

Beslutningsgrundlag

For et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald

Udarbejdet af en arbejdsgruppe under
Ministeriet for Sundhed og Forebyggelse
november 2008

Forord

Folketinget gav i 2003, i beslutningsforslag nr. B 48 om afviklingen af de nukleare anlæg på Forskningscenter Risø, samtykke til, at regeringen påbegyndte udarbejdelsen af et beslutningsgrundlag for et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald. Nærværende dokument er et forslag til omtalte beslutningsgrundlag.

Beslutningsgrundlaget skal i følge B 48 beskrive de fundamentale sikkerheds- og miljømæssige principper for etablering af et slutdepot for lav- og mellemaktivt affald, herunder rækkefølge for fastlæggelse af indhold og overordnede principper for pladsvalg, depotudformning, sikkerhedsanalyser mv.

Til udarbejdelse af beslutningsgrundlaget blev der nedsat en arbejdsgruppe med repræsentanter fra relevante myndigheder og institutioner. Ministeriet for Sundhed og Forebyggelse har haft formandskabet for arbejdsgruppen. I øvrigt har deltaget Ministeriet for Videnskab, Teknologi og Udvikling (nukleare anlægsindehaver, som modtager og opbevarer dansk radioaktivt affald), Dansk Dekommissionering (driftsansvarlig for affaldet), Miljøministeriet, repræsenteret ved Skov- og Naturstyrelsen (miljøvurdering og planlovgivningen), og Miljøstyrelsen (affaldsdeponering), Klima- og Energiministeriet ved GEUS/Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser (geologi mv.) samt Statens Institut for Strålebeskyttelse og Beredskabsstyrelsen (de nukleare tilsynsmyndigheder).

Arbejdsgruppen har tilstræbt at udfærdige beslutningsgrundlaget, således at det kan stå alene. Beslutningsgrundlaget baserer sig i stort omfang på allerede tilgængeligt materiale.

Alle anbefalinger og indstillinger i forslaget til beslutningsgrundlag er arbejdsgruppens.

Der er i B 48 lagt op til åbenhed i processen om etablering af et slutdepot for radioaktivt affald, herunder udarbejdelse af beslutningsgrundlaget. Der er på nuværende tidspunkt gennemført en minihøring og udarbejdet en pjece om projektet og processen. Pjecen, som er sendt til samtlige kommuner samt andre interessenter, kan downloades fra Ministeriet for Sundhed og Forebyggelses hjemmeside. Endvidere er arbejdsrapporter, udkast til beslutningsgrundlag og referater af høringer løbende lagt ud på Ministeriet for Sundhed og Forebyggelses hjemmeside.

B 48 har som forudsætning, at det danske lav- og mellemaktive radioaktive affald som udgangspunkt slutdeponeres i Danmark.

Af deponeringsformer har arbejdsgruppen set bort fra deponering i rummet og på havbunden. Deponering i rummet er ikke anset for sikkerhedsmæssigt, teknisk og økonomisk forsvarlig, mens bortskaffelse af affald ved dumpning i havet er forbudt – bortset fra dumpning af opgravet havbundsmateriale - i henhold til lov om beskyttelse af havmiljøet. Af lovbemærkningerne fremgår, at bortskaffelse i havet omfatter bortskaffelse såvel på havbunden som under havbunden.

I forbindelse med udarbejdelse af grundlaget for B 48 foretog Risø/DD en vurdering af mængden af lav- og mellemaktivt affald, som fremkommer i forbindelse med dekommissioneringen af de nukleare anlæg. Det blev skønnet, at der ville være tale om ca. 1200 m³. Det er angivet i B 48, at tallet er behæftet med en betydelig usikkerhed.

DD har efter den skriftlige høring af beslutningsgrundlaget foretaget en samlet revurdering af behovet for deponeringsvolumen samt aktivitetsindhold i det danske, radioaktive affald, baseret blandt andet på erfaringer fra de gennemførte dekommissioneringsprojekter og affaldsmængderne, der er registreret i den forbindelse, samt karakterisering af indholdet af radioaktivitet i beton m.v. på DR 3.

I forbindelse med dekommissioneringen af DR 1 og DR 2 har det ikke vist sig muligt at frigive materialer i det tidligere skønnede omfang. Tilsvarende har karakteriseringen af DR 3 vist, at der også her må skønnes at være et større deponeringsbehov end oprindeligt vurderet.

Til gengæld er det i forbindelse med udarbejdelse af projektplan for dekommissionering af Hot Cell vurderet, at cellerne kan dekontamineres, så beton og stål kan frigives, hvilket vil betyde, at materialet til slutdeponering fra dette anlæg vil blive mindre end oprindeligt antaget. Samlet er opgørelsen over den samlede, forventede mængde affald fra dekommissionering øget.

Tallene vedrørende dekommissioneringsaffald er dog stadig behæftet med usikkerhed, og afhænger blandt andet af, hvorvidt den valgte metode vedrørende Hot Cell i sig selv vil være tilstrækkelig til at frigive anlægget.

I forhold til den tidligere opgørelse er der afhændet næsten alt det tritiumholdige tunge vand samt 11 særlige kilder med alfa-aktivitet. Det har medført en reduktion i mængden af særligt affald.

Der er ingen ændringer i vurderingen af lavaktivt og mellemaktivt affald. Mængden af affald fra eksterne leverandører forventes uændret på cirka 2 tons fast affald per år, og dette er indregnet i det forventede antal tromler med lavaktivt affald.

Det samlede skøn over deponeringsvolumen og aktivitetsindhold fremgår af nye tabeller 1 og 2 i appendiks A. Konsekvensændringer i beslutningsgrundlagets tekst, foretaget efter høringen, fremgår af noter markeret ”Ny note”.

Indhold

1	Baggrund.....	6
2	De retlige rammer	7
2.1	Relevante nationale og internationale regler.....	7
2.1.1	Nationale Love.....	7
2.1.2	Internationale forpligtelser.....	9
2.2	Indstilling.....	10
3	Affaldstyper og mængder	12
3.1	Klassificering.....	12
3.2	Konditionering af affaldet.....	14
3.3	Samlet opgørelse over typer og mængder af affald	14
3.4	Potentielt affald.....	16
3.5	Henfald af radioaktive stoffer i affaldet.....	17
3.6	Farligt affald (kemisk)	18
3.7	Indstilling	19
4	Overordnede principper for beskyttelse af mennesker og miljø.....	20
5	Sikkerhedskriterier og sikkerhedsanalyser.....	23
5.1	Dosiskriterier.....	23
5.2	Miljøbeskyttelseskriterier.....	25
5.3	Sikkerhedsanalyser	26
5.3.1	Formålet med sikkerhedsanalyser.....	26
5.3.2	Scenarier, spredningsveje.....	26
5.3.3	Modeller.....	28
5.3.4	Data	28
6	Udformning af slutdepot	29
6.1	Reversibilitet	29
6.2	Kapacitet og mulighed for senere udvidelse af slutdepotet	30
6.3	Slutdepotets visuelle tilstedeværelse i landskabet	30
6.4	Vertikal placering af slutdepotet.....	30
6.5	Terrænnære slutdepoter.....	31
6.5.1	Terrænnært slutdepot i umættet zone (over grundvandsspejlet).....	32
6.5.2	Slutdepot i mættet zone (under grundvandsspejlet).....	32
6.6	Dybt slutdepot.....	33
6.7	Mellemdybte slutdepot	33
6.8	Borehuller.....	33
6.9	Indstilling.....	34
7	Naturgivne forhold på potentielle lokaliteter for et slutdepot til radioaktivt affald.....	35
7.1	Geologiske forhold.....	35
7.1.1	Aflejringer fra Kvartærtiden	35
7.1.2	Aflejringer ældre end Kvartærtiden	36
7.1.3	Forkastninger, jordskorpebevægelser og udskridninger	36
7.1.4	Indstilling	37
7.2	Hydrogeologiske forhold	38
7.3	Grundvandsmagasinforhold.....	38
7.3.1	Indstilling	38
7.4	Geokemiske forhold.....	39
7.4.1	Indstilling	39

7.5	Overfladeforhold	40
7.5.1	Indstilling	40
8	Processen omkring etablering af slutdepot	41
8.1	Overordnet beskrivelse af den samlede proces	41
8.2	Fase 1: Lokaliseringsfasen	42
8.2.1	Planlægning	43
8.2.2	Forstudier	43
8.2.2.1	Depotkoncept	44
8.2.2.2	Transport	45
8.2.2.3	Regional kortlægning	45
8.2.3	Resultatet af forstudie – oplæg til udpegning af egnede placeringer	45
8.2.4	Borgerdeltagelse, valg af alternativer og landsplandirektiv	46
8.4	Processen efter landsplandirektivet	46
8.5	Distribuering af information til- og involvering af offentligheden	47
8.6	Granskning af processen	48

Appendiks A:	Dansk Dekommissionering: Dansk radioaktivt affald: mængder, typer og aktivitetsindhold pr. 03.05.2005 ¹ .
Appendiks B:	Ordforklaring.

¹ Ny note: Appendiks A er opdateret pr. 13. juni 2008.

1 Baggrund

Forskningscenter Risø ved Roskilde har gennem de seneste 45 år fungeret som central opsamlingsstation for alt radioaktivt affald i Danmark. Affaldet stammer dels fra sundhedssektoren og industrien, dels fra forskningsaktiviteter på Risø.

Da det i år 2000, efter mere end 40 års forskningsaktiviteter indenfor reaktorteknik og nuklear grundforskning, blev besluttet at sætte punktum for reaktorbaseret forskning i Danmark, blev behovet for et egentligt dansk slutdepot for radioaktivt affald aktualiseret.

Folketinget meddelte i 2003, ved vedtagelse af beslutningsforslag nr. B 48 om afviklingen af de nukleare anlæg på Forskningscenter Risø, sit samtykke til, at regeringen påbegyndte udarbejdelsen af et beslutningsgrundlag for et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald.

Beslutningsforslag B 48 som vedtaget af Folketinget, den 13. marts 2003:

”Folketinget meddeler sit samtykke til, at regeringen fremmer afviklingen (dekommissioneringen) af de nukleare anlæg på Forskningscenter Risø hurtigst muligt i regi af den selvstændige virksomhed Dansk Dekommissionering, sådan at arealerne af de nukleare tilsynsmyndigheder kan frigives til ubegrænset brug inden for en tidshorisont på op til 20 år.

