eksport og import er i tråd med prinsippet om at det er den som forurenser som selv skal rydde opp. Det finnes også en rekke internasjonale begrensninger på eksport av radioaktivt avfall. Internasjonale deponiløsninger vil medføre transport av radioaktivt avfall, noe som i seg selv representerer en reell risiko.

En annen mulighet som også er omtalt tidligere, er at flere land med små avfallsmengder beslutter å gå sammen og gjennom samarbeid tar et felles ansvar for det samlede avfallet. Det finnes en rekke IAEA medlemsland som i likhet med Norge ikke har eget kjernekraftprogram, men som likevel produsere bestrålt brensel i svært begrensede mengder i forskningsreaktorer. En multinasjonal deponiløsning kan ha miljømessige og økonomiske fordeler sett i et globalt perspektiv. Det vil forhindre at land uten velegnete grunnforhold eller med begrenset økonomiske midler velger mindre

miljøvennlige alternativer. Videre vil fellesløsninger kunne spare det internasjonale samfunnet for store utgifter som vil medgå til kostnadskrevende deponier i mange land. Mot dette står flere faktorer til hinder for multinasjonale deponier, deriblant samfunnsaksept, juridiske forhold og etikk.

En nødvendig konsekvens av en multinasjonal fellesløsning er at avfallet fysisk må plasseres i ett av landene. Utvalget ser det som lite aktuelt å gå inn på en fellesløsning for deponi med mindre Norge står fullt ut solidarisk med de andre samarbeidslandene, og derved er beredt på at deponiet til slutt kan havne i Norge. Videre må Norge ta sin del av omfattende forsknings- og utviklingskostnader også ved fellesløsninger.

I dagens situasjon synes en deponiløsning i et annet land lite realistisk. Det er mulig at holdningen til deponering og lagring av høyaktivt avfall vil kunne forandre seg på sikt etter at slike deponier er etablert og allmennheten er blitt mer vant med å forholde seg til radioaktivt avfall. Det er i siste instans et etisk og politisk spørsmål om det kan aksepteres at slikt avfall eksporteres til andre nasjoner.

6.3.3 Utvalgets vurderinger og anbefalinger for deponi

Norge har i dag et problem med brukt reaktorbrensel som på sikt må løses ved deponering eller ved at det oppstår ny teknologi som kan ivareta høyaktivt avfall på en bedre måte. Utvalget finner, med dagens internasjonale avtaler og holdninger til transport av problemavfall over landegrensene, at det mest realistiske alternativet er et deponi i Norge. Landet vårt bør imidlertid følge med og delta i internasjonalt samarbeid og være åpen for at tekniske og politiske forhold kan være annerledes om anslagsvis 20 år når valg av deponikonsept bør gjøres.

Som vist i figur 6.1 er det først etter 40 til 60 år med mellomlagring at det er nødvendig at et deponi står klar til bruk. Det er derfor liten grunn til unødig hastverk. På den andre siden er det rimelig at vår generasjon tilrettelegger for en fremtidig deponering av vårt eget avfall. Derfor bør alternative deponiløsninger bli utredet i løpet av de kommende årene for å legge grunnlaget for en god løsning og å kunne vite hvilke kostnader som vil påløpe.

På denne bakgrunnen anbefaler utvalget at arbeidet med å utrede alternative teknologier starter snarlig. Det er landene med kommersiell reaktor som i dag har kommet lengst i denne teknologiutviklingen. Det er derfor viktig å utvikle

et bedre samarbeid med disse kjernekraftlandene såvel som med land som bare har forskningsreaktorer, for å bygge vår nasjonale kompetanse. I tillegg mener utvalget at det bør skje en betydelig økning av forskningsinnsatsen på dette feltet slik at Norge kan bidra til å utvikle kosteffektive løsninger i et internasjonalt fellesskap.

Ved siden av å utrede og skaffe kunnskap om deponialternativer bør det også bygges opp økt kompetanse på kapsling og forbehandling/kondisjonering av avfall. Innen valget av deponikonsept foretas må det også foreligge forslag om eventuell omdanning av vårt nåværende metalliske uranavfall.

Det er klart at en etablering av et norsk deponi vil forutsette utvikling av egen norsk kompetanse gjennom forskning og utvikling og internasjonalt samarbeid. De store kjernekraftlandene og internasjonale organisasjoner knyttet til bruk og kontroll av kjernereaktorer (særlig OECD/NEA, IAEA og EU) har betydelige forskningsaktiviteter knyttet til lagring og deponering av radioaktivt avfall. Denne forskningen vil Norge kunne dra nytte av i utviklingen av egne løsninger. En eventuell norsk løsning for deponering av høyaktivt avfall må ta hensyn til at vi har små avfallsmengder og at det må legges vekt på norsk geologi, geografi, spesielle samfunnsforhold og politiske forhold. Valget av en norsk løsning må baseres på bruk av internasjonal såvel som nasjonal ekspertise. Eksempelvis er det relevant å trekke på norsk ekspertise fra petroleums- og anleggssektoren. Slik og annen norsk kompetanse kan være en viktig komponent i internasjonal sammenheng og bidra til å styrke samarbeidsrelasjonene.

For at Norge skal være beredt til å velge en deponiløsning innen 2020 foreslår utvalget at følgende satsninger gjennomføres i løpet av de neste 20 årene:

- Norge bør ta initiativ til og medvirke i et internasjonalt prosjekt i regi av IAEA for å utvikle teknologi for deponi av små mengder høyaktivt avfall. Derved vil det være mulig å dele FoU-kostnadene med andre land. Det finnes også visse muligheter for at nye teknologiske gjennombrudd vil finne løsninger for hvordan høy-

aktivt avfall kan omdannes til lavt og middels aktivt avfall. Alternative metoder er særlig interessant for land med små avfallsmengder for å unngå store utgifter per tonn til deponering.

- Utvalget anbefaler at det satses på å finne frem til kostnadsbesparende deponiløsninger gjennom et forskningsprogram for utvikling av dyp-hulls boring i harde bergarter. Det har skjedd en betydelig utvikling i tilknytning til norsk petroleumsvirksomhet av avansert boreteknologi på kontinentalsokkelen, og landet har svært god kompetanse på dette området. Samtidig har problemene ved boring av dype hull i forbindelse med geovarmeprosjektet på Rikshospitalet avdekket at det fortsatt gjenstår mye utviklingsarbeid før metoden er godt anvendbar for harde bergarter. Det må trolig også utvikles tekniske løsninger for boring med større diameter enn det som er vanlig i dag. En eventuell bruk av borehull til lagring av høyaktivt avfall vil også medføre behov for nye metoder for kvalitetsundersøkelser av fjellet i borehull. Samtidig vil en slik satsning på forskning og utvikling innen boreteknologi på harde bergarter tilrettelegge for økt bruk geovarme og grunnvann i Norge og, ikke minst, i utviklingsland.
- Det bør gjennomføres en kartlegging av berggrunnen i utvalgte områder der de geologiske forutsetningene for mulig deponering synes å være tilstede. I tilknytning til dette bør det også fokuseres på kartlegging av seismisk aktivitet (jordskjelv), "nyere" tektoniske bevegelser i berggrunnen og grunnvannsforhold.

Deltagelsen i det internasjonale samarbeidet bør være en løpende aktivitet. Når det gjelder konkrete forskningsoppgaver som Norge gjennomfører, eksempelvis i tilknytning til utvikling av borehullsteknologi, bør dette organiseres som et forskningsprogram over en periode på anslagsvis ti år. Administrativ tilrettelegging og rapportering av dette programmet kan skje i regi av Norges forskningsråd. En slik organisering vil også legge til rette for at teknologi som utvikles kan utnyttes innenfor flere anvendelsesområder.

Kapittel 7

Økonomiske og administrative konsekvenser

7.1 Åpenhet, kommunikasjon og samarbeid

Den administrative oppfølgingen av strategien bør i stor grad ta hensyn til at det skal gjennomføres prosjekter som det nok vil finnes ulike og engasjerte synspunkter på, og som i vesentlig grad kan være kontroversielle. Den generelle betydningen av åpen og god kommunikasjon med allmennheten i tilknytning til lagring av radioaktive materialer er omtalt i kapittel 3.5, der det blant annet er vist til erfaringer gjort i vårt naboland Sverige. Vi har også forskjellige erfaringer å bygge på her til lands, blant annet fra episoder på Kjeller og i Halden såvel som fra gjennomføringen av prosjektet i Himdalen.

En viktig lærdom er at betydningen av åpen kommunikasjon og samspill med alle interesserte parter neppe kan overdrives, og at god kommunikasjon kan bety forskjellen mellom suksess og fiasko for gjennomføringen av en strategi. Slik kommunikasjon og samspill må være "ekte", det vil si at det fra myndighetenes side må foreligge et reelt ønske om å vurdere eksterne innspill og synspunkter. Videre må det også i praksis tas hensyn til innspill som kommer inn, for å oppnå et samfunnsmessig bedre sluttresultat. Tillit kan bare bygges gjennom åpenhet. Særlig vekt må legges på dialog med kommuner som på en eller annen måte blir berørt av at det skal bygges et nytt mellomlager. Tilsvarende oppmerksomhet må utvises i forbindelse med deponering. Både positive og negative aspekter må komme klart frem i denne kommunikasjonen.

En grundig informasjons- og samarbeidsplan bør utarbeides i tilknytning til alle aspekter av prosjektplanene. Det vil være klokt å gjøre bruk av erfarne informasjonsrådgivere både ved utarbeidelsen av planene og ved gjennomføringen av disse. Det må tenkes grundig igjennom hvilke grupperinger som vil være hovedmålgruppene for opplysning om temaet og som vil være særlig interesserte i informasjon om planer. Her kan eksempelvis nevnes lokalsamfunn, politiske myndigheter, offentlige etater inklusive helsemyndigheter og brannvesen, media, miljøorganisasjoner og skoler. Det

må tas hensyn til de spesielle forhold og følelser som kan knytte seg til radioaktivitet og lagring av radioaktivt materiale. Samtidig må informasjonen være saklig og grundig.

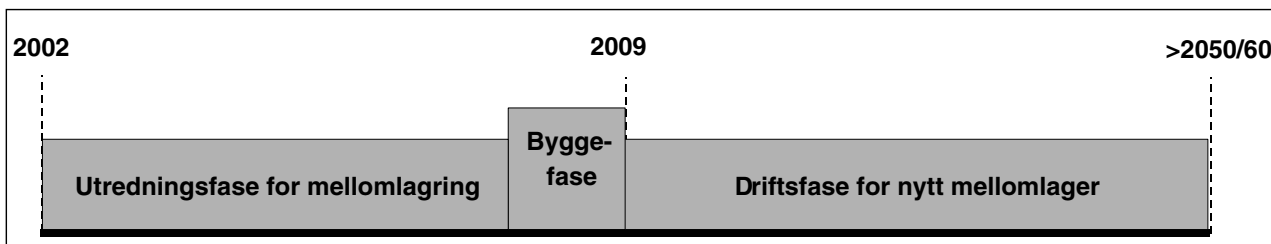
7.2 Mellomlager

7.2.1 Fremdriftsplan for mellomlagring

Utvalget anbefaler at arbeidet med å etablere et nytt mellomlager bør starte så snart som mulig etter at de nødvendige politiske vedtak er fattet. Det ligger ingen gevinst i å utsette en slik beslutning da et nytt opplegg for mellomlagring bør etableres uansett, og fordi teknologien for en løsning med lagring i en fjellhall er godt kjent og tilgjengelig. En utsettelse i tid innebærer ingen økonomisk gevinst og betyr bare at man i en lengre periode må fortsette med den nåværende oppdelte løsningen, som av flere grunner ikke vil være så god som et nytt lager.

Første steg for å etablere et nytt mellomlager bør være en fase med forprosjektering som definerer nødvendige forutsetninger, spesifikasjoner, prosjektplaner og grove kostnadsanslag. Hovedpunktene i de tekniske krav som må stilles til et mellomlager er beskrevet i kapitlene 3.3 og 4.3. Det vil innledningsvis være naturlig å holde flere alternativer til lokalisering og tekniske løsninger åpne. En slik utredning av spesifikasjoner trenger ikke å være særlig omfattende, og kan gjøres av et prosjektteam med representanter for Statsbygg, IFE og eventuelt annen faglig ekspertise. Dette forprosjektet bør kunne utføres på ett år.