Folketinget meddeler sit samtykke til, at regeringen samtidig med afviklingen (dekommissioneringen) påbegynder udarbejdelsen af et beslutningsgrundlag for et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald”.

Afviklingen af de nukleare anlæg på Risø er startet. Til dette formål er den statsejede virksomhed, Dansk Dekommissionering, blevet oprettet. Virksomheden består blandt andet af medarbejdere fra de tidligere nukleare forsøgsanlæg på Risø, således at kendskabet til anlæggene er bevaret i virksomheden.

Det er planen, at der sideløbende med afviklingen af de nukleare anlæg skal etableres et slutdepot, der kan rumme affaldet fra afviklingen, det nuværende oplagrede radioaktive affald på Risø samt det affald samfundet producerer en årrække frem.

I forbindelse med behandlingen af beslutningsforslag nr. B 48 var der i Folketinget tilslutning til, at der gennem hele processen for etablering af et slutdepot for lav- og mellemaktivt affald skal være et højt informationsniveau, åbenhed og dialog med offentligheden.

2 De retlige rammer

2.1 Relevante nationale og internationale regler

I de følgende afsnit gennemgås i kort form de væsentligste nationale og internationale regelsæt i forbindelse med etablering af et dansk slutdepot for radioaktivt affald. Som det fremgår af gennemgangen, er området genstand for omfattende regulering.

Kapitlet afsluttes med arbejdsgruppens vurdering af den eksisterende nukleare lovgivning i Danmark.

2.1.1 Nationale Love

Lov om brug af radioaktive stoffer:

Ved lov om brug m.v. af radioaktive stoffer² er det bestemt, at radioaktive stoffer af enhver art, hvad enten de er i fri tilstand eller i blanding med andre stoffer eller indbygget i maskiner og apparater, kun må fremstilles, indføres eller besiddes, såfremt der er meddelt tilladelse hertil fra Sundhedsstyrelsen (Statens Institut for Strålebeskyttelse).

Der er i loven hjemmel til at fastsætte almindelige undtagelsesregler fra bestemmelsen. Herudover gives der blandt andet hjemmel til at fastsætte bestemmelser vedrørende de nødvendige sikkerhedsforanstaltninger i forbindelse med indførsel, fremstilling, anvendelse, opbevaring, transport og bortskaffelse m.v. af radioaktive stoffer.

Atomanlægsloven:

Lov om nukleare anlæg (atomanlæg)³, bestemmer blandt andet, at nukleare anlæg (herunder depoter til radioaktivt affald) kun må bygges med Indenrigs- og Sundhedsministerens godkendelse. Godkendelse meddeles på de vilkår, som findes påkrævet af hensyn til sikkerheden og andre væsentlige almene interesser.

Atomskadeerstatningsloven:

Lov om erstatning for atomskader (nukleare skader)⁴ implementerer Paris-Konventionen om erstatningsansvar for nukleare skader i dansk ret. Ved loven blev en række forsikringsmæssige bestemmelser i atomanlægsloven fra 1962 ophævet. Loven er under revision.

Atomanlægssikkerhedsloven:

Lov om sikkerhedsmæssige og miljømæssige forhold ved atomanlæg mv.⁵ angiver de processuelle betingelser for etablering m.v. af atomanlæg. Loven træder med enkelte undtagelser først i kraft, når dette vedtages ved lov. Det har været forudsat, at Folketinget samtidig med vedtagelse af en ikrafttrædelseslov ville tage stilling til kernekrafts anvendelse som energikilde i Danmark. I 1985 besluttede Folketinget imidlertid, at den offentlige energiplanlægning skal tilrettelægges ud fra den forudsætning, at atomkraft ikke ville blive anvendt (Folketingsbeslutning B 103 af 29. marts 1985). Indtil videre gælder derfor fortsat de bestemmelser om godkendelse af ansøgninger vedrørende bygning

² Nr. 94 af 31. marts 1953 som er ændret ved lov nr. 369 af 6. juni 1991

³ Nr. 170 af 16. maj 1962 som senest er ændret ved lov nr. 244 af 12. maj 1976

⁴ Nr. 332 af 19. juni 1974 som senest er ændret ved lov nr. 433 af 31. maj 2000

⁵ Nr. 244 af 12. maj 1976

og drift af nukleare anlæg, som blev fastsat ved atomanlægsloven fra 1962, og som ikke er ophævet ved senere lovgivning.

Lov om miljøvurdering af planer og programmer:

Lov om miljøvurdering af planer og programmer⁶ implementerer EU-direktiv 2001/42/EF af 27. juni 2001 om vurdering af bestemte planer og programmets indvirkning på miljøet.

Loven er rettet mod myndigheder, der i henhold til lovgivningen udarbejder planer, som sætter rammer for anlægsaktiviteter, der kan påvirke miljøet væsentligt. Loven pålægger myndighederne at foretage en vurdering af planen eller programmets virkninger på miljøet under overholdelse af visse mindste procedurer med bl.a. inddragelse af offentligheden. Disse regler vil være gældende, hvis det eksempelvis besluttet, at foretage reservationer for mulige placeringer af et slutdepot ved en statslig eller kommunal planlægning.

Planloven og VVM direktivet:

I forbindelse med den endelige placering og etablering af et slutdepot vil planlovens regler om vurdering af virkninger på miljøet (VVM) være gældende med mindre anlæggets præcise udformning og placering vedtages i enkeltheder ved en særlig lov.

Planlovens VVM-regler implementerer EU's miljødirektiv om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet⁷.

VVM-reglerne for anlæg på land fremgår af planloven gennem planlovens regionplanbestemmelser og ved bekendtgørelse nr. 1006 af 20. oktober 2005. Planlovens VVM-regler er 1. januar 2007 overgået fra regionplanmyndigheden til henholdsvis kommunerne eller staten og bliver herefter knyttet til kommuneplanlægningen.

VVM-reglerne foreskriver, at der forud for etableringen af et anlæg til deponering af radioaktivt affald skal udarbejdes et tillæg til regionplanen (kommuneplanen) og gennemføres en vurdering af anlæggets virkninger på miljøet under overholdelse af proceduren for tilvejebringelse af regionplantillæg, som bl.a. skal sikre offentligheden mulighed for at få kendskab og lejlighed til at kommentere forslaget til regionplantillæg på grundlag af den foretagne miljøvurdering.

Hvis anlæggets etablering vedtages i enkeltheder ved en særlig lov, finder direktivet ikke anvendelse. Det forudsættes dog, at direktivets mål nås gennem lovgivningsprocessen. Dette betyder i praksis, at vurderingen af virkningerne på miljøet og inddragelse af offentligheden skal foretages i forbindelse med lovforberedelsen.

Miljøbeskyttelsesloven

Etableringen af et slutdepot for radioaktivt affald i Danmark er ikke omfattet af miljøbeskyttelseslovens regler om miljøgodkendelse.

Under miljøbeskyttelseslovens regelsæt er der ingen regler, som vedrører kategorisering af radioaktivt affald eller håndtering og deponering af radioaktivt affald, herunder regler som definerer, hvor-

⁶ Nr. 316 af 5. maj 2004

⁷ EU's miljødirektiv om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet (85/337/EØF) af 27. juni 1985 – også kaldet VVM-direktivet – med senere ændringer ved direktiv 97/11/EF af 3. marts 1997 og 2003/35/EF af 26. maj 2003.

når affald kan overgå fra at være radioaktivt til ikke-radioaktivt. (Jf. Redegørelse fra det tværministerielle udvalg, oktober 2002: ”Beskrivelse af de retlige rammer m.v. for den umiddelbare håndtering af affald under afviklingen af de nukleare anlæg på Risø”.)

Radioaktivt affald er ligeledes ikke omfattet af EU’s affaldsrammedirektiv og direktivet om deponering af affald.

Med EU’s rådsbeslutning 2003/33/EF af 19. december 2002 og berigtigelse af rådsbeslutningens bilag af 20. maj 2003 fastsættes yderligere krav til kriterier og procedurer for modtagelse af affald på deponeringsanlæg. Disse krav forventes at være implementeret i Danmark inden udgangen af 2006.

Rådsbeslutningen stiller krav til modtagelsesprocedurerne for affald på deponeringsanlæg, herunder krav om en grundlæggende karakterisering, der bl.a. indebærer, at affaldets sammensætning og udvaskningsegenskaber skal være kendt eller tilvejebringes ved testning. Desuden findes krav til løbende overensstemmelsestest af det tilførte affald og om kontrol ved modtagelse på deponeringsanlægget.

Rådsbeslutningen indebærer desuden, at affald, der modtages på deponeringsanlæg for farligt affald, skal overholde en række grænseværdier for udvaskning af en række tungmetaller, salte og organiske stoffer. Kan disse grænseværdier ikke overholdes, må affaldet ikke deponeres, før affaldet har været yderligere behandlet, og herved kan bringes til at overholde de fastsatte grænseværdier.

Rådsbeslutningens bilag indeholder desuden kriterier for underjordisk deponering, herunder krav til, at der foretages en lokalitetsbestemt sikkerhedsvurdering, samt at affaldet underkastes den ovenfor beskrevne modtagelsesprocedure.

2.1.2 Internationale forpligtelser

EURATOM-traktaten:

Traktaten⁸ forudsætter blandt andet, at EU (Rådet) vedtager ensartede sikkerhedsnormer for al brug af ioniserende stråling, herunder nukleare anlæg og kontrol med nukleart materiale. De ensartede sikkerhedsnormer udmøntes normalt i form af direktiver, der efterfølgende gennemføres i de nationale lovgivninger. Efter traktatens artikel 37, skal hver medlemsstat forsyne EU-Kommissionen med alle almindelige oplysninger vedrørende planer om bortskaffelse af radioaktivt affald i enhver form, for at det derved kan afgøres, om iværksættelsen af denne plan kan antages at medføre en radioaktiv kontaminering af en anden medlemsstats vande, jord eller luftrum. Efter høring af en ekspertgruppe, afgiver Kommissionen en udtalelse inden for en frist af seks måneder.

Affaldskonventionen:

Den internationale fælleskonvention om sikkerheden ved håndtering af brugt brændsel og radioaktivt affald⁹ trådte i kraft den 18. juni 2001. Danmark underskrev konventionen den 9. februar 1998 og accepterede den endeligt den 3. september 1999. Den danske accept gælder ikke for Færøerne og Grønland. Konventionen indeholder blandt andet en erklæring om, at radioaktivt affald så vidt mu-

⁸ Traktaten af 25. marts 1957 om oprettelse af Det Europæiske Atomenergifællesskab, som senest er ændret ved Amsterdam-traktaten af 2. oktober 1997.

⁹ Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

ligt skal deponeres i det land, hvor det blev genereret. Hvert 3. år afholdes review-møder for at vurdere, om de enkelte lande lever op til konventionen.

Århus-Konventionen:

Den internationale konvention om adgang til oplysninger, offentlig deltagelse i beslutningsprocesser samt adgang til klage og domstolsafgørelser på miljøområdet, også kaldet "Århus-Konventionen"¹⁰ har til formål at sikre borgernes rettigheder på miljøområdet. Konventionen, der blev underskrevet af 35 lande den 25. juni 1998, trådte i kraft den 30. oktober 2001. Konventionen er implementeret i Danmark ved bekendtgørelse nr. 447 af 31. maj 2000. Det bemærkes, at der på det nukleare område ikke er foretaget ændringer i lovgivningen som følge af denne konvention.

De dele af Århus-konventionen, der vedrører procedurene for vurdering af virkninger på miljøet – hvad enten det drejer sig om miljøvurdering af planer og programmer eller VVM, er implementeret i henholdsvis Lov om miljøvurdering af planer og programmer samt planlovens VVM-bestemmelser.

Espoo-Konventionen:

Konventionen¹¹ om vurdering af virkningerne på miljøet på tværs af landegrænserne, populært kaldet "Espoo-Konventionen" (The Convention on environmental Impact Assessment in a Transboundary Context (EIA Convention), UNECE, 1991) forpligter deltagerne til at vurdere virkningerne på miljøet af visse aktiviteter på et tidligt tidspunkt i planlægningsstadiet. Konventionen fastsætter herudover en generel forpligtelse for de deltagende lande til at konsultere hinanden om alle større projekter, som er under overvejelse, såfremt projektet må antages at have en mærkbar skadevirkning på miljøet på tværs af landegrænser. Konventionen, der trådte i kraft den 10. september 1997, blev underskrevet af Danmark den 26. februar 1991 og ratificeret den 14. marts 1997.

Lov om miljøvurdering af planer og programmer og planlovens VVM-regler er indrettet på, at miljøministeren kan opfylde Espoo-konventionen og den tilhørende protokol for miljøvurdering af planer og programmer.

Nordiske og bilaterale aftaler:

Nordisk Ministerråd godkendte december 1973 retningslinier for kontakt vedrørende nukleare anlæg ved grænser mellem Danmark, Finland, Norge og Sverige for så vidt angår sikkerhedsmæssige spørgsmål¹², hvor det aftaltes, at informere nabolande ved opførelse af nukleare anlæg.

Tilsvarende aftale er indgået med Tyskland¹³.

2.2 Indstilling

Som redegjort for i B 48 indeholder den eksisterende lovgivning et tilstrækkeligt hjemmelsgrundlag for at etablere et slutdepot. Samtidig påpeges i B 48, at hensigtsmæssigheden af at tilvejebringe et entydigt hjemmelsgrundlag for et slutdepot bør overvejes, foruden det overvejes, hvordan og i hvil-

¹⁰ UN Convention on access to Information, Public, Participation in Decision Making and Access to Justice in Environmental Matters

¹¹ Konventionen af 25. februar 1991

¹² BKI nr 18 af 11/02/1977

¹³ BKI nr 11 af 17/01/1979

ket omfang Folketinget, befolkningen samt kommunale og andre myndigheder skal inddrages i processen

På den baggrund er det arbejdsgruppens indstilling, at den næste fase i processen om etablering af et slutdepot tager udgangspunkt i planlovgivningen og dens offentlighedsbestemmelser.

I den efterfølgende fase med fastlæggelse af depotets lokalisering og etablering er det arbejdsgruppens indstilling, at dette sker ved lov dels af hensyn til ønsket om i størst muligt omfang at inddrage Folketinget og dels for at få fastlagt de samlede lovgivningsmæssige rammer for depotet.

Fastlæggelse af depotets lokalisering og etablering i den efterfølgende fase bør ske ved lov dels af hensyn til ønsket om i størst muligt omfang at inddrage Folketinget og dels for at få fastlagt de samlede lovgivningsmæssige rammer for depotet. I en sådan lov vil samtlige spørgsmål i forhold til etablering og drift af slutdepotet kunne reguleres.

Det vurderes meget vanskeligt om ikke umuligt at etablere et slutdepot for radioaktivt affald og på samme tid sikre, at reglerne om deponering af ikke radioaktivt farligt affald overholdes, idet der er modsatrettede krav til et slutdepot, der både skal indeholde radioaktivt og farligt affald. Ved etablering af slutdepotet anbefales det at tage udgangspunkt i hovedproblemet, som er affaldets radioaktive indhold.

3 Affaldstyper og mængder

Det danske radioaktive affald er af meget forskellig oprindelse, type og aktivitet¹⁴. Det hidrører dels fra den tidligere nukleare forskning på Risø og dels fra andre danske brugere af radioaktive stoffer, fx sundhedssektoren, forskningsinstitutioner, industrien mv.

Det danske lav- og mellemaktive affald stammer fra:

- Komprimeret lavaktivt¹⁵ fast affald (papir, plast, arbejdstøj, glas, metal m.v.)
- Kasseret radioaktivt forurenede udstyr
- Restprodukt fra rensning af vand fra Risøs anlæg (bitumenindesluttet inddampningskoncentrat, ionbytteraffald m.v.)
- Kasserede radioaktive kilder (fra sundhedssektoren, forskning og industri)
- Affald fra afvikling af de nukleare anlæg
- Særligt affald, dvs. forskellige typer affald, der ikke har oprindelse i de øvrige kategorier

Når det drejer sig om håndtering af radioaktivt affald, er affaldets oprindelse imidlertid ikke det mest relevante aspekt. Internationalt arbejdes der med en fælles metode til klassificering af radioaktivt affald, der er mere anvendelig og specifikt rettet mod håndtering og deponering af det radioaktive affald.

3.1 Klassificering

Klassificering af radioaktivt affald er et vigtigt element på alle niveauer i affaldshåndteringen. Ofte er hovedformålet med klassificeringen sikkerhedsrelateret, men der er andre områder, der stiller krav til klassificeringen. I tabel 3.1 er listet en række områder, hvor klassificering har betydning.

Niveau i affaldshåndteringen	Områder, hvor klassificering har betydning
Planlægning	<ul style="list-style-type: none">• Udarbejdelse af strategier for affaldsbehandling• Design af faciliteter til affaldshåndtering• Fordeling af affald til forskellige deponeringsfaciliteter
Drift	<ul style="list-style-type: none">• Definerings af driftsaktiviteter og organisering af arbejdet• Indikering af den potentielle risiko forbundet ved håndtering af affaldet• Som forudsætning for en systematisk registrering og arkivering af data om affaldshåndtering og depotbeholdninger.
Kommunikation	<ul style="list-style-type: none">• Ved at fremme brugen af alment anerkendte og forståede begreber / akronymer kan man fremme kommunikationen mellem eksperter fra forskellige lande og mellem eksperter, operatører, embedsmænd og offentligheden.

Tabel 3.1. Eksempler på områder, hvor klassificering er af betydning.

IAEA¹⁶ og EURATOM har udarbejdet anbefalinger til klassificeringssystemer, som ligger meget tæt op af hinanden. De opererer begge med et system til klassificering af fast radioaktivt affald,

¹⁴ Et mål for hvor radioaktivt en given mængde stof er. Aktivitet måles i Becquerel (Bq).

¹⁵ Radioaktivt affald, der kan håndteres uden særlig strålingsbeskyttelse. Omfatter f.eks. kitler, overtræksko og afdækningsmateriale, der er blevet forurenede med radioaktivt stof.

¹⁶ International Atomic Energy Agency er en organisation under FN. Formålet med IAEA er at fremme sikkerhed og sundhed i forbindelse med udvikling af fredelige nukleare teknologier.

hvor affaldet opdeles i de 2 hovedkategorier: 'Højaktivt affald'¹⁷ og 'lav- og mellemaktivt'¹⁸ affald, hvor kategorien lav- og mellemaktivt affald underopdeles i kort- og langlivet affald^{19,20}, som vist i tabel 3.2.

Derudover opererer EU med ekstra affaldskategori "Temporært affald". Temporært affald er affald fra bl.a. sundhedssektoren, der efter en kort henfaldsperiode på op til 5 år overholder kravene til frigivelse, og herefter muligvis kan behandles som konventionelt affald uden for kontrolsystemet.

Affaldsklasser	
Temporært affald	
Lav- og mellemaktivt affald (LILW)	Kortlivet affald (LILW-SL)
	Langlivet affald (LILW-LL)
Højaktivt affald (HLW)	

Tabel 3.2. Klassificeringssystem for radioaktivt affald til deponering

Det højaktive affald udvikler varme og udsender oftest kraftig stråling. Det kræver derfor helt særlige forhold at håndtere og deponere højaktivt affald sikkerhedsmæssigt forsvarligt. Typisk højaktivt affald er brugt brændsel fra atomkraftværker. Danmark er ikke i besiddelse af højaktivt affald. Det er således udelukkende lav- og mellemaktivt affald, der skal placeres i et dansk slutdepot.

Det mellemaktive affald adskiller sig fra det lavaktive ved aktivitetsindholdet. Dette har primært betydning ved den praktiske håndtering, idet stråling fra mellemaktivt affald nødvendiggør afskærmning. Ved deponering er det ikke så væsentligt, om affaldet er lavaktivt eller mellemaktivt. De to kategorier er derfor typisk slået sammen når affald klassificeres ud fra deponeringshensyn.

I stedet er det afgørende, om affaldet er kortlivet eller langlivet. Kortlivet affald vil hurtigere henfalde²¹ til et niveau, hvor den radioaktive stråling fra affaldet ikke udgør nogen sundheds- eller miljømæssig risiko. Kortlivet affald kræver derfor ikke isolation fra biosfæren i en så lang periode som det langlivede.

Om affald klassificeres som kortlivet eller langlivet affald er afhængig af halveringstiden²² for de radioaktive stoffer i affaldet. Kortlivet affald er defineret ved, at kun en ringe del af aktiviteten skyldes stoffer, der har en halveringstid på over ca. 30 år. Ligeledes defineres langlivet affald som affald, der indeholder væsentlige mængder radioaktive stoffer med halveringstid over ca. 30 år.

¹⁷ Højaktivt affald har en væsentlig varmeudvikling på over 2 kW/m³. Affaldet består eksempelvis af brugte brændselstave fra kernekraftværker.