Neste fase blir gjennomføringen av en teknisk planlegging og anbefaling av stedsvalg. Planleggingen kan utføres av en gruppering som består av en kjernegruppe fra forprosjekteringsfasen sammen med NGU og kvalifiserte tekniske konsulenter. Valg av forbehandling og lagringsbeholdere for det radioaktive materialet er en del av denne planleggingen, og vil i en viss grad være uavhengig av teknisk utforming av lageret og stedsvalg. Utformingen av selve fjellhallen med tilførselsveg vil derimot være avhengig av stedsvalg. Det bør derfor igangsettes en parallell prosess for å finne



Figur 7.1 Skjematisk fremstilling av fremdriftsplan for mellomlagring

frem til et egnet lagringssted. Forhold som fjellets kvalitet, sikkerhet og miljø, kostnader, transportlengde og sosial aksept er viktige elementer her. Når det gjelder det siste, så er det helt vesentlig at prosjektet gjennomføres med en stor grad av åpenhet og kommunikasjon med allmennheten såvel som med miljø- og interesseorganisasjoner. Dette temaet er også presisert i kapitlene 3.5 og 7.1. Planleggingsfasen bør munne ut i en anbefaling og spesifikasjon av teknisk løsning som kan danne grunnlaget for et politisk vedtak. Den bør kunne gjennomføres i løpet av en toårsperiode. Politisk behandling og vedtak bør kunne skje i løpet av ett år etter dette.

I tilknytning til mellomlagringsprosjekteringen kan det nevnes at IAEA tilbyr sine medlemsland vurdering av prosjekter for lagring og deponering av radioaktivt avfall. Dette vil bidra til å skape både åpenhet og tillit til prosjektet.

Selvsagt må også Statens strålevern, som har den viktige rollen som godkjennende instans, være tett involvert i dette arbeidet.

Bygging av en fjellhall for mellomlagring er ikke spesielt teknisk krevende. Byggeperioden med full ferdigstilling av tekniske installasjoner bør kunne skje på to år. Til sammenligning ble anlegget i Himdalen med 4 store lager/deponi haller og en servicehall fullført i løpet av 2 år. Det totale løpet for planlegging, godkjenning og bygging som er skissert bør kunne gjennomføres på omtrent 7 år.

Overføringen av det brukte reaktorbrenselet i Halden og på Kjeller bør starte så snart anlegget står ferdig og har fått godkjenning. Deretter kommer en driftsperiode som varer frem til fjerning og overføring av det lagrede høyaktive materialet til et deponi og endelig nedstengning av mellomlageret.

Det er av avgjørende betydning for tilliten til prosjektet blant folk at driftsfasen har et klart definert tidspunkt for avslutning og nedstengning. Dette tidspunktet er gitt ved året for endelig stenging av reaktorene i Kjeller og Halden pluss en nødvendig avkjølingsperiode. På basis av forutsetningene om at nåværende konsesjonsperiode løper ut år 2008, at mellomlagret skal stå ferdig til år 2010,

og at det deretter trengs 40 til 50 års nedkjøling, vil en nedstengning av mellomlageret kunne skje innen år 2060. På dette tidspunktet *må* en løsning for endelig deponering av reaktorbrenselet stå fullt ferdig.

7.2.2 Nødvendig utredningsarbeid for mellomlageret

Arbeidet med å finne og bestemme en egnet lokalisering for mellomlageret vil måtte baseres på en rekke utredninger. Dette utredningsarbeidet må ta utgangspunkt i at mellomlageret ikke bør plasseres for langt fra noen av de eksisterende anleggene i Halden og på Kjeller. Utvalget har satt opp noen kriterier for en slik lokalitet, se kapittel 6.2.1. I tillegg vil Statens strålevern stille krav til anleggets tekniske utforming på det aktuelle sted. Før en velger endelig lokalitet må det gjøres grundige geologiske undersøkelser på de aktuelle steder samt sammenlignende sikkerhetsanalyser.

Teknisk lagringsløsning

Parallelt med arbeidet med å finne en geologisk velegnet lokalitet må det gjennomføres utredninger over alternative tekniske løsninger. I valget av teknisk løsning må det legges spesiell vekt på at brenselet skal holdes tilnærmet 100 prosent tørt gjennom en periode på omtrent 50 år. Dette er for å sikre gode lagringsforhold for brenselet og er også tidligere omtalt i sammenheng med at den største delen av avfallet er metallisk uran. Gjennom utredningsfasen er det viktig med et nært samarbeid med IAEA som sitter på vesentlig informasjon om tekniske lagringsløsninger. I tillegg må det utredes hvordan brenselet kan transporteres og overføres fra lagrene i Halden og på Kjeller til det nye mellomlageret.

Tekniske undersøkelser av brenselet

Før de brukte brenselelementene i Halden og på Kjeller kan overføres til det nye mellomlageret bør de undersøkes for å avdekke eventuelle skader som

kan ha utviklet seg i lagringsperioden. Det er på det rene at brenselundersøkelsene i Halden og på Kjeller kan ha etterlatt noe brensel som er skadet, punktert, og/eller smeltet. Brenselet fra JEEP II, samt noe av det eldre brenselet fra Haldenreaktoren, er kapslet med aluminiumskapslinger, istedenfor de nå mer vanlige kapslingene av zircaloy. Aluminiumskapslingene korroderer lettere enn zircaloy. Før brenselet overføres til det nye mellomlageret bør det derfor gjøres undersøkelser av om det er tegn til skader på kapslingene.

Det bør også gjøres analyser for å fastslå om de tidligere kapslingene med sikkerhet vil holde seg intakte helt frem til deponeringstidspunktet. Nye undersøkelser bør sammenlignes med eldre data som IFE har for det brukte brenselet. Nøyaktig informasjonen om det bestrålte brenselet som overføres til mellomlageret må samles i en database. Denne informasjonen vil ikke bare være nødvendig for driften av det nye mellomlageret, men den vil også være avgjørende for den fremtidige planleggingen av et deponi.

Statens strålevern vil fastsette krav og retningslinjer for dette arbeidet.

Annet langlivet, radioaktivt avfall

I tillegg til det brukte reaktorbrenselet finnes det noe annet høyaktivt atomavfall, se kapittel 5.4. Det bør gjøres en vurdering av hvordan dette avfallet best mulig kan lagres på forsvarlig vis. Det må vurderes om dette avfallet bør lagres i anlegget sammen med det brukte reaktorbrenselet, eller om det frem til et endelig deponi er klart bør lagres i Himdalen. IFE bør også beregne hvor mye høyaktivt avfall som vil bli generert ved riving og dekontaminering av de nåværende nukleære anleggene. Det bør også igangsettes et arbeid for å kartlegge alle langlivede radioaktive kilder som er i bruk i industri og forskning i Norge og undersøke hvilke forpliktelser Norge har med hensyn på deponering av disse.

7.2.3 Økonomi og finansiering

Det vil selvsagt finnes en rekke kostnadselementer knyttet til fremtidig godkjent avvikling (dekommisjonering) av nukleære anlegg i Norge og til mellomlagring og endelig deponering av høyaktivt avfall. Når det gjelder det som spesifikt har med mellomlagring å gjøre vil kostnadselementene særlig være knyttet til:

- a) forprosjekt for spesifikasjoner
- b) teknisk prosjektering og stedsvalg
- c) lagerbeholdere inklusive ompakking og transport

- d) bygging av mellomlager med nødvendige tekniske installasjoner
- e) informasjonsarbeid
- f) drift av mellomlager

Det er vanskelig for utvalget å sette prislapp på dette da de tekniske løsningene og stedsvalg ikke er kjent. Dette vil bli klarere under forprosjektet. En realistisk økonomisk ramme for selve forprosjektet er 3 millioner NOK.

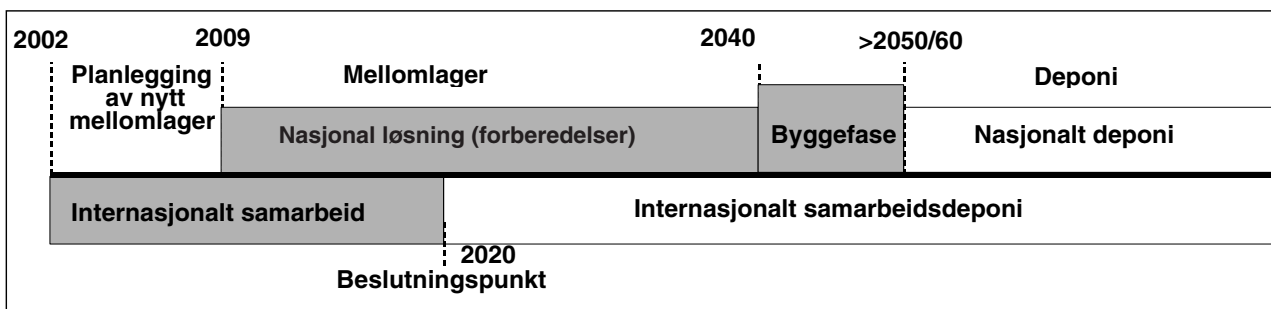
Når det gjelder de andre punktene er den mest relevante referansen prosjekteringen og byggingen av anlegget i Himdalen. Totalt kom dette, inklusivt merverdiavgift, på 71 millioner kroner. Byggekostnader og tekniske installasjoner utgjorde 46 millioner kroner, konsulenthonorarer og administrasjon 11 millioner kroner, og offentlige avgifter 13 millioner kroner. Grovt sett kan det antydes at dersom et mellomlager bygges som en tilleggshall til det eksisterende anlegget i Himdalen vil kostnadene anslagsvis beløpe seg til omtrent halvparten av totalkostnadene for Himdalenanlegget. Et fjellanlegg på et helt nytt sted med egen infrastruktur vil anslagsvis kunne koste like mye som anlegget i Himdalen.

Informasjonsarbeid er satt opp som egen post for at det ikke skal glemmes eller undervurderes. I praksis bør denne aktiviteten koordineres med postene b) og d).

Bemerk at kostnadene for godkjent avvikling (dekommisjonering) av de to forskningsreaktorene på Kjeller og i Halden er ikke satt opp som et eget punkt. Dette anses å bli en sak mellom IFE og myndighetene.

Driftsbudsjettet for Himdalen var 3.4 millioner kroner i 2001 og er 8.9 millioner kroner i 2002 (ekstraordinære tiltak). Et mellomlager knyttet til det eksisterende anlegget i Himdalen vil anslagsvis øke disse driftskostnadene med omtrent 50 %. Et separat anlegg vil lett få driftskostnader på samme nivå som anlegget i Himdalen.

Utvalget har vurdert alternative modeller for å skaffe til veie midlene som trengs for å bygge og drive et mellomlager. I de fleste kjernekraftland finansieres mellomlager og deponering fra en avgift eller kostnadselement som legges på kraften som leveres fra anleggene. En slik mulighet eksisterer ikke for de to forskningsreaktorene da den beskjedne økonomiske verdien av levert kraft fra Haldenreaktoren ikke gir et slikt finansieringsgrunnlag. Alternativt kunne man tenke seg en avgift lagt på det internasjonale forskningssamarbeidet i Halden. Her er det å bemerke at utenlandske brenselstaver som kjøres i Haldenreaktoren returneres til opprinnelseslandet og at det der-



Figur 7.2 Skjematisk fremstilling av fremdriftsplan for deponi

ved vanskelig kan tas en lagringsavgift. Videre vil størrelsen av avgifter som realistisk sett kan pålegges den fremtidige forskningsvirksomheten være helt marginal i forhold til den finansiering det her er behov for. I det alt vesentlige vil det høyaktive avfallet som skal mellomlagres være knyttet til tidligere års virksomhet. Slik sett er muligheten til avgiftsfinansiering i det vesentlige forspilt.

Videre må det understrekes at IFE gjennom sin forskningsvirksomhet ikke har økonomiske forutsetninger for å bære de store kostnadene som er knyttet til gjennomføringen av mellomlager og deponi. Det gjenstående alternativet er derfor finansiering gjennom poster på statsbudsjettet. Det er her viktig å være klar over at etableringen av IFE og virksomheten ved de forskningsreaktorene historisk sett er et resultat av politiske beslutninger fattet av Regjering og Storting. Forsvarlig lagring av bestrålt brensel samt fremtidig avvikling av denne virksomheten er derfor hovedsakelig et ansvar som påhviler våre politiske organer.

Utvalget ser det som eneste realistiske alternativ at de nødvendige midlene til bygging av et mellomlager bevilges over statsbudsjettet fordelt over projekterings- og byggefase. Samtidig bør det vurderes om brukt reaktorbrensel som leveres til mellomlagret i fremtiden skal pålegges et gebyr.