¹⁸ Mellemaktivt affald kræver afskærmning ved håndteringen. Dog må varmeudviklingen maksimalt være 2 kW/m³. Omfatter f.eks. emner, der er blevet bestrålet i en reaktor, herunder kontrolstave og andre komponenter fra reaktoren samt lukkede kilder.

¹⁹ I kortlivet affald har kun en mindre del af de radioaktive isotoper en halveringstid på over 30 år.

²⁰ Langlivet affald indeholder væsentlige mængder radioaktive isotoper med halveringstid over ca. 30 år.

²¹ Henfald er en spontan atomkerneomdannelse, hvorved det pågældende atom ændres til et andet grundstof. I forbindelsen med processen udsendes radioaktiv stråling.

²² Den tid det tager før aktiviteten fra en given isotop er faldet til det halve. Halveringstiden er forskellig for forskellige isotoper og kan være fra brøkdelen af et sekund til hundredetusinder af år.

Udover klassificeringen baseret på affaldets radioaktive egenskaber kan det af sikkerheds-, miljø- mæssige og praktiske årsager være nødvendigt at indføre en supplerende klassificering af affaldet. I denne supplerende klassificering kan eksempelvis følgende parametre indgå:

- Gasudvikling (kemisk, biologisk, radioaktiv).
- Kemisk reaktivitet / brandbarhed.
- Biologisk omsætning.
- Toksicitet²³.
- Mobilitet²⁴.

3.2 Konditionering af affaldet

Affaldsmængder angives som regel som volumen færdigkonditioneret affald. Ved konditioneret affald forstås, at affaldet er pakket og emballeret i en form, så det er egnet til at blive deponeret eller mellemlagret. De tromler der i dag er mellemlagret på Behandlingsstationen på Risø er konditioneret for mellemlagring. Dele af affaldet har behov for yderligere konditionering, før det kan placeres i et slutdepot.

Formålet med konditionering er at omdanne eller pakke materialerne, sådan at risikoen for spredning af de radioaktive komponenter formindskes, og så de fylder mindst muligt. Flydende affald bringes på fast form og fast affald pakkes i tromler eller andre beholdere af stål eller rustfrit stål. Ved nogle affaldstyper kan det være nødvendigt at anvende omstøbning med beton.

Hvis der er tale om affald, der kræver afskærmning eller forsegling i form af betonindkapsling kan konditioneringen af det radioaktive affald øge volumenet kraftigt. Dette er en vigtig faktor ved estimering af behovet for deponeringskapacitet.

3.3 Samlet opgørelse over typer og mængder af affald

Dansk Dekommissionering har udarbejdet en opgørelse over typer og mængder af affald, der skal deponeres i et dansk slutdepot, jf. Appendiks A.

Affaldet er i denne sammenhæng opdelt i 4 grupper, som vist i tabel 3.3.

²³ Giftighed (kemisk)

²⁴ Bevægelighed. I denne forbindelse af opløste stoffer i grundvandet.

Gruppe	Dansk radioaktivt affald	Volumen
1	Affald fra afvikling af de nukleare anlæg	840 m ³
2	Lavaktivt (eksisterende affald)	2.020 m ³
	Mellemaktivt (eksisterende affald)	540 m ³
3	Særligt affald	230 m ³
4	Tailings ²⁵ og kontamineret beton	1.100 m ³

Tabel 3.3. Overslag over volumen af dansk radioaktivt affald, opdateret til årsskiftet 04/05²⁶

I tabel 3.3 ses endvidere den seneste opdaterede og sammenfattede overslagsmæssige oversigt over mængder af færdigkonditioneret affald, der må forventes at skulle placeres i et dansk slutdepot. Visse af overslagsberegningerne er behæftet med væsentlige usikkerheder.

Til hver af de fire grupper er der knyttet følgende kommentarer:

For gruppe 1 gælder, at mængderne af affald fra afvikling af de nukleare anlæg er skønnet ud fra udformning og drift af reaktorerne m.v. Det konditionerede volumen er estimeret ud fra materiale-vægten og en skønnet pakningseffektivitet. Det er på denne baggrund estimeret, at affaldet fra afvikling af de nukleare anlæg vil fylde ca. 840 m³ i konditioneret form.²⁷

Tallene fra gruppe 2 er baseret på opgørelser over antal oplagrede tromler, specialbeholdere m.v. Der er specielt usikkerhed om volumen af det mellemaktive affald, hvoraf en stor del endnu ikke er færdigkonditioneret. Der er derfor foretaget en opdeling i lav- og mellemaktivt affald. Deponeringsvolumenet afhænger blandt andet af, hvorvidt det skønnes nødvendig at omgive de eksisterende affaldsenheder med en ydre beskyttende beholder inden anbringelsen i depotet.

Det særlige affalds (gruppe 3) sammensætning er vist i tabel 3.4:

²⁵ Tailings fra uranudvindingsforsøgene med uranmalm fra Kvanefjeldet på Grønland består af rester efter uranekstraktionsprojekterne i 1970'erne og 80'erne samt det underlejrrede kontaminede beton.

²⁶ Ny note: Det revurderede skøn over affald i gruppe 1 er 2080 m³, og mængden af særligt affald er reduceret til 180 m³, jf. også forordet.

²⁷ Ny note: Se note 26.

Affaldstype	Mængde
Eksperimentelt bestrålet brændsel	233 kg uran
Bestrålet brændsel i opløsning	1,2 kg uran
Større α -kilder	30-40 stk.
Uran i opløsning (DR1)	5 kg uran
Tungt vand ²⁸	16 t
Ikke bestrålet uran	2.000 kg uran

Tabel 3.4. Særligt affald²⁹

Det særlige affald er endnu ikke konditioneret og der er usikkerhed om dets færdigkonditionerede volumen. Hvordan den endelige konditionering skal være, vil endvidere være afhængigt af depot-koncept.

Der er endnu uafklaret hvorvidt alt affald og andet materiale kan deponeres i samme facilitet eller om der er delmængder, som vil kræve særlige løsningsmodeller. Indtil videre må det påregnes, at alt affaldet skal placeres i et dansk slutdepot.

Gruppe 4, tailings, opbevares i dag under vand i to særlige bassiner. Materialet skal holdes vand-mættet for at forhindre udsivning af den radioaktive gas radon. Tailings er derfor muligvis ikke velegnet til deponering i depoter som ligger over grundvandsspejlet. Tailings udgør ca. 600 m³ mens forurenede beton vil udgøre ca. 500 m³. Det er ikke endeligt afgjort hvor de 1.100 m³ tailings og underliggende beton skal slutdeponeres, men det vurderes at være en mulighed, at det skal ske sammen med det øvrige radioaktive affald.

3.4 Potentielt affald

Yderligere er der hvad der kan kaldes 'potentielt affald'. Det drejer sig blandt andet om 3.670 t lavaktivt uranmalm. Uranmalmen har en aktivitetskoncentration, der er ca. 200 gange højere, end hvad det typisk forekommer i dansk jord.

Malmen blev hjemtaget fra Kvanefjeldet på Grønland i forbindelse med uranekstraktionsprojekterne i 1970'erne og 80'erne, men blev ikke er anvendt til forsøg. Malmen er som sådan ikke radioaktivt affald, da den anses som et råstof. Det må særskilt vurderes, hvordan malm og underliggende jordlag skal håndteres. Det kan ikke afvises, at en løsning er at placere det i et dansk slutdepot. Dette skal i så fald inkluderes i de overvejelser, der gøres i forbindelse med etableringen af slutdepot, f.eks. med hensyn til kapacitet.

Endvidere er der endnu ikke en endelig afklaring vedrørende den fremtidige håndtering af NORM³⁰-affald. Det danske NORM-affald stammer primært fra udvinding af olie og gas i Nordsø-

²⁸ Vand, hvor det sædvanlige brintatom i molekylerne er erstattet af deuterium, hvis kerne indeholder en proton og en neutron.

²⁹ Ny note: Som følge af afhændelsen af tungt vand og 11 kilder, jf. forordet, er der nu tale om 20-30 større alpha-kilder og ca. 120 kg tungt vand.

en. Der er tale om små mængder årligt produceret affald, som i dag håndteres af producenten. NORM-affald har generelt lav aktivitet.

Endelig er der fremtidigt affald som lukkede radioaktive kilder, der stadig er i brug her i landet indenfor sundhedssektoren, forskning og industri. Det forventes, at der i fremtiden årligt vil produceres omkring 2 t affald svarende til ca. 8 m³ konditioneret affald i Danmark. Overvejelser vedrørende fremtidig bortskaffelse af potentielt affald er et aspekt af planlægningen for et dansk depot for lav- og mellemaktivt affald.

3.5 Henfald af radioaktive stoffer i affaldet

Selvom langt den største del af aktiviteten i affaldet på nuværende tidspunkt er knyttet til kortlivede radioaktive stoffer, er der som nævnt en fraktion af langlivede radioaktive stoffer i affaldet, og denne fraktion vil efter en årrække blive dominerende rent aktivitetsmæssigt.

Dette er søgt illustreret på de 2 søjlediagrammer på figur 3.1, der viser aktiviteten i 6 adskilte affaldskategorier i år 2005 og 2305:

1. Affald fra afvikling af de nukleare anlæg på Risø
2. Tungt vand
3. Lavaktivt affald
4. Mellemaktivt affald
5. Særligt affald
6. Tailings + underliggende jord.