7.3 Deponi

7.3.1 Fremdriftsplan for deponering

Etableringen av et nasjonalt deponi krever en omfattende prosess for valg av teknisk løsning og sted. Utvalget anbefaler at det bør tas et valg av deponikonsept ved år 2020. Forutsatt at dette blir en nasjonal løsning må det iverksettes en rekke mer omfattende planleggingsaktiviteter. Som omtalt tidligere er stedsvalget for deponiet avhengig av mange faktorer, blant annet geologi, hydrologi, sikkerhet og samfunnsaksept. Det er på bakgrunn av erfaringene fra Sverige og fra Himdalen grunn til å tro

at det vil ta mer enn 20 år fra en starter en lokaliseringssprosess til et deponi kan stå ferdig. Før selve lokaliseringssdebatten kan starte må de forskjellige alternativene utredes. Det må bygges opp tilstrekkelig norsk kompetanse, og som nevnt tidligere gjøres dette best i tilknytning til deltagelse i internasjonale samarbeidsprosjekter. Det må utføres regionale undersøkelser for å finne frem til aktuelle steder for et deponi. Deretter må det utføres detaljerte undersøkelser ved de forskjellige alternative stedene, blant annet med boring av testhull med liten diameter. De detaljerte undersøkelsene bør være avsluttet i 2030 slik at byggefasen kan starte i perioden mellom 2040 og 2050.

Dersom det, mot formodning, skulle åpne seg en mulighet for en internasjonal samarbeidsløsning for deponi som det ligger til rette for Norge å delta i, vil situasjonen bli en annen. Dette vil innebære et annet løp fra år 2020. I dette inngår utredning av alternative tekniske løsninger, valg av vertsland og lokalitet, rettslige avklaringer osv. Et slikt prosjekt vil trolig ta lengere tid enn en ren nasjonal deponiløsning.

7.3.2 Nødvendig utredningsarbeid for deponi

Arbeidet med å finne en endelig deponiløsning og lokalisering for denne innebærer en lang og krevende prosess. Planleggingen av deponiet vil stille store krav til den organisasjonen som skal stå for koordinering av forsknings-, utrednings og informasjonsarbeidet som kreves. Forsknings- og utviklingsprogrammet kan gjennomføres over en periode på anslagsvis 10 år med en årlig ramme på antydningssvis 6 til 10 millioner kroner.

Som beskrevet i kapittel 4.3 finnes det allerede nå tilgjengelig teknologi for deponering av brukt reaktorbrensel. En viktig oppgave vil derfor være å finne den løsningen som passer best for norske forhold med relativt små mengder høyaktivt avfall. Utvalget har vurdert flere deponiløsninger og mener en borehullsløsning vil kunne være

praktisk gjennomførbar i Norge. Dette er derfor en av løsningene utvalget anbefaler at det arbeides videre med. Men før et endelig valg av teknisk løsning kan tas må flere sammenlignende studier utføres.

I tillegg til at det må velges en teknisk deponiløsning må det utredes hvordan avfallet skal pakkes inn, og fastlegges hvilke fysiske barrierer som skal hindre de radioaktive stoffene i å trenge ut til grunnen. Ved valg av lokalisering av et endelig deponi vil viktige kriterier være berggrunnens stabilitet, sprekker i fjellet og grunnvannsstrømninger på de aktuelle lokalitetene. Utvalget anbefaler at Norge knytter seg til det svenske Äspö-samarbeidet, som ledes av Svensk Kärnbränslehandtering AB (SKB). Gjennom dette samarbeidet vil organisasjonen som skal planlegge deponiet kunne hente verdifull teknologi og informasjon. I tillegg er det viktig å føre en kontinuerlig dialog med IAEA, som sitter på verdifull kompetanse og oversikt over det som finnes av deponeringsplaner.

Når den tekniske løsningen endelig er valgt må det utredes hvordan avfallet kan transporteres på mest mulig forsvarlig vis fra mellomlageret til deponiet. Utvalget mener transportavstander vil ha mindre betydning ved lokalisering av et deponi enn ved plassering av et mellomlager. Dette skyldes at valget av en best mulig geologisk plassering har større betydning i et 100.000 års perspektiv for deponiet enn i et 40 til 60 års perspektiv som gjelder for mellomlageret.

Det vil trolig være vanskeligere å få støtte i de lokalsamfunn som berøres av lokalisering av et deponi, enn tilfellet vil være for plasseringen av et mellomlager. I en slik sammenheng er det derfor svært viktig at man tar seg nødvendig tid til å diskutere og å skape forståelse for de strategiske sammenhenger i dialogen med de aktuelle kommunene, og at det opereres med full åpenhet i alle steg av prosessen.

I Sverige har en valgt å følge frivillighetsprinsippet. Det betyr at de aktuelle kommunene har muligheten til å trekke seg ut av deponiprosessen på et hvilket som helst tidspunkt. Prinsippet stiller betydelige krav til ansvarlighet hos de aktuelle vertskommunene som berøres av forundersøkelsene. Dette innebærer samtidig store krav til utbygger, som må gå frem med nødvendig respekt overfor de berørte lokalsamfunnene. Siden forstudiekommunene vet at de vil ha anledning til å forlate prosjektet, blir det trolig lettere for dem å akseptere de enkelte steg som blir tatt. Samtidig vil de nasjonale forpliktelsene bli tydeligere etterhvert som flere kommuner faller fra etter eget ønske eller av tekniske årsaker. Ved at kommunene selv blir aktive

deltakere i prosessen sikres de også innflytelse og innsyn i beslutningene som tas, noe som er svært viktig for å bygge tillit til prosjektet.

7.3.3 Økonomi og finansiering

Som omtalt flere steder foran ligger en endelig deponiløsning nær 60 år frem i tid. I denne perioden vil det foregå en rekke aktiviteter for utvikling av nødvendig kompetanse og tilrettelegging av en teknisk løsning. Som nevnt dreier dette seg om enten et fjellhall eller borehullsløsning i Norge eller en internasjonal samarbeidsløsning. Finansiering av kompetanseutvikling, forskning og utvikling, og internasjonalt samarbeid vil kreves for hele denne perioden. Utvalget understreker at dette er en nødvendige *investering* for å sikre at vi finner frem til en best mulig deponiløsning både når det gjelder sikkerhet, økonomi og samfunnsaksept.

Ut ifra en etisk grunnholdning er det "vår generasjon" som skal bære alle kostnadene ved mellomlagring og deponi av brukt reaktorbrensel. Dette vil i såfall innebære at det bygges opp fond i løpet av perioden frem til at reaktorene på Kjeller og i Halden er nedlagt for å dekke kostnadene ved et deponi. Siden vi ikke kjenner de tekniske løsningene, vet vi ikke nå hvor store midler som vil kreves. Det betviles også at det er hensiktsmessig å bygge opp et "deponifond" med egen administrasjon, som kommer i tillegg til andre fond som Staten administrerer. Det kan videre argumenteres for at penger som avsettes i et øremerket fond uansett kommer som en "fradragspost" i forhold til de mer frie verdier vår generasjon overleverer til fremtidige generasjoner. Utvalgets anbefaler at hensiktsmessigheten av et eget deponifond vurderes sett i forhold til at det i stedet foretas løpende disposisjoner over statsbudsjettet eller at det benyttes andre fondsreserver når midlene trengs i årene som kommer.

7.4 Planleggings- og driftsorganisasjon for mellomlager og for deponi

Utvalgets strategi er delt i to hoveddeler, nemlig etablering av et mellomlager innen 10 år og etablering av et deponi innen 60 år. I hele perioden fra oppstart er det behov for en planleggings-, oppfølgings- og driftsorganisasjon. I utgangspunktet trengs det én organisasjon som kan etablere og drive det fremtidige mellomlageret, og én organisasjon som kan samordne det omfattende arbeidet med å planlegge, bygge og overvåke et fremti-

dig deponi. I denne sammenhengen vil trolig etableringen og driften av mellomlageret vise seg å være den enkleste oppgaven. Her vil ansvaret utelukkende være knyttet til utvikling og drift av et anlegg innenfor det gjeldende regelverk, og i tråd med etablerte helse- og miløssikkerhetsmessige standarder. Erfaringene med lager og deponi for lav- og mellomaktivt avfall i Himdalen kan legges til grunn for dette arbeidet.

En langt større utfordring er alt arbeidet som påligger den organisasjonen som skal planlegge og tilrettelegge for et fremtidig deponi. Denne organisasjonen bør få ansvar for:

- å følge opp Norges deltagelse i den nasjonale og internasjonale forskningen som skjer på området
- å følge med i IAEAs utrednings- og koordineringsarbeid rettet mot multinasjonale samarbeidsløsninger
- å medvirke til oppbygging av en nasjonal kompetanse på deponering
- å igangsette relevante geologiske undersøkelser
- å kommunisere med involverte parter og allmennheten
- å informere befolkningen om veivalg og fremgangen i deponeringsarbeidet
- å utforme anbefalinger til myndighetene om teknisk og lokaliseringssmessig valg av deponi innen 2040

Det er et viktig premiss for valg av driftsorganisasjon at denne oppnår tilstrekkelig legitimitet og tillit hos myndighetene, hos befolkningen og hos institusjoner som det skal samarbeides med. Dette krever at driftsorganisasjonen rår over erfaring og praktisk kunnskap i håndtering av brukt reaktorbrensel. Utvalget ser store fordeler i at den organisasjonen som får ansvar for å drive mellomlageret også får ansvaret med å planlegge og implementere strategien for et endelig deponi. Dette forutsetter selvsagt at organisasjonen som har ansvaret for mellomlageret viser at den fungerer godt i praksis og igjennom dette også kvalifiserer seg til deponioppbyggingen.

En kan i hovedsak tenke seg følgende modeller for en slik drifts- og planleggingsorganisasjon:

- a) oppgaven legges til IFE
- b) det opprettes en uavhengig drifts- og planleggingsorganisasjon

I prinsippet kan det også være et alternativ å be Statsbygg om å påta seg disse planleggings- og driftsoppgavene. Men kravet til spesialkompetanse knyttet til håndtering og lagring av radioaktivt bren-

sel og kunnskap om internasjonalt samarbeid på dette feltet gjør at utvalget ikke vil anbefale en slik løsning.

Anlegget i Himdalen eies i dag av Statsbygg, men drives av IFE. I Sverige er det et eget selskap, Statens Kärnbränslehandtering AB (SKB), som har ansvaret for å ta hånd om det radioaktive avfallet. Dette selskapet er eid og finansiert av kraftselskapene på bakgrunn av at det er forurensereens plikt å ta seg av avfallet fra virksomheten. Nukleæraktivitet i Norge har bare i liten grad hatt kommersiell betydning, og det har ikke vært noen avgift på produksjonen av energi. Som det er presisert tidligere er virksomhetene på Kjeller og i Halden et resultat av politiske beslutninger på øverste nivå. Staten må derfor ta ansvaret for avfallet som er produsert. Det betyr at Staten også bør eie og stå for organisasjonen som skal drifte mellomlageret og planlegge et fremtidig deponi.

I dag er utvilsomt IFE den organisasjonen i landet som har mest kompetanse knyttet til lagring og deponering radioaktivt materiale. Det er likevel en forskjell mellom det å være et forskningsinstitutt og det å forvalte og drive lager og deponi. I tillegg er tidshorizonten her så lang at IFE som forskningsinstitutt i prinsippet vil kunne inneha en helt annen faglig profil i fremtiden enn den de har i dag. Utvalget mener derfor at oppgavene helt spesielle karakter innebærer at en plassering av ansvaret i forskningsinstituttet IFE ikke vil være den beste løsningen.

Utvalget anbefaler at det etableres en ny juridisk enhet med ansvar for å planlegge- og å implementere et fremtidig deponi. Av hensyn til samdriftsfordelene anbefaler utvalget at denne organisasjonen også overtar eier- og driftsansvaret for et nytt mellomlager og for Himdalenanlegget. Det er fornuftig å samkjøre disse oppgavene, slik at organisasjonen kan opparbeide den praktiske kunnskapen som er nødvendig og kan koordinere ressursene på en mest mulig hensiktsmessig måte. Det synes også å være klare økonomiske fordeler ved en slik løsning.

I samsvar med dette forslår utvalget at det dannes et statlig aksjeselskap som tillegges ansvaret for bygging og drift av et nytt mellomlager for høyaktivt avfall, drift av anlegget i Himdalen og planlegging av en fremtidig deponiløsning. I tillegg vil selvsagt denne organisasjonen ha det helhetlige ansvaret for sikkerhet og samfunnskommunikasjon.

Den nye organisasjonen bør være liten, og den forutsettes å kunne trekke veksler på den ekspertise og erfaring som finnes i de etablerte organisasjonene, hvorav IFE er den mest sentrale. Et slikt

nært samarbeid vil være avgjørende for å oppnå en hensiktsmessig ressursbruk og struktur.

For ikke å komme i konflikt med tilsynsrollene som Helse- og sosialdepartementet og som Miljøverndepartementet har, foreslår utvalget at aksje-

selskapet bør ligge under Nærings- og handelsdepartementet. Dette departementet er generalforsamling for en rekke statsaksjeselskaper og har de profesjonelle forutsetningene for å ivareta en slik oppgave.

Kapittel 8

Oversikt over den anbefalte strategien

En oppsummerende beskrivelse av utvalgets reson-
nementer og anbefalinger er gitt i sammendraget
foran utredningen og blir ikke gjentatt her. I det føl-
gende vises hovedelementene i utvalgets strategi

i tabellform med angitte planbehov, milepæler og
henvisning til kapitler hvor de enkelte tiltakene er
omtalt.

Tabell 8.1

	Tiltak	Når	Kapittel- referanse
Strategi	Vedta hovedprinsipper for strategi på basis av utred- ningen	2002	7.2.1
Mellom- lager	Gjennomføring av forprosjektering	2003	7.2.1
	Teknisk planlegging og utredning av lokalisering	2004-2005	7.2.1 og 7.2.2
	Utrede og tilrettelegge for eventuell omdanning og kapsling av bestrålt brensel	2004-2005	7.2.2
	Vedtak om bygging av mellomlager	2006	7.2.1
	Bygging av mellomlager	2007-2008	7.2.1
	Kondisjonering, kapsling og plassering av det første bestrålte brensel	2009-2010	
	Drift av mellomlager	2010 til omtrent 40 til 50 år etter at reaktorene er nedstengt	7.2.3 og 7.4
	Nedstengning av mellomlager	40 til 50 år etter at reaktorene er nedstengt og deponiet står klart.	7.2.1
	Informasjons og kommunikasjonsarbeid	Fortløpende med sær- lig vekt på tidlig fase	3.5 og 7.1
Deponi	Etablere internasjonalt teknologisamarbeid	Snarest mulig, bygge på eksisterende sam- arbeid	6.3.3 og 7.4
	Initiere forsknings- og utviklingsprogram på bore- hullsteknologi og andre metoder for deponering av små mengder atomavfall	Prosjektplan utredes innen 5 år	6.3.3 og 7.3.2
	Valg av hovedretning for deponikonsept	Ca år 2020	6.1.2 og 6.3.2
	Planlegging av deponi inklusive geologiske under- søkelser	2020 til 2040	7.3.2 og 7.4
	Bygging av deponi	2040 til 2050	7.3.1 og 7.4
	Ferdigstilling av deponi og deponering av høyaktivt materiale	2050 til 2060	7.3.1 og 7.4
	Ytre miljøovervåkning	Fra deponiet er i funksjon	6.3

Kapittel 9

Referanser

- Bjerke S., 2001, Regjeringens holdning til repressering av atomavfall og eventuell anvendelse av denne løsningen for brukt reaktorbrensel fra Norge, brev til Berganutvalget datert 6 mars 2001, Det kongelige Miljøverndepartement, Oslo, Norge.
- Bonne A., Raynal M., Dyck P. & Won Han K., 1999, Factors of consideration for multinational approaches in spent fuel storage and radioactive waste disposal, ENS – TOPSEAL Konferansen, 10 – 14 oktober 1999, Antwerpen, Belgia.
- Eriksen D. Ø., Andresen B. & Christensen G. C., 2000, Plan for solidifisering av uran fra gjenværende løsninger etter uranrenseanlegget, Institutt for energiteknikk, 20 desember 2000, Kjeller, Norge.
- Harg K. (Hargutvalget), 2000, Evaluation of the OECD Halden Reactor Project and the Institute for Energy Technology Halden activities, rapport til Norges Forskningsråd fra evalueringskomiteen, desember 2000.
- Henriksen, T., Ingebretsen, F., Storruste, A., Strand, T., Svendby, T., og Wethe, P., 1995, Stråling og Helse, Fysisk Institutt, Universitetet i Oslo.
- Hornkjøl S., 2001, Bistand til Berganutvalgets arbeid, Statens Strålevern, Østerås, Norge
- House of Lords, 1999, Management of Nuclear Waste, by the Select Committee appointed to consider Science and Technology, Third report, 10 March 1999, London, UK.
- IAEA, 1991, Guidebook on Spent Fuel Storage, 2nd edition, Technical reports series no. 240, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria
- IAEA, 1993, The Safety of Nuclear Installations, Safety series No. 110, IAEA RADWASS programme, Vienna, Austria
- IAEA, 1995, Establishing a National System for Radioactive Waste Management, Safety series No. 111-S-1, IAEA RADWASS programme, Vienna, Austria
- IAEA, 1995 b, Operation, Experience and Trends in Spent Nuclear Fuel Management, Technical Report Series No. 378, Vienna, Austria
- IAEA, 1997, Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management.
- IAEA, 1998, Technical, institutional and economic factors important for developing a multinational radioactive waste repository, IAEA-TECDOC-1021, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- ICRP, 1990, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP, Vol. 21, No. 1 to 3, Pergamon Press, Oxford, UK
- ICRP, 1997, Radiological protection policy for the disposal of radioactive waste, annals of the ICRP, ICRP publication 77, Pergamon Press, Oxford, UK
- IFE, 2000, Beregning av isotopinnholdet i brukt/bestrålt brensel fra JEEP II og HBWR, REAK2000/68, 11 desember 2000, Oslo, Norge.
- Mærli M.B., 1999, Atomterrorisme, Norsk Utenrikspolitisk Institutt, Oslo, Norge
- Njølstad O., 1999, Strålende forskning – Institutt for energiteknikk 1948 – 1998, Tano Aschehoug, Oslo, Norge.
- NOU, 1978, Kjernekraft og sikkerhet, Norges Offentlige Utredninger, NOU 1978: 35a, Oslo, Norge.
- NOU, 1991, Deponi for norsk lav- og middelaktivt atomavfall, Norges Offentlige Utredninger, NOU 1991: 9, Oslo, Norge.
- OECD/NEA, 1994, Environmental and ethical aspects of long-lived radioactive waste disposal, proceedings of an International Workshop organised by the Nuclear Energy Agency in co-operation with the Environment Directorate, Paris, 1-2 September 1994.
- OECD/NEA, 1995, The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes. A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency.
- OECD/NEA, 2000, Radiological Impacts of Spent Nuclear Fuel Management Options – a comparative study, mai 2000.
- Posiva, 1999, The final disposal facility for spent

- nuclear fuel, Environmental impact assessment report, Posiva Oy, Helsinki, Finland.
- POST, 1997, Radioactive waste – where next?, Parliamentary Office of Science and technology, London, UK.
- Sjöberg L. & Sjöberg B-M., 1997, Physical and Managed Risk of Nuclear Waste, Health, Safety & Environment, vol. 115, ss. 115 – 122.
- SKB, 1997, Fakta om använt kärnbränsle, Informationsbrosjyre fra Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, Sverige.
- SKB, 1998, Program för forskning, utveckling och demonstration, Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), Stockholm, Sverige
- SKB, 1999, Året som gick, Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), Stockholm, Sverige
- SOU, 1999, Slutförvaring av kärnavfall – Kommunerna och platsvasprocessen, Nationelle samordnaren på kärnavfallsområdet, SOU 1999:45, Sverige.
-

Vedlegg 1**Viktige begreper**

Begrep:	Forklaring:
α -stråling	En alfapartikkel er en positivt ladet heliumkjerne som sendes ut av en atomkjerne. Den består av 2 protoner og 2 nøytroner. α -partikler forekommer spesielt ved desintegrasjon av radioaktive, tunge atomkjerner. Utsendelse av en α -partikkel resulterer i en kjerneomvandling.
β -stråling	Betastråling er et negativt eller positivt ladet elektron som sendes ut av atomkjernen. Slik stråling forekommer ved desintegrasjon av nær alle typer radioaktive atomkjerner. Utsendelse av en β -partikkel resulterer i en kjerneomvandling.
γ -stråling	Gammastråling er elektromagnetisk stråling med høy energi. Gammastråling har stor gjennomtrengningsevne. Utsendelse av bare γ -stråling fra en atomkjerne resulterer ikke i en kjerneomvandling.
Neutronstråling	Enkelte kjerner sender ut neutroner i forbindelse med sitt decay. Siden disse er uladete blir de ikke bremsset av elektromagnetiske krefter, og de har derfor ganske stor gjennomtrengelighet i de fleste materialer.
Aktivitet	Aktiviteten til et radioaktivt stoff sier bare hvor mange atomkjerner som vil desintegrere per tidsenhet. Enheten Bq innebærer at én atomkjerne desintegrerer per sekund.
Aktivitetskonsentrasjon	Aktivitet per masseenhet eller volumenhet. Enhet Bq/kg eller Bq/m ³ .
Anrikning	Endring av isotopsammensetningen i et stoff ved å øke andelen av én eller flere isotoper. I reaktorbrensel økes U-235 fra 0,7% til 3,5% og høyere.
Atom	Et atom består av en kjerne av positivt ladede protoner og nøytrale nøytroner, omgitt av en sky av negativt ladede elektroner. Dersom antall protoner og elektroner er likt er atomet elektrisk nøytralt. Dersom antall protoner og elektroner er forskjellig er atomet elektrisk ladet og kalles da et ion. Ioniserende stråling har sitt navn pga sin evne til å omdanne atomer til ioner. Et stoffs kjemiske egenskaper bestemmes av elektronene, mens de nukleære egenskapene bestemmes av atomkjernen. Elektronene bærer kun cirka 0,5 promille av atomets vekt. Sammensetning av flere atomer kalles molekyl. Også molekyler kan ioniseres ved at de mister ett eller flere elektroner.
Bentonitt	Leirmineral som dannes gjennom omvandling av vulkansk aske. Bentonitt sveller ved opptak av vann, og fungerer som ionebytter. Bentonitt brukes som buffermateriale ved deponier for radioaktivt avfall.
Bq	Becquerel. Enhet for radioaktivitet. 1 Bq = 1 desintegrasjon/s. Curie (Ci) er en gammel enhet for aktivitet, 1 Ci = 3,7·10 ¹⁰ Bq.
Desintegrasjon	Prosessen ved at en ustabil atomkjerne frigjør overskuddsenergi ved å sende ut α -, β -, γ eller nøytronstråling.

Begrep:	Forklaring:
Fisjon	Spalting av en atomkjerne i to atomkjerener. De to nye atomkjernene kalles fisjonsprodukter. Spaltingen skjer ved nøytronabsorpsjon i tunge kjerner, og resultatet av fisjonen er to radioaktive kjerner, to eller tre frie nøytroner og kinetisk energi.
Ion	Et ion er et atom eller et molekyl som enten har mistet ett eller flere elektroner eller har fått ett eller flere elektroner for mye i forhold til antallet protoner i atomkjernene. Ionet er dermed ikke elektrisk nøytralt, men er ladet enten positivt eller negativt.
Isotoper av samme grunnstoff	Atomkjerener med samme antall protoner, men forskjellig antall nøytroner. Samme grunnstoff kan ha både stabile (dvs ikke-radioaktive) og radioaktive isotoper.
Kondisjonering	Behandling og innkapsling av avfallet
n	Et nøytron er en nøytral kjernepartikkel. Nøytronstråling ioniserer hovedsakelig ved at den slår atomkjerener ut av atomene eller ved at kjernene spaltes (fisjoneres).
Nuklide	Atomkjerne. Sammensatt av protoner og nøytroner.
p	Et proton er en positivt ladet kjernepartikkel. Det er antallet av protoner som bestemmer hvilket grunnstoff det er.
Pu	Grunnstoffet plutonium. Plutoniumisotopene Pu-239 og Pu-241 kan fisjonere i en reaktor.
Radioaktivitet	Dette er en egenskap ved ustabile atomkjerener ved at de kan desintegrere spontant med utsendelse av stråling.
$T_{1/2}$ (halveringstid)	Den tid det tar for halvparten av atomkjernene i et radioaktivt stoff å desintegrere. For hver halveringstid halveres derfor det antallet atomkjerener som ennå ikke har desintegrert. Etter én halveringstid er radioaktiviteten halvert, etter to halveringstider er en fjerdedel tilbake og så videre. Enhet: sekund (s), h (time), y (år)
Th	Grunnstoffet thorium. Thoriumisotopen Th-232 kan fange inn et nøytron i en reaktor og dermed omformes til U-233, som kan fisjonere.
Transuraner	Grunnstoffer med atomnummer større enn 92 (uran). Av disse eksisterer kun Neptunium og Plutonium naturlig. Pr. 1999 var det påvist 23 transuranelementer.
U	Grunnstoffet uran som består av en rekke radioaktive isotoper. Uran er naturlig forekommende og utgjør ca to milliondeler av jordskorpen. Uranisotopene U-233 og U-235 kan fisjonere i en reaktor.
Utbrenning	Mengde varme produsert av reaktoren per tonn uran (MWd/tonn uran)

Strålingsbegreper:

Dose	Absorbert strålingsenergi per masseenhet. Enheten er Gy.
Doseekvivalent	Et mål for den skaden en dose gjør i vev eller et organ. Enhet Sv.
Gy	Gray. Enhet for dose. Denne er definert ut fra en rent fysisk betraktning. Ifølge definisjonen skal 1 Gy tilsvare 1 Joule strålingsenergi absorbert pr. kg bestrålt materiale.
Ioniserende stråling	Stråling som har nok energi til å kunne slå elektroner ut av atomene. Strålingen kan dermed produsere ione-par langs bevegelsesbanen og har fått sitt navn pga dette.
Sv, mSv	Sievert, milliSievert. Enhet for doseekvivalent. Sievert er altså også en doseenhet, men i motsetning til Gy er ikke denne definert bare ut fra energi absorbert pr. kg bestrålt materiale. Her tas det hensyn til hvilken biologisk virkning den aktuelle stråletypen har. For γ -stråling blir verdien i Sv og Gy stort sett like. For α -stråling derimot, regner man at effekten av 1 Gy er omtrent 20 ganger større enn effekten av 1 Gy γ -stråling. Som en tommelfingerregel blir derfor verdien målt i Sv ca 20 ganger større enn verdien målt i Gy for α -stråling.