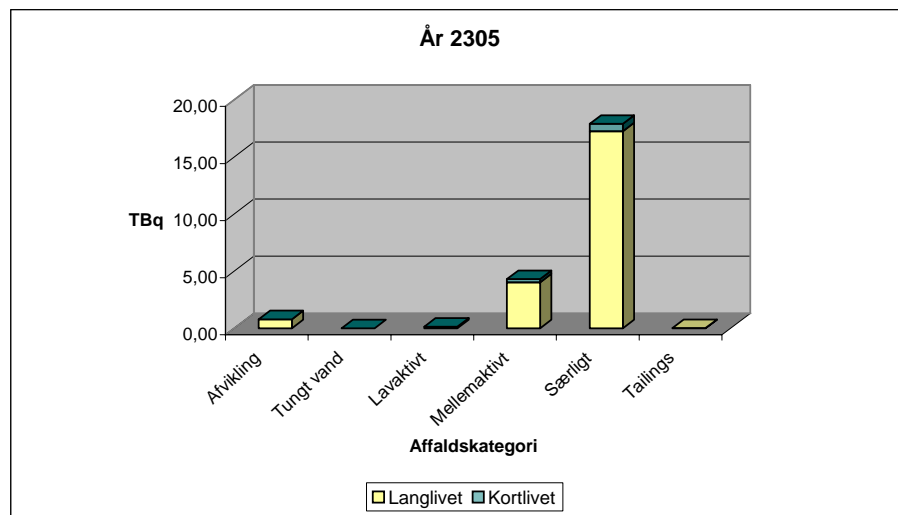
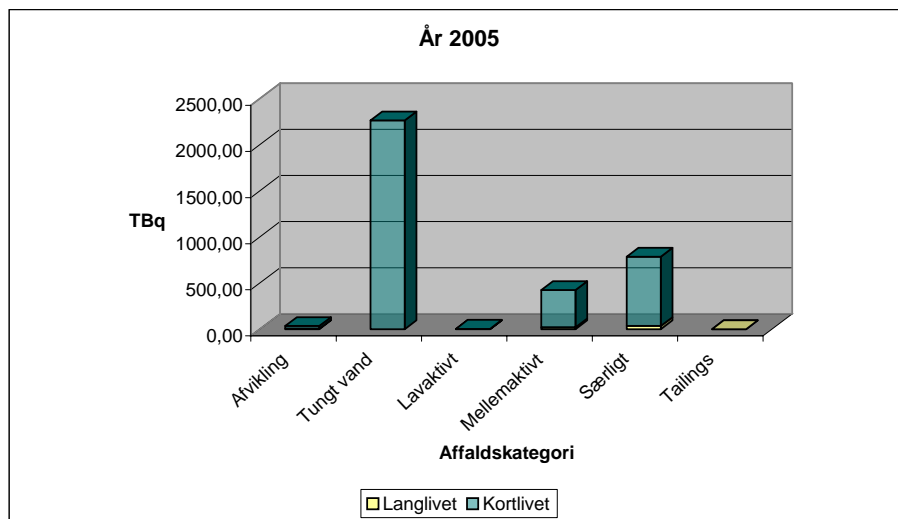
Det er valgt på denne figur at vise de 16 t tungt vand i en separat søjle, fordi det er den største mængde affald fra kategorien ”Særligt affald” og fordi det tunge vand adskiller sig fra resten af ”Særligt affald” ved sit høje indhold af kortlivede radioaktive stoffer (tritium³¹).

Den største del af aktiviteten i affaldet er i 2005 knyttet til ”Tungt vand” og den samlede aktivitet i affaldet er på omkring 3.500 TBq (TBq = 1.000.000.000.000 Bq). Endvidere ses, at selvom ”Tailings”, ”Lavaktivt affald” og ”Afvikling af anlæg” rent volumenmæssigt er dominerende, er disse fraktioner rent aktivitetsmæssigt kun mindre betydende. Bemærk at skalaen ikke er den samme på de 2 søjlediagrammer – søjlerne fra diagrammerne kan således ikke sammenlignes direkte.

Efter 300 år er den samlede aktivitet nede på 23 TBq, altså under 1 % af hvad der er i 2005, og stort set al aktiviteten er nu knyttet til langlivede radioaktive stoffer i ”Særligt affald” og ”Mellemaktivt affald”.

³⁰ Natural Occuring Radioactive Material

³¹ Ustabil (radioaktiv) isotop af brint, hvis kerne indeholder en proton og to neutroner. Tritium dannes eksempelvis i tungtvandsreaktorer, som DR3.



Figur 3.1: Henfald i aktivitet i dansk radioaktivt affald³²

3.6 Farligt affald (kemisk)

Det radioaktive affald indeholder ud over de radioaktive stoffer også en vis mængde farligt affald i form af tungmetaller og andre kemiske stoffer, herunder 2 tons ubestrålet uran, 50-70 tons bly, omkring 200 kg cadmium og 80 kg beryllium samt 40-50 tons bitumen.

Bly og cadmium i metallisk form klassificeres ikke som sundhedsskadeligt. Der er for tiden et arbejde i gang for at klassificere metaller i forhold til miljøfare. Hvorvidt denne klassificering vil medføre, at disse metaller vil blive klassificeret som farligt affald, vides endnu ikke. Beryllium klassificeres som kræftfremkaldende og vil derfor også blive klassificeret som farligt affald. Bitumen, som er en destillationsrest fra raffinering af olie eller kul, klassificeres som farligt affald, hvis det indeholder tjære. Den bitumen, der er brugt her (Mexphalt 40/50) er dog oliebaseret.

³² Ny note: Det bemærkes, at aktiviteten fra det tunge vand allerede er væk som følge af afhændelse af det tunge vand.

Da det ikke er umiddelbart muligt at udtage og særskilt behandle den del af affaldet, der er klassificeret som farligt affald (aktiverede eller kontaminerede metaldele, udfældede metalioner i restprodukt fra vandrensningsanlægget m.v.), vurderes det, at den samlede mængde af affald skal klassificeres som farligt affald.

Selv når den væsentligste del af aktiviteten er henfaldet, vil depotet fortsat indeholde mindre mængder langlivede isotoper³³. Alligevel vil man måske til den tid vælge at kategorisere depotet som et affaldsdepot, der indeholder ikke-radioaktivt farligt affald.

3.7 Indstilling

Det anbefales, at der foreløbig arbejdes videre med et dansk slutdepot, med en kapacitet på 5.000 - 10.000 m³. Dette volumenspænd tager højde for de usikkerheder der på nuværende tidspunkt er med hensyn til mængden af færdigkonditioneret affald og evt. deponering af det potentielle affald i et vist tidsrum.

Depotet skal udformes så der er stor sandsynlighed for at de radioaktive stoffer i affaldet bliver isoleret fra mennesker og miljø i en passende periode på mindst 300 år. Samtidig skal der etableres et arkiv med oplysninger om slutdepotets indhold, beliggenhed og indretning. Arkivet skal efter lukning af slutdepotet vedligeholdes i en tilsvarende periode.

³³ Atomer tilhørende det samme grundstof, men med forskellig antal neutroner i kernen. Visse isotoper er ustabile (radioaktive), og vil spontant henfalde til et andet grundstof under afgivelse af ioniserende (radioaktiv) stråling.

4 Overordnede principper for beskyttelse af mennesker og miljø

Et vigtigt led i udarbejdelsen af beslutningsgrundlaget er, som det er nævnt i B 48, udarbejdelse af fundamentale sikkerheds- og miljømæssige principper for deponeringen af det radioaktive affald.

Disse fundamentale miljø- og sikkerhedsmæssige principper skal sætte de rammer inden for hvilket alt arbejdet omkring etableringen af slutdepot skal udføres.

Flere internationale organisationer arbejder med at sikre og forbedre sikkerheds- og miljømæssige forhold inden for håndtering af radioaktivt affald, f.eks. i form af udarbejdelse af anbefalinger og standarder inden for området. De to vigtigste organisationer er IAEA og ICRP³⁴. Det anses som god praksis at følge disse anbefalinger og standarder, og der skal normalt gode argumenter til for at afvige fra dem.

Yderligere har Danmark ratificeret Affaldskonventionen under IAEA, som derved er bindende. Denne konvention er i stor udstrækning baseret på anbefalinger fra IAEA. Konventionens formål er bl.a. at skabe og fastholde et højt sikkerhedsniveau i forbindelse med behandling af radioaktivt affald i hele verden og at sikre effektiv beskyttelse mod mulige risici på alle trin i behandlingen af radioaktivt affald. Konventionen sætter overordnede retningslinier for, hvordan radioaktivt affald skal håndteres både sikkerheds- og miljømæssigt. Affaldskonventionen er dog af så overordnet karakter, at den vurderes ikke at kunne stå alene som fundamentale miljø og sikkerhedsmæssige principper for et dansk slutdepot.

De fundamentale sikkerheds- og miljømæssige principper, som arbejdsgruppen anbefaler at skulle gælde for et dansk slutdepot, og alt arbejdet omkring etableringen af det, er beskrevet i de følgende afsnit. Principperne er baseret på anbefalinger fra de internationale organisationer på området samt på Affaldskonventionen.

1. Beskyttelse af mennesker og miljø

Radioaktivt affald skal håndteres således, at der sikres et acceptabelt niveau af beskyttelse af mennesker og miljø.

Enhver eksponering af mennesker skal holdes så lav som rimeligt opnåelig under hensyn til økonomiske og samfundsmæssige faktorer. Stråling kan skade alle levende væsener, ikke bare mennesker. Strålebeskyttelse indbefatter derfor også planter, dyr og miljøet i øvrigt. Et slutdepot skal udformes, så stråling ikke udgør en risiko mod den biologiske mangfoldighed.

Inden for håndtering af radioaktivt affald foretrækkes det at koncentrere radioaktive stoffer frem for at fortynde dem i omgivelserne. For at beskytte mennesker og miljø fra den skadelige virkning af stråling fra radioaktivt affald må affaldet isoleres. Dette opnås ved at benytte en multi-barriere løsning, hvor såvel naturlige som konstruerede barrierer indgår.

Under deponeringsfasen vil der ske en eksponering af medarbejdere på stedet. Potentielt kan der ske en eksponering af lokalbefolkningen. Der vil være risiko for uheld, der fører til høje individuelle doser. Beskyttelse af arbejdstagere og lokalbefolkningen reguleres via de relevante myndigheder,

³⁴ The International Commission on Radiological Protection er et uafhængigt internationalt netværk af specialister inden for forskellige felter af strålebeskyttelse.

og der skal under drift gennemføres persondosimetri og omegnsmålinger med henblik på strålebeskyttelse af relevante grupper.

Håndtering af radioaktivt affald kan resultere i forurening med ikke-radioaktive farlige stoffer. Med hensyn til disse stoffer bør der iagttages et niveau af sundheds- og miljøbeskyttelse, der svarer til kravene for andre aktiviteter, der indbefatter håndtering af farlige stoffer.

2. Beskyttelse udenfor landets grænser

Radioaktivt affald skal håndteres således, at det sikres, at der tages hensyn til mulige effekter på mennesker og miljø udenfor landets grænser.

Det er baseret på et princip om, at et land er forpligtet til at handle ansvarligt og som minimum ikke pålægge andre lande effekter på menneskers sundhed og miljø, udover hvad der er acceptabelt inden for landets egne grænser.

3. Beskyttelse af fremtidige generationer

Radioaktivt affald skal håndteres således, at forudsigelige sundhedseffekter på fremtidige generationer ikke bliver større end tilsvarende niveauer af effekter, der er acceptable i dag. Ligeledes skal det sikres, at radioaktivt affald håndteres således, at der ikke pålægges fremtidige generationer urimelige byrder.