Generelt om avfallstyper:

Det eksisterer ingen entydig internasjonalt godtatt definisjon av avfallskategorier, men en grov kategorisering kan være:

Exempt waste	Avfall med så lav spesifikk aktivitet at det er unntatt myndighetskontroll.
LLW [Low Level Waste] (lavaktivt avfall)	Avfallet krever normalt ikke skjerming eller kjøling, men det må sikres slik at radioaktivitet ikke frigjøres.
ILW eller MLW [Intermediate Level Waste eller Medium Level Waste] (middels aktivt avfall)	Avfallet krever skjerming, men ikke kjøling. Vanligvis inneholder dette avfallet ikke isotoper med lengre halveringstid enn 30 år.
HLW [High Level Waste] (høyaktivt avfall)	Avfallet krever skjerming og kjøling. Brukt reaktorbrensel faller som regel innenfor dette begrepet. HLW inneholder normalt også isotoper med langt halvliv.
Undergrupper	Innenfor hver gruppe kan det i en del land være undergrupper, som for eksempel langlivet middels aktivt avfall (ILW-LL) og kortlivet lavaktivt avfall (LLW-SL).

Vedlegg 2**Internasjonale krav og målsetninger****IAEA**

Det internasjonale atomenergibyrået IAEA i Wien har i sitt dokument Safety Fundamentals, Safety Series No.110 «The Safety of Nuclear Installations»,

1993, satt følgende overordnede mål for sikkerhet. Målene kan også til en viss grad gjelde for installasjoner som fungerer som lagre for radioaktive stoffer eller som deponier:

*Original engelsk tekst**General Nuclear Safety Objective:*

To protect individuals, society and the environment from harm by establishing and maintaining in nuclear installations effective defence against radiological hazards.

Radiological Protection Objective:

To ensure that in all operational states radiation exposure within the installation or due to any planned release of radioactive material from the installation is kept below prescribed limits and as low as reasonable achievable, and to ensure mitigation of the radiological consequences of any accident.

Technical Safety Objective:

To take all reasonable practicable measures to prevent accidents in nuclear installations and to mitigate their consequences should they occur; to ensure that with a high level of confidence that, for all possible accidents taken into account in the design of the installation, including those of very low probability, any radiological consequences would be minor and below prescribed limits; and to ensure that the likelihood of accidents with serious radiological consequences is extremely low.

*Utvalgets oversettelse**Generelt mål for nukleær sikkerhet:*

Å beskytte individ, samfunn og miljø mot skade ved å etablere og vedlikeholde et effektivt forsvar mot radiologiske risikoer i nukleære installasjoner.

Mål for strålevern:

Å sikre at strålingseksposeringen under alle driftsforhold, det være seg innenfor installasjonen, eller på grunn av planlagt utslipp av radioaktive materialer fra installasjonen holdes innenfor gitte grenseverdier og så lavt som rimelig mulig, samt sikre best mulig forebygging mot de radiologiske konsekvenser av eventuelle uhell og ulykker.

Mål for teknisk sikkerhet:

Å iverksette alle rimelig praktisk mulige tiltak for å hindre uhell og ulykker i nukleære installasjoner samt redusere konsekvensene dersom de skulle oppstå. Å påse at man ved konstruksjonen av anlegget, med stor grad av sikkerhet, har tatt med i vurderingen alle tenkelige ulykker, inkludert de med selv den minste sannsynlighet, slik at de radiologiske konsekvensene ville bli minimale, og innenfor foreskrevne grenser. Å sikre at sannsynligheten for ulykker med alvorlige radiologiske konsekvenser er ekstremt liten.

I Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, 1997, heter det under MÅL:

<i>Original engelsk tekst</i>	<i>Utvalgets oversettelse</i>
<i>Objectives:</i> The objectives of this Convention are: (i) ... (ii) to ensure that during all stages of spent fuel and radioactive waste management there are effective defences against potential hazards so that individuals, society and the environment are protected from harmful effects of ionizing radiation, now and in the future, in such a way that the needs and aspirations of the present generation are met without compromising the ability of future generations to meet their needs and aspirations.	<i>Hovedmålsetninger:</i> Målsettingen for denne konvensjonen er: (i) ... (ii) å sikre at det i alle trinn i håndteringsprosessen for brukt brensel og radioaktivt avfall finnes effektive forsvar mot potensielle farer slik at individ, samfunn og miljøet er beskyttet mot skadelige effekter av ioniserende stråling, nå og i fremtiden, og på en slik måte at nålevende generasjons behov og målsetninger kan nås uten å sette i fare de muligheter fremtidige generasjoner har for å nå sine behov og målsetninger.

Denne konvensjonen er underskrevet av en rekke land, men har ennå ikke trådt i kraft.

I IAEA Safety Standards, Safety Series No.111-S-1 «Establishing a National System for

Radioactive Waste Management», 1995, er det satt ned mål og prinsipper for arbeid med radioaktivt avfall:

<i>Original engelsk tekst</i>	<i>Utvalgets oversettelse</i>
The objective of radiation waste management is to deal with radioactive waste in a manner that protects human health and the environment now and in the future without imposing undue burdens on future generations.	Hovedmålet med alle administrative og operasjonelle aktiviteter som involverer arbeid og håndtering av radioaktivt avfall er at avfallet behandles på en slik måte at menneskers helse og miljøet nå og i fremtiden er beskyttet uten at utilbørlige byrder legges på fremtidige generasjoner.

For å tilfredsstille dette målet er følgende 9 prinsipper internasjonalt akseptert:

<i>Prinsipp</i>	<i>Original engelsk tekst</i>	<i>Utvalgets oversettelse</i>
1	<i>Protection of human health</i> Radioactive waste shall be managed in such a way as to secure an acceptable level of protection for human health	<i>Beskyttelse av menneskers helse</i> Radioaktivt avfall skal taes hånd om på en slik måte at det sikrer et akseptabelt nivå av beskyttelse for menneskelig helse.
2	<i>Protection of the environment</i> Radioactive waste shall be managed in such a way as to provide an acceptable level of protection of the environment.	<i>Beskyttelse av miljøet</i> Radioaktivt avfall skal taes hånd om på en slik måte at miljøet er tilstrekkelig beskyttet.
3	<i>Protection beyond national borders</i> Radioactive waste shall be managed in such a way as to assure that possible effects on human health and the environment beyond national borders will be taken into account.	<i>Beskyttelse utover nasjonale landegrenser</i> Radioaktivt avfall skal taes hånd om på en slik måte at mulige effekter for menneskers helse og miljøet utover landegrenser er inkludert i vurderingene.
4	<i>Protection of future generations</i> Radioactive waste shall be managed in such a way that predicted impacts on the health of future generations will not be greater than relevant levels of impact that are acceptable today.	<i>Beskyttelse av kommende generasjoner</i> Radioaktivt avfall skal taes hånd om slik at antatt innvirkning på kommende generasjoners helse ikke skal være større enn relevante nivåer av innvirkning som er akseptable i dag.
5	<i>Burdens of future generations</i> Radioactive waste shall be managed in such a way that will not impose undue burdens on future generations.	<i>Byrder på fremtidige generasjoner</i> Radioaktivt avfall skal taes hånd om slik at det ikke legges utilbørlige byrder på fremtidige generasjoner.
6	<i>National legal framework</i> Radioactive waste shall be managed within an appropriate national legal framework including clear allocation of responsibilities and provision for independent regulatory functions.	<i>Nasjonalt rammeverk av lover</i> Radioaktivt avfall skal taes hånd om innenfor et hensiktsmessig nasjonalt rammeverk av lover som inkluderer klare ansvarsfordelinger og etablering av uavhengige myndighetsfunksjoner.
7	<i>Control of radiation waste generation</i> Generation of radiation waste shall be kept to the minimum practicable.	<i>Kontroll av produksjon av radioaktivt avfall</i> Det skal produseres så lite radioaktivt avfall som praktisk mulig.
8	<i>Radioactive waste generation and management interdependencies</i> Interdependencies among all steps in radioactive waste generation and management shall be appropriately taken into account.	<i>Sammenheng mellom produksjon og håndtering av radioaktivt avfall</i> Sammenhengen mellom alle ledd i produksjon og håndtering av radioaktivt avfall må tas hensyn til.
9	<i>Safety of facilities</i> The safety of facilities for radioactive waste management shall be appropriately assured during their lifetime.	<i>Anleggenes sikkerhet</i> Sikkerheten til anlegg for håndtering og ivaretagelse av radioaktivt avfall skal være tilstrekkelig ivaretatt i anleggenes totale levetid.

ICRP

I ICRP *Publication 77*, 'Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste' fra 1997, uttaler ICRP at deponering av radioaktive stoffer i de fleste tilfelle er planlagt og under kontroll. Den er da en del av et tiltak (eng.: practice)

og vil falle inn under ICRPs system av beskyttelse i forbindelse med tiltak (system of protection for practices), som kan oppsummeres i følgende prinsipper:

*Original engelsk tekst**Utvalgets oversettelse**Justification of a practice:*

No practice involving exposures to radiation should be adopted unless it produces at least sufficient benefit to the exposed individuals or to society to offset the radiation detriment it causes.

Rettferdiggjøring av praksis:

Intet tiltak som involverer strålingseksponering bør innføres med mindre det har så stor verdi for den eksponerte personen eller samfunnet at dette oppveier de negative virkningene strålingen forårsaker.

The optimisation of protection:

In relation to any particular source of radiation within a practice, all reasonable steps should be taken to adjust the protection so as to maximise the net benefit, economic and social factors being taken into account.

Optimalisering av beskyttelse:

For enhver strålekilde som brukes i forbindelse med et tiltak, skal alle rimelige hensyn taes for å tilpasse beskyttelsen slik at nytteverdien maksimeres, når økonomiske og sosiale faktorer er tatt hensyn til.

The application of individual dose:

A limit should be applied to the dose (other than from medical exposures) received by any individual as the result of all the practices to which he is exposed.

Bruken av individdose:

Det bør settes en grense for tillatt mottatt dose (unntatt for medisinsk eksponering) for enhver enkeltperson, som et resultat av alle aktiviteter han er eksponert for.

Vedlegg 3

Status for lagring og deponering av høyaktivt avfall i andre land

Denne oversikten viser situasjonen i et utvalg av land som har reaktorer. Oversikten er delt inn i land som har kommersielle kjernekraftreaktorer og land som kun har kun forskningsreaktorer¹⁾.

Land med kjernekraft

Sverige

I Sverige finnes det i dag 11 kjernekraftreaktorer med en total brutto kapasitet på 9811 MW. I 1999 stod disse reaktorene for 46,8 % av den svenske el-produksjonen. Den svenske riksdagen har besluttet at de svenske reaktorene skal legges ned før år 2010, og til nå er en reaktor, Barsebäck 1, stengt. Den nødvendige kapasiteten til et deponi for svensk høyaktivt avfall er beregnet til å ca. 30.000 tonn. Av dette vil ca 8000 tonn være brukt brensel og resten vil være sterkt radioaktivt materiale fra kjernekraftverkene og andre kjernetekniske anlegg (SOU, 1999).

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) har ansvaret for å ta hånd om alt radioaktivt avfall i Sverige, også brukt reaktorbrensel. Dette inkluderer også ansvaret for forskningen rundt håndtering og deponering av radioaktivt avfall. SKB eies av de fire svenske kraftselskapene som eier kjernekraftanleggene i Sverige.

SKB's arbeid med brukt reaktorbrensel er konsentrert i Oskarshamn. Her finnes Centralt mellanlager för använt kärnbränsle (CLAB), Kapsellaboratoriet og Äspölaboratoriet. I SKB's forskningsprogram for deponering av radioaktivt avfall deltar mer enn 20 land.

CLAB, det sentrale mellomlageret for brukt reaktorbrensel i Sverige, ble satt i drift i 1985. Hit kommer brukt reaktorbrensel fra alle reaktorene i Sverige, etter at det har hatt en kortere kjøletid ved det reaktorområdet det har vært brukt. Anlegget har en lagringskapasitet på 5 000 tonn brukt reaktorbrensel, og kan ta i mot 300 tonn brukt brensel i året. Byggekostnadene for anlegget var 1,7 milliarder SEK (cirka 1,6 milliarder NOK), kostna-

dene for drift og investeringer er ca. 100 millioner SEK/år. I CLAB lagres brenselet som det mottas, ikke i de endelige kopperkapslene. Brenselet skal lagres i CLAB i minst 30 år.

I Kapsellaboratoriet utvikles beholderne som skal brukes til det brukte reaktorbrenselet. Beholderne består av en støpejernsinnsats som vil bli plassert i en ca. 5 cm tykkvegget kopperkapsel. Kopperkapselen vil være korrosjonsbestandig i det oksygenfrie grunnvannet på 500 m dyp i fjellet, og skal utgjøre en tett barriere mot omverdenen. I Kapsellaboratoriet utvikles teknikker med elektronsveis for å feste lokket til kopperkapselen og for å kontrollere at sveisene er tette. Ca. 2 tonn brensel skal plasseres i hver kapsel, og vekten av en ferdig kapsel vil være 25-30 tonn. Kapsellaboratoriet ser ikke bort i fra at denne teknologien vil kunne gjøres kommersielt tilgjengelig for andre land.

I Äspölaboratoriet studeres problemstillinger rundt et deponi på 500 m dyp for brukt reaktorbrensel. Laboratoriet er en 3 600 m tunnel som går ned til ca. 460 m dyp. Laboratoriet ble lagt til et område med sprekker i fjellet, og forundersøkelsene i berggrunnen følger et program som for et faktisk deponi. Eksempler på nåværende forskningsprosjekter er undersøkelser av forbruket av oksygen i fjellets grunnvann, mikroorganismer i fjelldypet, langtidstester av bentonitt-leiren og teknikker for håndtering av kapslene med brukt brensel.

Deponeringen av brukt brensel skal etter planen starte i 2010. Det vil i første omgang deponeres omkring 10% av totalmengden, det vil si ca. 400 kapsler. Etter en innledende driftsfase på mellom fem og ti år vil deponiet gjennomgå en grundig evaluering. Hvis denne gir et positivt resultat vil en søke om å starte vanlig drift slik at de resterende kapslene kan deponeres. Denne ordinære driftsfasen vil sannsynligvis holde på i mellom 20 og 30 år. I det endelige deponiet i Sverige vil det plasseres ca. 4 000 kapsler med brukt reaktorbrensel, med én kapsel i hvert hull, omsluttet av bentonittleire. Det vil bli plassert 1 kapsel/dag i deponiet, og i driftsperioden vil arbeidet beskjeftige ca. 220 personer. Alle tunneler i deponiet vil til slutt fylles igjen og deponiet vil forsegles.

¹⁾ Informasjon om kjernekraftreaktorene i forskjellige land er blant annet hentet fra IAEA PRIS (Power Reactor Information System), <http://www.iaea.or.at/programmes/a2/>

Proessen for lokalisering av det svenske deponiet er godt igang. Valget skal baseres på forstudier i 5-10 kommuner, plassundersøkelser på minst to steder og detaljundersøkelser på minst ett sted. De kommunene som berøres av lokaliseringprosessen har en særstilling i beslutningsprosessen, og en avgjørelse kan ikke tas uten innsyn og demokratisk medvirkning fra kommunene.

Seks kommuner i Sverige har vært gjenstand for forstudier og sluttrapporter foreligger for kommunene Nyköping og Östhammar (oktober 2000) samt för Oskarshamn (desember 2000). I tillegg foreligger foreløpige rapporter fra kommunene Tierp (februar 2000) samt Älvkarleby og Hultsfred (april 2000). To kommuner har latt SKB gjøre forstudier (Malå og Storuman), men etter en folkeavstemning har disse besluttet at SKB ikke skal få fortsette sin virksomhet.

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) presenterte i november 2000 sitt forslag til kommuner de ønsker skal gjennomgå plassundersøkelser inklusive prøveboringer. Disse er Oskarshamn, Östhammar og Tierp. I SKBs planer inngår også å nærmere utrede forutsetningene for en lokalisering i Nyköping kommune, men prøveboringer er der ikke aktuelle. SKB håper å være ferdig med lokaliseringprosessen i løpet av andre halvdel av inneværende tiår.

Kostnadene til å finansiere avfallshåndteringen i Sverige tas fra et fond som er bygget opp av en avgift på all kjernekraftsprodusert elektrisitet. Dette fondet har i dag ca. 23 milliarder SEK. SKB antar at de totale fremtidige utgiftene for avfallshåndtering (bla. demontering av kraftverkene og utbygging av det endelige deponiet) vil være ca. 48 milliarder SEK og at disse vil spres over mer enn 50 år (SKB, 1999).

Finland

Finland har i dag fire reaktorer, med en installert total effekt på 2 656 MWe (to 488 MWe trykkvannsreaktorer i Lovisa og to 840 MWe kokvannsreaktorer i Olkiluoto). Lovisareaktorene eksporterte frem til 1994 sitt brukte brensel til det tidligere Sovjet, men finsk lovgivning forbyr i dag eksport og import av brukt reaktorbrensel. Alt det brukte brenselet skal nå deponeres i Finland.

I Finland er Posiva Oy ansvarlige for håndteringen av det høyaktive avfallet og til å avsette midler til et deponi. Selskapet er eid av de to kjernekraftprodusentene Teollisuuden Voima Oy (TVO) og Fortum Power and Heat Oy (tidligere Imatran Voima Oy). Posiva organiserer prosessene rundt arbeidet med deponiet, og skal senere også bygge,

drive og stenge deponiet. I tillegg til forsknings- og utredningsarbeid skal Posiva også skape forutsetninger for samarbeid mellom forskningsinstitusjoner og befolkningen.

Etter uttak fra reaktorene lagres brenselet for kjøling i vannbassenger i reaktorbygningen. Etter noen års kjøletid transporteres brenselet til mellomagre på reaktorområdet, der brenselet skal oppbevares frem til et endelig deponi er satt i drift. Den årlige tilveksten av brukt brensel er cirka 70 tonn, og etter 40 års drift av reaktorene er det forventet at det vil være behov for å deponere 2 600 tonn brukt reaktorbrensel.

Finland har valgt en teknisk løsning for deponering som er tilsvarende den som Sverige har valgt. Brenselet skal settes inn i en indre beholder av stål som deretter kapsles inn med 5 cm kopper. Kapselen skal plasseres i et deponi i fjell 500 m under jordoverflaten og omgis av bentonittleire. På grunn av forskjellig lengde på brenselsstavene i reaktorene vil det bli to ulike typer kapsler; en som er 4,8 m lang med vekt 25,1 tonn, og en 3,6 m lang med vekt 19,2 tonn. Begge typene vil ha en diameter på 1,052 m.

Det er i år foretatt et prinsipielt valg av Olkiluoto i Eurajoki, som allerede har et kjernekraftanlegg, som sted for det finske deponiet. Denne beslutningen beror imidlertid på at det ikke under de videre geologiske undersøkelsene avdekkes forhold som tilsier at dette stedet likevel er uegnet. Det gjenstår en periode på anslagsvis 10 år med forskning og utredninger, og deretter følger 10 år med bygging og kommisjonering av deponiet. Etter planen kan deponiet være i drift i ca. år 2020.

Kostnadene for det finske deponiet er beregnet til ca. 4,6 milliarder FIM, hvorav byggekostnadene for anlegget er ca. 1,2 milliarder FIM (Posiva, 1999). Dette er dekket på forhånd av en avgift på strømmen som kjernekraftanleggene produserer. Byggingen av deponiet vil beskjeftige omtrent hundre personer, og omtrent hundre personer vil være sysselsatt ved deponiet med ulike drifts-, vedlikeholds-, overvåknings- og håndteringsoppgaver.

USA

USA har i dag 105 kjernekraftverk i drift, med en installert total effekt på 96 871 MWe. Ingen nye kjernekraftanlegg er under bygging. I tillegg til det brukte brenselet fra den sivile kraftproduksjonen må USA ta hånd om det høyaktive radioaktive avfallet fra forskning og militær virksomhet, slik som ubåtbrensel og avfall fra våpenproduksjon.

I 1998 ble Yucca Mountain i staten Nevada anbefalt av Department of Energy's Office of Civilian

Radioactive Waste Management som et egnet sted for å bygge et deponi for det høyaktive avfallet. Det er utarbeidet et Civil Radioactive Waste Management System (CRWMR) som styrer og koordinerer arbeidet med godkjenning, transport, lagring og deponering av brukt brensel og høyaktivt radioaktivt avfall.

Deponiet i Yucca Mountain, som benevnes som det første "Monitored Geological Repository" i USA, er designet for å motta 70 000 tonn med avfall. Av dette vil ca. 90 % komme fra den sivile kraftproduksjonen og 10% fra militær virksomhet. Deponiet vil ligge minst 200 m under bakken. Det brukte brenselet og annet høyaktivt avfall vil bli plassert i sylinderformede beholdere der ytterbeholderen er av karbonstål og innerbeholderen av korrosjonsbestandig stål med høyt nikkel-innhold. Størrelsen på beholderne kan tilpasses innholdet. Beholderne vil bli plassert liggende etter hverandre i åpne, betongkledde tunneler. Deponiet er designet med mulighet for å hente ut igjen avfallet. Denne muligheten skal holdes åpen i 100 år, deretter skal det taes en beslutning om eventuelt å fylle igjen det åpne volumet i deponiet. Designkriteriet er at ikke mer enn 1% av beholderne vil lekke i løpet av de første 1000 årene. Videre skal ingen person som oppholder seg 20 km fra deponiet kunne motta en dose fra det som er deponert på mer enn 0,25 mSv/år i løpet av de første 10 000 årene. Et overordnet designmål er å begrense denne dosen til under 0,25 mSv/år over en 10 000 års periode.

Kostnadene for Yucca Mountain prosjektet blir hovedsakelig dekket av en avgift på bruk av strøm fra kjernekraftanleggene. Disse pengene blir satt inn i et fond. I tillegg blir det overført midler for å betale for avfall fra den militære virksomheten. Frem til september 2000 er det brukt 6,7 milliarder USD på deponeringsprogrammet for høyaktivt avfall. Av disse er 3,6 milliarder USD benyttet i forbindelse med Yucca Mountain og 2,8 milliarder USD til undersøkelser ved andre potensielle lokaliteter. Det resterende beløpet er benyttet av forskjellige myndighetsorganer. Resultatene av forundersøkelsene i Yucca Mountain prosjektet skal være avsluttet i 2001. Hvis de nødvendige tillatelser foreligger etter dette, forventes byggestart for deponiet i løpet av 2004 og drift i 2010.

Storbritannia

Storbritannia har i dag 35 kjernekraftverk i drift, med en installert nettoeffekt på 12.968 MWe. Operatørene av disse kraftverkene er British Energy og British Nuclear Fuels PLC. I 1999 representerte

kjernekraft ca. 28% av den totale kraft produksjonen i Storbritannia.

Det lavaktive avfallet blir i dag deponert ved Drigg (Sellafield) i nord England, mens det mellomaktive avfallet blir lagret på forskjellige steder rundt i landet; hovedsakelig i Sellafield og ved kjernekraftreaktorene. Sellafield er stedet for landets reprosesseringsanlegg som drives av British Nuclear Fuels PLC. Hvis et deponi for det mellomaktive avfallet ikke blir tilgjengelig i løpet av 15-20 år, regner en med at rundt 20 nye moderne mellomlagre vil være nødvendig. Brukt reaktorbrensel blir ikke definert som høyaktivt avfall i Storbritannia da dette kan bli sendt til reprosessering for å gjenvinne uran og plutonium. Dagens høyaktive avfall er derfor det flytende avfallet fra reprosessering som blir vitrifisert (bundet i silicatsmelte) og deretter lagret i Sellafield.

I 1982 etablerte den britiske regjeringen NIREX (Nuclear Industry Radioactive Waste Management Executive) som fikk i ansvar å finne og utvikle et kombinert deponi for lav- og mellomaktivt avfall. Regjeringens policy for høyaktivt avfall var på denne tiden at det skulle lagres i minst 50 år. Etter dette fulgte flere år med lokaliseringsundersøkelser og samfunnsdebatter. I 1992 la NIREX frem sitt forslag om å konsentrere seg om Sellafield og om å bygge et dypt forskningslaboratorium (Rock Characterisation Facility) for å gjøre nærmere undersøkelser av geologi og hydrologi. I 1994 søkte de om byggetillatelse for dette prosjektet. Denne søknaden ble derimot avslått i 1997 på bakgrunn av motstand fra den lokale kommunen samt en meget kritisk regjeringsrapport rundt planleggingsprosessen og lokaliseringen av laboratoriet.