Hensynet til fremtidige generationer er af fundamental vigtighed i håndtering af radioaktivt affald. Dette princip udspringer af en etisk interesse for de fremtidige generationers helbred og miljø samt et princip om, at den generation, der nyder fordel af egne gøremål også bør bære ansvaret for at håndtere det resulterende affald.

Hvor det ikke er muligt at sikre total isolation af radioaktivt affald på lang sigt, er intentionen at skabe rimelig sikkerhed for, at der ikke sker uacceptable påvirkninger af menneskers helbred og af miljøet. Ved tilvejebringelsen af acceptable beskyttelsesniveauer anvendes kriterier, som mindst skal leve op til de beskyttelsesniveauer, man har i dag.

Deponering af radioaktivt materiale kan have effekt på fremtidig ressourceudnyttelse. Håndtering af radioaktivt affald bør derfor udføres, så fremtidig nyttiggørelse af naturlige ressourcer tages med i betragtning ved etablering af depotet. Begrænset handlefrihed kan dog blive overført til efterfølgende generationer, for eksempel i form af nødvendig monitoring af et affaldsdepot. Det bør tilstræbes, at deponering af radioaktivt affald ikke baseres på, at kommende generationer skal udføre sikkerhedsprocedurer eller monitoring.

Beliggenhed, indhold og indretning af et slutdepot til radioaktivt affald skal registreres og bevares på passende vis, så fremtidige generationer har fuld viden om forholdene i og omkring slutdepotet.

4. De juridiske rammer

Radioaktivt affald skal håndteres indenfor passende nationale juridiske rammer, der inkluderer fuldstændig fordeling af ansvar og økonomisk grundlag for de uafhængige instanser.

Der bør ske en klar fordeling af ansvar mellem alle involverede selskaber og organisationer inden for ethvert gøremål omkring håndtering af radioaktivt affald. Der kræves klar adskillelse mellem

den tilsynsførende myndighed og de udførende parter for at garantere uafhængigt tilsyn med håndteringen af radioaktivt affald.

Da håndtering af radioaktivt affald tidsmæssigt strækker sig over flere generationer, bør der gøres overvejelser omkring nuværende og sandsynlige fremtidige handlinger. Der bør sikres et grundlag for opfyldelse af tilstrækkelig langvarig kontinuitet af ansvar og økonomiske krav.

5 Sikkerhedskriterier og sikkerhedsanalyser

5.1 Dosiskriterier

De overordnede principper, der er beskrevet i kapitel 4, kan udmøntes i egentlige kvantitative krav for strålebeskyttelse af mennesker i form af principper og begrænsninger for stråleudsættelse af arbejdstagere og enkeltpersoner i befolkningen under de forskellige perioder, som et slutdepot vil gennemgå, se afsnit 7.2. Kravene vil skulle fastsættes af Statens Institut for Strålebeskyttelse under Sundhedsstyrelsen (nuklear tilsynsmyndighed) med hjemmel i den nugældende lovgivning og eventuel ny specifik lovgivning, der måtte blive vedtaget for et dansk slutdepot. Nedenfor præsenteres forslag til disse principper og begrænsninger.

Lokaliserings- og byggeperioden

I lokaliserings- og byggeperioden vil der ikke befinde sig radioaktivt affald på depotet, og der vil således ikke være mulighed for stråleudsættelse af nogen personer. De fastsatte principper og begrænsninger for de efterfølgende perioder vil dog spille en væsentlig rolle for lokalisering, projektering og tilhørende godkendelser fra tilsynsmyndighederne.

Den operative periode

I den operative periode, hvor det radioaktive affald modtages i depotet og dette lukkes, betragtes depotet som et nukleart anlæg i drift på linie med de nuværende nukleare anlæg på Risø. Dette indebærer, at Sundhedsstyrelsens bekendtgørelse nr. 823 af 31. oktober 1997 om dosisgrænser³⁵ for ioniserende stråling vil være gældende. Bekendtgørelsen fastsætter følgende principper for begrænsning af stråledoser:

1. *Berettigelse*: Ved enhver anvendelse af ioniserende stråling skal fordelene opveje eventuelle risikomomenter.
2. *Optimering*: Alle doser skal holdes så lave som rimeligt opnåeligt.
3. *Dosisbegrænsning*: Ingen personer må modtage doser, der overstiger de i bekendtgørelsen fastsatte dosisgrænser.

Specielt princip 2 om optimering har en væsentlig indflydelse på størrelse af de stråledoser som modtages. De fastsatte dosisgrænser i bekendtgørelsen fremgår af følgende tabel.

Kategori	Grænse for effektiv dosis (helkropsbestråling) mSv ³⁶ pr. år
Arbejdstagere over 18 år	20
Enkeltpersoner i befolkningen	1

Table 5.1. Dosisgrænser for ioniserende stråling

³⁵ Den grænse som den effektive dosis ikke må overstige for enkeltpersoner. I Danmark er dosisgrænsen for den almindelige befolkning 1 mSv/år. For arbejdstagere involveret i en praksis er grænsen 20 mSv/år.

³⁶ Måleenhed for stråledoser modtaget af mennesker. Millisievert (mSv) er en tusindedel sievert.

Bestrålingen af enkeltpersoner i befolkningen fra et slutdepot i den operative periode vil kunne ske som følge af udslip af radioaktive stoffer til atmosfæren eller til vandløb, søer og havmiljøet i nærheden af depotet. Da dosisgrænserne for enkeltpersoner i befolkningen gælder for bestråling fra alle strålekilder (dog undtaget medicinsk og naturlig bestråling) er det nødvendigt at fastsætte hvilken brøkdels af dosisgrænserne, der må komme fra slutdepotet. Denne brøkdels benævnes referencedosis eller dosisbinding og foreslås på linie med de nuværende krav for de nukleare anlæg på Risø fastsat til 0,1 mSv pr. år.

Den årlige stråledosis til enkeltpersoner i befolkningen fra depotet kan ikke måles direkte. I stedet identificeres en kritisk gruppe for slutdepotet. En kritisk gruppe repræsenterer den gruppe af befolkningen (evt. hypotetisk), der modtager den største stråledosis fra slutdepotet. Gruppen er homogen med hensyn til bopæl, alder, spisevaner og andre adfærdsaspekter, der kan påvirke den årlige stråledosis. Referencedosis og kritisk gruppe vil sammen med modelberegninger blive benyttet af de nukleare tilsynsmyndigheder til at fastsætte numeriske grænser for det årlige udslip af radioaktive stoffer til luft og vand fra slutdepotet, således at den beregnede stråledosis for den kritiske gruppe ikke overstiger referencedosis. Måling af de aktuelle udslip og sammenligning af disse med de fastsatte udslipsgrænser vil udgøre den egentlige kontrol af, at driften af slutdepotet i den operative periode efterlever dosiskriteriet.

På tilsvarende måde er der i dag fastsat grænser for udslip af radioaktive stoffer i forbindelse med afviklingen af de nukleare anlæg på Risø, og de aktuelle målte udslip ligger ca. en faktor 100 under de fastsatte udslipsgrænser.

Perioden efter lukning

Et slutdepot for radioaktivt affald skal placeres, udformes, bygges, drives og lukkes, således;

- at både forventelige og potentielle stråleudsættelser i perioden efter lukning er optimeret under hensyn til samfundsmæssige og økonomiske forhold.
- at der er taget forholdsregler for at sikre, at stråledoser eller risici til enkeltpersoner i befolkningen på lang sigt ikke vil overstige de kriterier, der lægges til grund for depotets bygning og godkendelse.

I perioden efter lukning kan udslip af radioaktive stoffer til biosfæren ske som følge af den forventelige udvikling af depotets menneskeskabte og naturlige barrierer eller som følge af enkeltstående mindre sandsynlige hændelser.

Perioden efter lukning omfatter en første monitoringsfase, der efterfølges af en passivfase, hvor depotet i princippet er overladt til sig selv og ikke længere er under kontrol af tilsynsmyndighederne. Det vil derfor være naturligt at fastsætte en referencedosis for udslip for den forventelige udvikling af depotet, som svarer til det dosiskriterium, der i dag gælder for kontrol af frigivelse af materialer fra de nukleare anlæg på Risø. Frigivelse af sådanne materialer indebærer, at de betragtes som ikke-radioaktivt materiale, der ikke længere er omfattet af de nukleare tilsynsmyndigheders kontrol. Referencedosis for den forventelige udvikling af depotet foreslås derfor fastsat til 0,01 mSv pr. år på linie med det i dag gældende dosiskriterie for frigivelse, der er fastsat i Ministeriet for Sundhed og Forebyggelses bekendtgørelse nr. 192 af 2. april 2002 om undtagelsesregler fra lov om brug m.v. af radioaktive stoffer.

For potentielle udslip af radioaktive stoffer som følge af enkeltstående hændelser, f.eks. i form af skader på enkelte eller flere af depotets barrierer (fejlfunktion, drikkevandsboring i depotet, jordskælv) vil det for optimeringen være nødvendigt at se både på de resulterende stråledoser fra sådanne hændelser samt på sandsynligheden for deres indtræden.

For potentielle hændelser, der fører til [estimerede] stråledoser mindre end 10 mSv pr. år til personer, der lever i nærheden af depotet, forventes foranstaltninger til reduktion af sandsynligheden for deres indtræden eller af konsekvenserne heraf ikke at være berettiget ifølge internationale anbefalinger. For stråledoser større end 100 mSv pr. år vil det ifølge samme anbefalinger næsten altid være berettiget under depotets planlægning at foretage rimelige foranstaltninger for at begrænse sandsynligheden for sådanne hændelser eller konsekvenserne heraf.

For potentielle hændelser vil det derfor være naturligt at benytte en referencedosis på 10 mSv for den kritiske gruppe. For at tage højde for den ekstra usikkerhed, der er forbundet med beregning af begivenheder langt frem i tiden, foreslås det på denne baggrund, at der indføres en sikkerhedsfaktor på 10, således at der fastsættes en referencedosis på 1 mSv pr. år for de potentielle hændelser, der indgår i planlægning og godkendelsen af et slutdepot. Denne referencedosis svarer i øvrigt til den årlige dosisgrænse, der i dag er gældende for befolkningen, jf. tabel 5.1.