Storbritannia har ikke lengre noen konkrete planer for den endelige håndteringen av sitt radioaktive avfall. Landet jobber derfor med å utvikle en ny strategi for håndtering av både lagret radioaktivt avfall og fremtidig tilvekst av radioaktivt avfall. I 1994 var det totale volumet lagret radioaktivt avfall i Storbritannia ca. 1 million m³ (lavaktivt-, mellomaktivt- og høyaktivt avfall). Innen 2030 har en beregnet at dette vil stige til ca. 2 millioner m³ (POST, 1997). Dette vil bestå av ca. 1,5 million m³ mellomaktivt avfall og 0,25 million m³ lavaktivt avfall. En regner med at det vil være ca 2.600 m³ høyaktivt avfall i fast og flytende form.

Frankrike

Frankrike har et kjernekraftprogram med 59 kraftreaktorer med en installert nettoeffekt på ca. 63.000 MWe. I 1999 representerte kjernekraft ca. 75% av den totale kraft produksjonen i Frankrike.

Det brukte reaktorbrenselet blir reprosesert ved Cogema's anlegg i La Hague.

ANDRA (Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs) er det ansvarlige franske organ for behandling av radioaktivt avfall. I 1997 la ANDRA frem forslag til lokalisering av dype forsknings laboratorier i tre forskjellige geologiske formasjoner.

Det er iverksatt prosesser i Frankrike for å bestemme lokalisering av et fremtidig deponi. To alternative geologiske formasjoner skal undersøkes, leire og granitt, og det er iverksatt bygging av et laboratorium for leirstudier i 490 m dybde i Meuse/Haute-Marne. Lokaliseringen av et laboratoriet for studier av deponering i granitt er under utredning.

Canada

Canada har i dag 14 reaktorer i drift fordelt på 6 ulike kjernekraftverk.

Atomic Energy of Canada Ltd, AECL, har hovedansvaret for et program for deponering av brukt reaktorbrensel med fire faser: forskning, metodevurdering, lokalisering og bygging av et deponi. Forskningsfasen og en fase med utredninger av miljøkonsekvenser er avsluttet. En periode med vurdering av sosiopolitiske spørsmål, teknikk og lokale høringsrunder på forskjellige steder i Canada ble avsluttet i 1998. Konklusjonen fra panelet som ledet dette arbeidet var at teknisk sett var de foreslåtte løsningene akseptable, men lagringsprogrammet manglet støtte i befolkningen, noe som hindret videre lokaliseringsundersøkelser. Av panelets anbefalinger for å arbeide frem bredere støtte i befolkningen kan nevnes granskning av myndighetenes krav, utarbeide en plan for å inkludere allmennheten i arbeidet, utvikle en prosedyre for etiske og sosiale vurderinger og utvikle og sammenlikne med andre alternativer for å ta hånd om det brukte reaktorbrenselet. Lokaliseringsvalget skal basere seg på frivillighet fra den kommunen som får deponiet.

Canada har foreslått en løsning for deponering av sitt brukte reaktorbrensel der brenselet skal kapsles inn i metallkapsler, omsluttet av bentonittleire og deponeres 500 m under jordoverflaten i granitt.

Tyskland

I Tyskland er 19 kjernekraftverk i drift, med en installert effekt på 22 GW. Dette dekker 34 % av landets etterspørsel etter elektrisitet. Fra begynnelsen av sekstitallet frem til i dag er det akkumu-

ert 6 700 tonn med brukt reaktorbrensel. Tyskland har tidligere valgt en løsning med reprocessing av det brukte brenselet og forglassing av det høyaktive avfallet. I dag ønsker tyske myndigheter direkte deponering fremfor reprocessing, noe som medfører midlertidig lagring av brenselet på eller nær reaktorene. Dette utsetter og reduserer antall transporter. Det har vært betydelig sivil uro i forbindelse med transporter av brukt brensel i Tyskland.

Tidlig på sekstitallet besluttet Tyskland at kjerneavfallet skal plasseres i dype geologiske deponier. Nær byen Gorleben har undersøkelser foregått siden 1979 i dype saltformasjoner. Undersøkelser rundt geologiske og hydrologiske forhold i og rundt saltformasjonene pågår for å kunne gi en tillatelse for deponering. Gorleben skal inneholde alle typer radioaktivt avfall. Deponiet skal ligge 880 m under bakkenivå. Dersom ikke uforutsette problemer dukker opp, er det forventet at Gorleben-deponiet vil få lisens for deponering i 2005. Estimert kostnad for perioden frem til lisensiering som deponi er 4,62 milliarder DEM.

I dag er det to anlegg for mellomlagring av høyaktivt avfall i Tyskland, i Gorleben og i Ahaus. Et tredje er under bygging i Greifswald. Et pilotanlegg for demonstrasjon av innkapsling og omdanning av det høyaktive avfallet til glass vil snart bli tatt i bruk.

Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (DBE) er ansvarlig for bygging og drift av de tyske deponiene.

Tyskland har besluttet at landets kjernekraftverk skal være nedlagt innen år 2032.

Land med forskningsreaktor

Australia

Australia har i dag forskningsreaktoren High Flux Australian Reactor (HIFAR) og planlegger en erstatning for denne. De australske myndigheters strategi for behandlingen av det brukte brenselet, både fra HIFAR og erstatningsreaktoren, er å reprocessere brenselet utenlands. På denne måten overføres det til en form der kan lagres som langlivet, middels aktivt avfall, det vil si med varmeproduksjon mindre enn 2 kW per m³. Deretter kan det bli plassert i et deponi på et avsidesliggende sted.

Argumentene for reprocessing av det brukte brenselet er følgende:

- Brenselskapslingen er av aluminium, som har dårlig korrosjonsbestandighet i et lengre tidsperspektiv. Dette vil medføre at brenselet uan-

sett vil kreve en form for behandling før deponering, og overføring til et annet materiale vil bedre motstanden mot korrosjon.

- Internasjonale kriterier for sikkerhet og fysisk sikring ved direkte deponering av brukt brensel fra forskningsreaktorer finnes ikke. Australia ser dette som et hinder, uten at landet ser bort fra dette alternativet for all fremtid.

Australia har et ønske om å bruke Synroc-teknologien, med borsilikatglass, som et alternativ for det represserte avfallet. Volumet av det mest problematiske avfallet vil med denne løsningen kunne reduseres betydelig i forhold til ubehandlet brukt brensel. Samlet volum med langlivet, middels aktivt avfall etter 40 års drift av forsøksreaktorer i Australia vil kun være 4 m³ dersom Synroc eller forglassing velges. Dersom lagringmaterialet hadde vært sement av typen «Dounreay cement type waste» ville volumet med langlivet, middels aktivt avfall fra HIFAR bli 6 m³ per år og fra erstatningsreaktoren 9-12 m³ per år.

Australias regjering har uttalt at det ikke er aktuelt å motta radioaktivt avfall fra andre land.

Forskningsreaktoren HIFAR gjør bruk av høyt anriket brensel med 60% uran 235. Denne reaktoren genererer 7,3 kg med brukt brensel per år. Halvparten av brenselet kommer fra USA, resten har sitt opphav i Storbritannia. Brenselet fra USA vil bli returnert dit frem til år 2006. Det vil ikke bli

returnert avfall fra USA til Australia fra dette brenselet. Det britiske brenselet har hittil blitt repressert i Dounreay i Skottland, men brenselet vil nå bli sendt til La Hague, der det franske selskapet COGEMA vil repressere det. Avfallet fra Dounreay vil bli returnert til Australia innen 2021. Avfallet fra La Hague vil også bli returnert og deponert som langlivet, middels aktivt avfall i Australia.

Den nye forslåtte erstatningsreaktoren vil ha under 20% anriket brensel, mest sannsynlig 19,75%. Brenselet vil sannsynligvis få samme type kapsling som HIFAR-brenselet, nemlig aluminium. Reaktoren vil generere mellom 43 og 57 kg brukt brensel per år.

Australia tar sikte på repressere dette avfallet i La Hague i Frankrike. Etter repressering vil avfallet bli returnert og deponert som langlivet, middels aktivt avfall i Australia.

Danmark

Danmark har en kontrakt med USA som løper frem til 2009. I denne perioden kan Danmark sende sitt brukte brensel fra reaktorene tilbake til USA.

Det arbeides med en plan for dekommisjonering av en eldre reaktor, DR1. Det høyaktive avfallet fra denne reaktoren, samt noen mindre mengder fissilt materiale med annet opphav, faller ikke inn under avtalen om tilbakesending til USA. Hva som skal skje med dette avfallet er ikke avgjort.

Vedlegg 4

Virkningen av ioniserende stråling på mennesker og andre levende skapninger.

Erik O. Pettersen, Fysisk Institutt, Universitetet i Oslo

Faglig uenighet om lave stråledosers farlighet

Store doser ioniserende stråling kan brukes for å helbrede kreft, slik man gjør ved Radiumhospitalet og andre sykehus. Dette er en bruk av stråling som bare kan utføres av eksperter fordi store stråledoser kan være meget farlige dersom man gir strålingen feil. Målet er å avlive kreftceller, noe som krever at man gir stråledoser som er dødelige for vevscellene. Samtidig skal en ikke drepe normalvevet. Det betinger at stråledosene må leveres til kroppen etter meget strenge regler som man har lært gjennom mer enn 100 års forskning innen radiobiologi og stråleterapi.

Det betryggende i dette fagområdet er at de stråledosene vi snakker om i miljøsammenheng ligger i et dosenivå i størrelsesorden 10.000 til en milliard ganger lavere enn det som brukes i kreftbehandling. I miljøsammenheng snakker vi gjerne om stråledoser som ligger innenfor det som representerer normal variasjon i bakgrunnsstråling og meget sjelden noe som ligger særlig høyere enn dette.

Mens det aldri har vært tvil om den kraftige virkningen til de store dosene som brukes i kreftbehandling har det i lengre tid rådet faglig strid om farligheten av små stråledoser som de man snakker om i miljøsammenheng. Striden gjelder først og fremst effekten av strålingen på mennesker og høyerestående dyr, som alle har i størrelsesorden samme følsomhet for stråling. For de fleste encellede dyr, bakterier og virus er spørsmålet mindre aktuelt blant annet fordi disse tåler kjempedoser som ligger fra 100 og opptil 10.000 ganger høyere enn de vi mennesker tåler.

Striden skyldes et kompleks av forhold. For det første har det vært vanskelig å måle noen som helst effekt på enkeltindivider av de meget små stråledosene som er aktuelle i miljøsammenheng. Selv om helsen til for eksempel befolkningsgrupper som bor i områder med høy bakgrunnsstråling ser ut til å være meget bra har mange likevel følt bekymring fordi menneskers helse er avhengig av så mange forhold. Hva som skyldes stråling og

hva som skyldes andre ting kan være vanskelig å avgjøre. Derfor er man oftest nødt til å samle informasjon fra biologiske modeller siden det selvsagt ikke er aktuelt å utsette mennesker for eksperimenter med ekstra bestråling. Modellene er imidlertid ikke med sikkerhet representative for mennesket selv.

Strålevernet i alle land har basert sine anbefalinger på matematiske og fysiske modeller som er teoretisk fundert og som ikke har rot i målinger av biologiske effekter ved de lave dosenivåene vi her snakker om. For sikkerhets skyld har man da valgt å anta at enhver stråledose er skadelig, ja selv bakgrunnsstrålingen i våre hjem. Dette baseres på en enkel logikk som sier at en dobling av stråledosen vil påvirke dobbelt så mange molekyler i det bestrålte vevet og dette vil i sin tur medføre en dobbelt så stor effekt på vevet. Det er imidlertid langt fra klart at denne enkle logikken holder når vi kommer til en komplisert organisme som et menneske, et dyr eller en plante. Det finnes en omfattende litteratur fra de siste 30 år som indikerer at en viss økning av bakgrunnsstrålingen kan ha visse helsemessige fordeler snarere enn ulemper. Blant annet finnes det flere indikasjoner på at små ekstra stråledoser kan forlenge levetiden til smågnagere og redusere antall krefttilfeller i befolkningen. Det finnes flere omfattende oversikter over dette fagfeltet, her kan for eksempel nevnes FN's rapport fra 1994 (UNSCEAR, 1994).

Det virker også logisk for mange at alle levende skapninger egentlig er tilpasset et noe høyere bakgrunnsnivå av ioniserende stråling enn det vi omgis av i dag. Under hele evolusjonen av livet på jorda har nivået av denne typen stråling ligget høyere enn i dag. Noen av de radioaktive isotopene som jordsmonnet og bergartene var utstyrt med fra starten av er i dag borte fordi de har rukket å gi fra seg all sin radioaktivitet. Til tross for at livet har blitt bestrålt fra tidenes morgen og til tross for at denne strålingen varierer kraftig fra sted til sted har ingen skapninger utviklet sanser som gjør det mulig å merke at strålingsnivået endres og dermed flykte til områder med

lav stråling. Ioniserende stråling synes på mange måter å være den påvirkningsfaktor for liv som er aller mest utbredt i universet. Få kjemiske stoffer og ingen annen stråling har påvirket alt liv og all materie til alle døgnetts tider i alle deler av verdensrommet slik den ioniserende strålingen har gjort. Men fordi vi har sett at stråling kan være farlig ved store doser har vi basert vårt strålevern på at den kanskje også kan være farlig ved små doser.