Strålerisiko

Ved udsættelse af personer for stråledoser på niveau med de ovenfor omtalte referencedoser vurderes det i en strålebeskyttelsesmæssig sammenhæng, at den væsentligste sundhedsmæssige konsekvens vil være en øget risiko for kræftsygdomme senere i livet. Baseret på anbefalinger fra Den Internationale Kommission for Strålebeskyttelse (ICRP) antages det, at sandsynligheden for at få en dødelig kræftsygdom som følge af bestrålingen stiger proportionalt med stråledosis. Endvidere antages det, at der ikke er nogen nedre tærskeldosis, under hvilken sandsynligheden er nul. Til brug for risikovurderinger og tilrettelæggelse af strålebeskyttelsesarbejde anbefaler ICRP en risikofaktor på 0,005 % pr. mSv, svarende til at 5 ud af 100.000 personer, der hver modtager en stråledosis på 1 mSv, senere vil udvikle en dødelig kræftsygdom. For en reference dosis på 0,01 mSv pr. år vil den beregnede ekstra årlige risiko således være af størrelsesordenen 1 til en million.

Oversigt over referencedoser

I tabel 5.2 er der vist en oversigt over de referencedoser, som forventes at blive fastsat til brug for vurdering og godkendelse af et dansk slutdepot.

Periode	Scenarium	Referencedosis, mSv pr. år
Operativ periode	Normal drift	0,1
Efter lukning	Forventelig udvikling	0,01
	Potentielle hændelser	1

Tabel 5.2. Oversigt over forslag til referencedoser for et dansk slutdepot

5.2 Miljøbeskyttelseskriterier

Der kan ikke på samme måde som overfor mennesker fastlægges kriterier for beskyttelse af miljøet, da der ikke foreligger statistiske data for den radioaktive strålings "sundhedsmæssige" effekt på dyr og planter.

Internationalt er der igangsat projekter med henblik på at kunne fastsætte radioaktiv strålings indvirkning på naturen og på den baggrund kunne anvende referencedyr og -planter som udgangspunkt i fastlæggelsen af kriterier og de følgende sikkerhedsanalyser. Udviklingen af disse projekter vil blive fulgt og medtaget i fastlæggelse af miljøbeskyttelseskriterierne i det omfang det er muligt.

Det er generelt fundet, at mennesker er den organisme, der er mest sårbar over for radioaktiv stråling. Har man således opstillet kriterier, der beskytter mennesker, kan det antages, at andre dyr og planter er beskyttet tilstrækkeligt over for stråling. Undtagelsen fra denne antagelse vil primært være relevant i forbindelse med en lille population af en art i et begrænset område omkring depotet.

Det vurderes, at de miljøbeskyttelseskriterier, der skal gælde for det pågældende slutdepot ikke bør fastsættes uafhængigt af den enkelte lokalitet, men udformes i sammenhængen med de lovpligtige VVM undersøgelser, der skal udføres på de enkelte lokaliteter. Dette sikrer at lokale forhold vil få betydning i form af stedspecifikke betragtninger i forbindelse med beskyttelse af miljøet.

5.3 Sikkerhedsanalyser

5.3.1 Formålet med sikkerhedsanalyser

Før der etableres et slutdepot for radioaktivt affald, gennemføres systematiske vurderinger af sikkerheden (sikkerhedsanalyser³⁷) i hele anlæggets driftslevetid og efter lukning. Sikkerhedsanalyserne er essentielle i vurderingen af et slutdepots konsekvenser overfor sundhed og miljø og anvendes til at demonstrere og dokumentere, hvorvidt depotet lever op til myndighedernes krav.

I de tidlige faser anvendes sikkerhedsanalyser til vurdering af sikkerheden for de overordnede depotkoncepter. Senere i forløbet anvendes de til at planlægge feltundersøgelser og endeligt anvendes de ved udformning og placering af slutdepot. Under detailudformningen af slutdepotet anvendes sikkerhedsanalyser til udarbejdelse af kravspecifikationer og systemoptimering. Endelig kan sikkerhedsanalyserne anvendes til fastlæggelse af monitoringsprogrammer.

5.3.2 Scenarier, spredningsveje

Med hensyn til at identificere forhold, der på lang sigt kan have indflydelse på depotet udvikling, gennemgås forskellige egenskaber, hændelser og processer (FEPs)³⁸ for depotet.

Herunder bør følgende forhold inddrages:

- Depotets omgivelser og struktur.
- Processer af naturlig art, som grundvandsstrømning, fluktuerende grundvandsstand, klimaændringer, jordskred, meteoritnedslag, mindre jordskælv m.v.
- Processer, der skyldes affaldet eller de nærmeste omgivelser, som reaktioner mellem affaldet, de menneskeskabte barrierer og den geologiske formation, det er placeret i.
- Utsigtet menneskelig aktivitet, som grundvandssænkninger, boringer eller udgravninger.

³⁷ Modelberegninger, der simulerer tidsmæssige udviklinger af slutdepotet, og de påvirkninger det eventuelt kan have på omgivelserne, for udvalgte scenarier.

³⁸ FEPs: Features, events and processes.

Der screenes for spredningsveje for radioaktive stoffer fra depotet og de mest oplagte spredningsveje identificeres. Der kan tænkes forskellige spredningsveje, eksempelvis fordampning/afgasning til atmosfæren, spredning af radioaktivt støv med vinden og udvaskning af radioaktive stoffer til grundvandet. Udvasning med vand viser sig ofte at være den væsentligste spredningsvej.

Sikkerhedsanalyserne vil typisk omfatte normalscenarier, der beskriver systemets forventelige udvikling, samt et antal mindre sandsynlige hændelser (el. uheldsscenarioer). Ved forventelig udvikling forstås forudsigelige forhold som f.eks. at enkelte tønder og enkelte barrierer kan tæres og blive utætte på lang sigt. Ved mindre sandsynlige hændelser forstås f.eks. nedslag af meteoritter, mindre jordskælv eller konsekvenser af, at der udføres vandindvinding i nærheden af depotet.

Scenarier, der enten er helt usandsynlige, eller hvor konsekvenser af hændelsen er så ødelæggende, at spredning af det radioaktive affald er det mindste problem, vil ikke blive vurderet som scenarier. Et eksempel er meteornedslag i nærheden af depotet. Udover at dette er helt usandsynligt vil konsekvensen for menneskeheden være så ødelæggende, at spredningen af det radioaktive affald er uden betydning. Følgende hændelser vil på denne baggrund ikke blive berørt nærmere som scenarier:

- Meteor nedslag
- Istid
- Større jordskælv
- Vulkanudbrud

Under kategorien ”menneskelig aktivitet” hører utilsigtet indtrængning³⁹. Dette kan forekomme i forbindelse med undersøgelse og udnyttelse af geologiske ressourcer, hvor der udføres borer, minegange eller udgravninger.

Sandsynligheden for at der sker utilsigtet indtrængning anses for meget lille men er afhængig af hvilken type depot, der etableres, og om befolkningen er bevidst om depotets eksistens. For depoter, hvis eksistens ikke er kendt, vil der generelt være større sandsynlighed for, at der sker utilsigtet indtrængning i et overfladenært depot end i et dybere placeret. Endvidere vil sandsynligheden være afhængig af barrierekonstruktionerne.

Utilsigtet indtrængning kan give doser til de personer, der udfører indtrængningen, f.eks. et borehold. Endvidere kan en utilsigtet indtrængning betyde, at der er sket gennembrud af en af barriererne. Dette kan medføre nye spredningsveje til befolkningen udenfor depotet.

Selv om sandsynligheden ved utilsigtet indtrængning anses for meget lav, vurderes det, at der er så stor usikkerhed omkring dette aspekt, at det ikke som udgangspunkt kan udelukkes som scenario. Det anbefales, at der udføres en særskilt vurdering af konsekvenserne og sandsynligheden for utilsigtet indtrængning ved forskellige typer og placeringer af slutdepoter. Denne vurdering vil så danne grundlag for, hvorvidt der skal udføres et specifikt scenario omhandlende en utilsigtet indtrængning.

³⁹ Indtrængning beskriver et hændelsesforløb, hvor mennesker engang i fremtiden trænger ind i eller borer ned i et måske glemt slutdepot.

5.3.3 Modeller

Til brug for sikkerhedsanalyser skal der udvikles eller tilpasses matematiske modeller, som sammen med de nødvendige data, muliggør beregning af udslip af radioaktive stoffer for en række definerede scenarier.

Indledende anvendes en simpel, konceptuel model, hvis formål er at få skabt en ramme for vurdering af slutdepotet og dets omgivelser over tid. På baggrund af den konceptuelle model udvikles egentlige numeriske modeller, med varierende detaljerings- og kompleksitetsniveauer til beskrivelse af enkeltprocesser, undersystemer og det samlede system.

Ved hjælp af de numeriske modeller beregnes der for de udvalgte scenarier, hvilke radioaktive stoffer og i hvilke koncentrationer slutdepotet vil påvirke omgivelserne med, herunder jord, luft, grundvand, nærliggende vandløb og søer m.v., i et fastlagt tidsforløb.

Ud fra disse beregnede koncentrationer kan det beregnes hvilke doser slutdepotet vil give anledning til overfor den kritiske gruppe. Dette tal sammenholdes med – og må ikke overstige - den fastsatte referencedosis.

5.3.4 Data

Kravene til datakvalitet og -mængde afhænger af formålet med sikkerhedsanalysen. De indledende analyser, hvor der anvendes relativt simple modeller, kan udføres på baggrund af eksisterende data (litteraturstudier) og kræver ikke lokalitetsspecifikke undersøgelser. De sikkerhedsanalyser, der udføres på senere stadier i projektet, eksempelvis til understøttelse af depotdesign, kræver komplicerede modeller og dermed store mængder kvalitetssikrede data fra forskellige kilder. Det er typisk følgende datatyper, der er behov for:

- Affaldets sammensætning (radiologiske og kemiske egenskaber)
- Beholdernes karakteristika (dimension, materialevalg, forarbejdning)
- Depotets karakteristika (dimensioner, materialer, opbygning)
- Lokalitetsdata (geologi, hydrogeologi, geokemi, erosion, klima)
- Biosphere (naturlige arter og deres leveforhold)
- Demografiske forhold
- Forhold omkring infrastruktur.

6 Udformning af slutdepot

Indledningsvis gennemgås i dette kapitel nogle generelle betragtninger om udformningen af slutdepotet. Efterfølgende beskrives forskellige typer depoter og der afsluttes med en indstilling.