Som ofte er tilfelle når fagfolk strides opplever man også i dette tilfellet at data ved slike lave stråledoser ofte blir tolket forskjellig avhengig av tilknytningen den enkelte forsker har til de forskjellige fagmiljøene. Svake antydninger om enkelte positive effekter av stråling ved lave doser, for eksempel på de av atombombeoffrene i Hiroshima og Nagasaki som faktisk fikk små doser, kan ha blitt overvurdert av den ene fløyen og bagatellisert av den andre.

Det meste av uenigheten skyldes naturligvis at vesentlig kunnskap mangler innen sentrale områder av dette problemkomplekset. Man har blant annet manglet kunnskap om hvordan stråling ved lave doser påvirker vev over tid. Man har dermed også manglet kunnskap om hvordan effektene av slike stråledoser påvirker kreftutvikling. Men verst har det vært at man inntil for kort tid siden har manglet kunnskap om vesentlige mekanismer ved selve kreftutviklingen generelt. Nyere tids kreftforskning har imidlertid avhjulpet det siste punktet, noe som på sikt kan få stor betydning for vår forståelse av lavdosestrålingens betydning for kreftutvikling.

For å komme inn på mulige mekanismer for strålingens virkning på levende organismer er det nødvendig med en enkel innføring i strålingens virkning på molekylnivå.

Strålingens virkning på molekyler generelt

Generelt virker ioniserende stråling slik at den kløver molekyler eller fjerner elektroner fra molekylene og derav har den fått sitt navn. Strålingen kan ionisere molekylene. Et ion er jo ikke annet enn et molekyl som mangler ett eller flere elektroner. De fleste kryssordløsere vet derfor at ordene ion og molekyl kan passere som synonymer i kryssord.

Slik ionisering krever høy energi. Ioniserende stråling er derfor mer høyenergetisk enn annen stråling. For eksempel kan ikke UV-stråling ionisere molekyler. Til det har den for lav energi. Synlig lys og radiobølger er stråling som har ennå lavere energi og er derfor ikke ioniserende.

Hvilke molekyler er viktige for de levende skapningene?

I levende organismer skjer det ionisering i alle typer av molekyler, ikke minst i vannmolekylene som blir spaltet av strålingen slik at det dannes reaktive stoffer og ioner av selve vannet. Ett ionisert molekyl kan så reagere med andre molekyler og på den måten endre disse. Til slutt kan det hele ende opp med en endring av et molekyl som er viktig for organismen. Erfaring fra nærmere 50 år med studier over hele verden har vist at det er én type av molekyler i organismene som er av særlig betydning med hensyn til effekten av strålingen. Det gjelder arvestoffet, DNA (som er en forkortelse for *deoksyribonukleinsyre (acid)*). Andre molekyler har betydning for strålingens effekt bare på den måten at de i sin tur kan påvirke DNA. Det er altså først når DNA er endret at man ser ut til å få noen effekt av ioniserende stråling.

Virkningen av ioniserende stråling på celler

Levende organismer består alltid av celler. Derfor har man ofte fokusert på cellenes evne til å tolerere strålingen når man skulle vurdere effekten av strålingen på hele organismen. Det er således studier av cellenes reaksjon på å bli bestrålt som har vist at det er DNA som er det betydningsfulle molekylet for strålingens virkning. Om man bestråler bare cellenes membraner eller bare deres proteiner får man kun en effekt dersom noe av strålingsenergien i ettertid blir overført fra det molekylet som primært ble bestrålt og over til DNA. Endringen i ett enkelt protein eller flere betyr åpenbart ingenting. Så lenge DNA er uskadet kan cellen erstatte alle andre bestanddeler.

DNA-skader som ikke skyldes stråling

Selv de aller fleste skader i DNA er fullstendig uten betydning for cellenes videre liv. Det oppstår faktisk flere hundrede tusen skader i DNA i alle menneskekroppens celler hver eneste dag under normale forhold. Dette har ingenting å gjøre med stråling. Tvert imot skyldes det helt normal aktivitet i cellene. Først og fremst skyldes det for menneskenes og mange dyrs vedkommende at kroppen har høy temperatur. DNA er ikke stabilt ved kroppstemperaturen på 37°C. Dessuten skyldes det at vi har en metabolisme som benytter et av de mest reaktive stoffene på jorda, nemlig oksygen, i sin metabolisme. Og sist, men ikke minst skyldes det måten som DNA lages på i cellene, altså selve DNA-syntesen, som er slik innrettet

at den i seg selv induserer et enormt antall skader.

Betydning av feilreparasjon for kreftutvikling

Grunnen til at organismene tåler alle disse DNA-skadene er at skadene repareres relativt effektivt. Dette forhindrer at cellen dør av skadene.

Reparasjonen er imidlertid langt fra perfekt. Etter hvert som man blir eldre samles det derfor opp et stadig større antall av skader som er feilreparert i mange av våre cellers DNA. En vesentlig mekanisme i løsningen av kreftens gåte var nettopp forståelsen av samspillet mellom flere slike feil for at en celle skulle utvikle seg til å bli en kreftcelle. Det er bred enighet i dag om at denne økningen i antall feilreparerte DNA-skader med økende alder er den mest sannsynlige forklaringen på at kreft stort sett er en sykdom som kommer med høy alder. Dessuten fremmes kreft av stoffer som frembringer DNA-skader og som øker muligheten for at feilreparasjoner i DNA spres til etterkommere av skadede celler, slik som for eksempel flere av de stoffene som finnes i sigarettøyk. Skal organismen beskytte seg mot kreftutvikling er det faktisk viktigere å avlive celler med DNA-skader enn å reparere skadene. Cellene inneholder derfor gener for begge prosessene: gener som kan reparere DNA-skader i de tilfellene dette er nødvendig for å hindre for stort celletap, og gener for å la cellen begå selvmord dersom den har DNA-skader samtidig som faren for et for stort celletap ikke er til stede.

Det finnes imidlertid en type skader i DNA som alltid har relativt stor sannsynlighet for å medføre at cellen dør i stedet for at DNA repareres. Det gjelder de skader hvor hele DNA brytes i to. Siden DNA består av to tråder spunnet sammen kaller vi dette for et dobbelttråddbrudd. Dette er en skade som oppstår meget sjelden under normale forhold, men er mer vanlig som følge av ioniserende stråling.

DNA-skader som skyldes stråling

Det er ikke mange DNA-skadene som oppstår ved den lille stråledosen som miljøbidraget fra strålingen gir oss. Anslagsvis kan det utgjøre én skade pr. cellekjerne i kroppen hver 20. dag på grunn av vanlig bakgrunnsstråling. Sammenlignet med de flere hundrede tusen DNA-skadene som må repareres i hver eneste cellekjerne hver eneste dag pga de andre nevnte grunnene blir dette et mikroskopisk lavt antall.

Strålingen spiller likevel en spesiell rolle siden

den induserer et litt annet typespekter av DNA-skader enn de andre påvirkningene. Riktignok er også de fleste DNA-skadene som stråling induserer av en lettreparerbar type, og repareres på akkurat samme måte som alle de DNA-skadene som oppstår av andre grunner enn stråling. Imidlertid er en viss andel av de DNA-skadene som skyldes ioniserende stråling av typen dobbelttråddbrudd. Disse er meget vanskelige å reparere og medfører derfor større sannsynlighet for at cellen dør enn andre DNA-skader. Grovt sett må man derfor si at en DNA-skade som er frembragt av ioniserende stråling medfører langt større sannsynlighet for at en celle skal dø enn en DNA-skade som er frembragt pga cellenes metabolisme.

Strålingens mulige dualistiske natur

Ved første øyekast skulle man tro at det som er sagt til nå styrker den modellen strålevern er bygget på, nemlig at enhver økning i stråledosen må resultere i en økt biologisk effekt av strålingen. I virkeligheten er vi her snarere fremme ved den egenskapen ved ioniserende stråling som kan tenkes å forklare at den faktisk kan ha en viss beskyttende effekt mot kreftutvikling, selv om det må erkjennes at det ennå ikke er vitenskapelig bevist at sammenhengen er reell.

De siste års radiobiologiske forskning viser nemlig at celler som mottar ørsmå stråledoser opptrer annerledes enn celler som mottar større doser. Ved de minste stråledosene er det bare noen ytterst få celler som i det hele tatt mottar strålingsenergi. Dette har sammenheng med strålingens fysiske natur. Den består av enkeltpartikler som slett ikke treffer over alt, men bare hist og pist. De aller fleste cellene mottar derfor ingen energi ved slike små stråledoser. De få cellene som mottar energi ser ut til å dø av svært små skader og muligens avliver de seg selv ved såkalt cellulært selvmord, apoptose. Dette har kroppen råd til fordi den med stor letthet kan erstatte de få cellene som tapes på denne måten ved at uskadde stamceller deler seg og danner nye friske celler som overtar for de få som dør. Dermed unngås det at noen celler lever videre med feilreparert DNA.

Ved noe større stråledoser skjer ikke dette. Da setter cellene i stedet igang en reparasjon av stråleskadene på samme måten som de hele tiden reparerer DNA-skader som oppstår av andre grunner enn stråling. Dette fenomenet kalles strålingsindusert stråleresistens og er kartlagt for en mengde forskjellige typer av menneskeceller. For organismen som hele er også denne prosessen både logisk og fornuftig siden det antallet av celler som får skader

ved større stråledoser er såvidt høyt at det ville bli vanskelig å erstatte alle disse cellene dersom de bare ble avlivet. Følgelig er det i dette tilfellet fornuftig for organismen at DNA-skadene repareres for å redde cellenes liv.

Problemet på sikt er imidlertid at reparasjon av DNA-skader alltid innebærer en fare for feilreparasjon med senere økt risiko for kreftutvikling. De minste stråledosene kan dermed tenkes å gi en viss beskyttelse mot kreftutvikling ved at de rensker bort noen få celler som allerede har feilreparert DNA fra tidligere DNA-skader. Større stråledoser derimot, øker faren for senere kreftutvikling ved at den økte reparasjonen av nye DNA-skader berger livet til en del celler med feilreparert DNA.

Videre forskning

Nyere kreftforskning såvel som radiobiologisk forskning synes altså å indikere at ioniserende strå-

ling kan ha en motsatt virkning på organismene som helhet ved små sammenlignet med store stråledoser. Strålevernmodellene har likevel forblitt stort sett uendret og en endring av disse internasjonalt ser fremdeles ut til å kreve både tid og ytterligere innsikt i strålevirkningens mekanismer. Det er imidlertid grunn til å merke seg at det ikke bare kan ligge en betydelig økonomisk gevinst for samfunnet, men også en helsegevinst i det å forstå sammenhengen mellom slike stråledoser og helse.

Referanse:

United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). 43rd session, Vienna 7-11 March 1994. Report to the General Assembly, Annex B: "Adaptive responses to radiation in cells and organisms" United Nations, New York 1994 (V94-20498)

Vedlegg 5

Bestrålt reaktorbrensel lagret på Kjeller og i Halden

(22.06.2001)

Tabell 5.1

Material- balanse- område	Fysisk lokalisering	Anriket Uran (gram)	Naturlig Uran (gram)	Naturlig metallisk Uran (gram)	Utarmet Uran (gram)	Pluto- nium (gram)	Thorium (gram)
MBA-A Pr. 22.06.2001	JEEP-II reaktor	214642	0	0	0	0	0
	JEEP-II Pond	56484	0	0	0	0	0
	Stavbrønn (JEEP-II)	100354	0	3125494	0	0	1580
	Sum MBA-A	371480	0	3125494	0	0.0	1580
MBA-B Pr. 22.06.2001	Met.labII Celler	13983	381	0	1576	118.5	0
	Met.lab II Brønnhus	1436067	38915	0	1715	5446	98082
	Uranrense- anlegg	0	1063100	0	0	15.6	0
	Sum MBA-B	1450050	1102396	0	3291	5580.1	98082
MBA-C Pr. 22.06.2001	HBWR reaktor	364847	10070	0	4852	534.7	463
	Pit 1,2,3 i reak- torhall	321300	7159	0	731	202.5	0
	Bunker	897235	21781	6917800	0	0	11900
	Storage Pond	1390301	31507	0	8895	560.5	0
	Handling Pond	10562	141	0	0	39.8	0
	Sum MBA-C	2984245	70658	6917800	14478	1337.5	12363
Sum IFE på kategorier:		4805775	1173054	10043294	17769	6917.6	112025
Total mengde bestrålt brensel lagret på Kjeller og i Halden:							16158834.6