6.1 Reversibilitet

Inden etablering af et slutdepot skal det besluttes, hvorvidt depotet skal være reversibelt. Reversibilitet betyder, at man efter lukning af depotet har mulighed for at tage affaldet ud af depotet igen, hvis dette skulle besluttes på et senere tidspunkt. Der er generelt to forhold, der kan medføre et ønske om reversibilitet.

- 1) Ny viden kan medføre, at der findes mere sikre deponeringsmetoder eller steder.
- 2) Ny teknologi medfører, at det er muligt at genanvende det radioaktive affald, f.eks. indenfor energiproduktion. Dette forhold er specielt relevant for højtaktivt affald som brugt brændsel.

Hvad angår det første forhold, er den umiddelbare vurdering, at det vil være mere fordelagtigt at deponere affaldet under så tilpas sikre forhold til at starte med, at det ikke senere bliver relevant at overveje at omdeponere affaldet. Ved at anvende dette princip undgås de sundhedsmæssige risici, der fremkommer ved en senere håndtering af affaldet under en omdeponering. Endvidere undgås de ekstra omkostninger, der er forbundet med konstruktionen af et reversibelt depot og den senere omdeponering af affaldet.

For at vurdere om det er relevant at udforme et slutdepot som reversibelt på baggrund af evt. fremtidig genanvendelse, er affaldsmængder og typer vigtige parametre. Et overblik over det danske affald kan ses i kapitel 3.

Det danske affald består for den største del af det eksisterende oplagrede affald, herunder blandet affald som brugte plastikhandsker og arbejdstøj, restprodukter fra vandrensningsanlægget på Risø samt andet svagt kontamineret affald. Den næststørste mængde er affald, der vil fremkomme ved afvikling af de nukleare anlæg, såsom kontamineret beton- og metaldele. Derudover er der ca. 600 m³ tailings, der er meget lavaktivt affald. Det er ikke sandsynligt, at disse typer affald vil kunne genanvendes til et fornuftigt formål i fremtiden.

Kategorien ”særligt affald” består af brugte lukkede kilder, bestrålet brændsel (forsøgsmateriale) m.v. Dette affald er af en type, som har den største mulighed for at fremtidig teknologi gør, at det kan genanvendes. Mængden af dette særlige affald er dog så lille og affaldet er ikke sorteret med genanvendelse for øje. Det anses derfor for usandsynligt, at en eventuel teknologisk udvikling vil gøre det muligt eller rentabelt at genanvende det inden for en overskuelig fremtid. Specielt når der tages hensyn til de sundhedsmæssige risici og de økonomiske omkostninger, der vil være forbundet med at håndtere dette radioaktive affald igen.

Eventuelt kan man overveje at mellemlagre dette affald og dermed udskyde en beslutning om slutdeponering. Det betyder dog i praksis, at man overfører byrden til næste generation.

Det skal nævnes, at et depot typisk er opdelt i flere celler og der kan være mulighed for at udforme enkelte celler med reversibilitet for øje, således at dele af depotet bliver reversibelt.

6.2 Kapacitet og mulighed for senere udvidelse af slutdepotet

Ud fra de skønnede affaldsmængder vurderes det i kapitel 4, at slutdepotet skal kunne indeholde af størrelsesordenen minimum 5.000 m³ konditioneret affald. Ud over det affald, der er beskrevet i kapitel 4, kommer der løbende nyt affald fra industrien og sundhedsvæsenet i mængder svarende til 8 m³ konditioneret affald pr. år.

Inden etablering af depotet bør man gøre sig overvejelser om, hvorvidt kommende generationer skal have fordel af, at depotet allerede på udformningsstadiet forberedes for senere udvidelse. Fordelen ved at sikre, at der er mulighed for udvidelse er, at en kommende generation kan undgå at skulle finde en ny lokalitet. I praksis kan det f.eks. gøres ved at sikre, at forholdene tillader at der etableres nye affaldsceller eller et nyt selvstændigt slutdepot.

6.3 Slutdepotets visuelle tilstedeværelse i landskabet

Et af de miljømæssige forhold, der skal tages stilling til ved valg af slutdepotudformning er slutdepotets visuelle tilstedeværelse i landskabet. Da slutdepotet skal have en levetid på mindst flere århundreder vil et slutdepot over terræn præge landskabet langt ud i fremtiden. Der skal således tages stilling til, hvorvidt man ønsker, at slutdepotet må kunne erkendes visuelt og i så fald, hvordan det skal falde ind i landskabet.

Når alle drifts- og monitoringsaktiviteter på slutdepotet er afsluttet, skal der tages stilling til hvorvidt, der skal være en synlig afmærkning af stedet, der giver oplysninger om slutdepotet.

6.4 Vertikal placering af slutdepotet

Valget af deponeringsform og dybde afhænger i stor udstrækning af affaldets karakter. Som nævnt i kapitel 3 er alt det danske affald klassificeret som lav- og mellemaktivt affald. Hovedparten af det danske radioaktive affald er kortlivet, men en mindre del af affaldet er langlivet. Denne langlivede fraktion kan blive dimensionerende for slutdepotet.

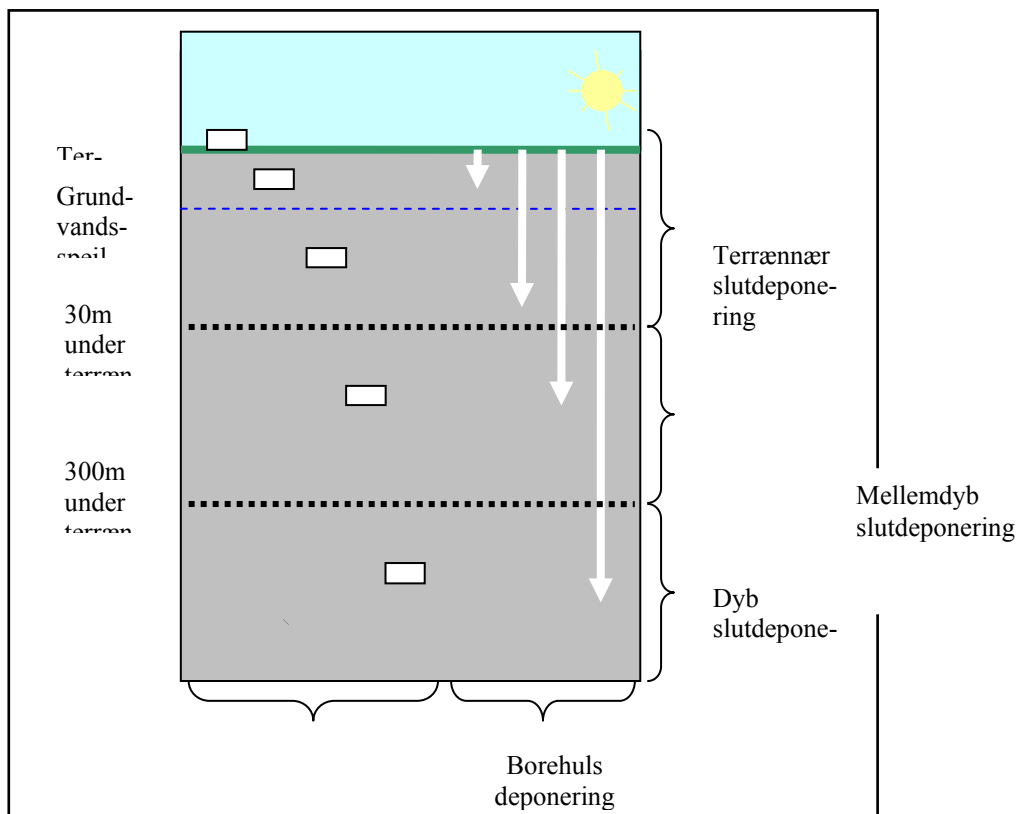
Affaldet isoleres fra biosfæren ved at anvende en kombination af naturlige og menneskeskabte barrierer. De naturlige barrierer består af den geologiske formation, der omslutter depotet samt de hydrogeologiske og geokemiske forhold knyttet til formationen. De geologiske forhold spiller derfor en væsentlig rolle ved udpegning af mulige lokaliteter for et slutdepot. De menneskeskabte barrierer består af selve depotkonstruktionen og de beholdere, som affaldet er placeret i. Overordnet gælder det, at jo dybere depotet etableres des bedre er affaldet isoleret.

Traditionelt er slutdepoter for radioaktivt affald karakteriseret som enten terrænnære eller dybe (geologiske), hvor de dybe slutdepoter typisk anvendes til højaktivt og langlivet affald, som f.eks. brugt brændsel, mens de terrænnære slutdepoter anvendes til deponering af lav- og mellemaktivt affald, der kun indeholder mindre mængder langlivede radioaktive stoffer.

Imellem disse to traditionelle typer slutdepoter er der de seneste år arbejdet med mellemdyb slutdeponering. Metoden er bl.a. egnet til deponering af langlivet affald, der ikke er højaktivt.

De seneste år er der endvidere fokuseret på borehulsdeponering. Dette er en velegnet løsning, for lande, der har mindre mængder affald, der kræver speciel håndtering.

For at illustrere forskellen på de nævnte depotyper er der i figur 6.1 vist forskellige placeringer af slutdepoterne (som hvide felter). Der er dels angivet en række traditionelle slutdepoter i forskellig dybde fra helt terrænnært til dyb deponering, dels eksempler på borehullsløsninger i forskellig dybde.



Traditionelle
slutdepoter

Figur 6.1: Vertikal placering af slutdepot

I de følgende afsnit uddybes terrænnær-, dyb- og mellemdyb slutdeponering samt slutdeponering i borehuller.

6.5 Terrænnære slutdepoter

Inden for deponering af radioaktivt affald betragtes terrænnær deponering som deponering fra terræn og ned til ca. 30 meters dybde. Terrænnære slutdepoter inddeles igen i slutdepoter beliggende over grundvandspejlet, i umættet zone, og slutdepoter beliggende under grundvandspejlet, i mættet zone.

Da barriererne designes efter mætningsforholdene er det essentielt at depoter i umættet zone forbliver tørre efter lukning, mens depoter i mættet zone forbliver under vand efter lukning. Det er derfor

ikke ønskeligt at have en depotplacering, der udsættes for forskellige mætningsforhold på grund af fluktuerende grundvandsstand.

Sikkerheden i terrænnære slutdepoter vil i stor udstrækning skulle baseres på menneskeskabte barrierer og monitoring (kontrol), om end de geologiske og hydrogeologiske forhold skal være acceptable.

6.5.1 Terrænnært slutdepot i umættet zone (over grundvandsspejlet)

Denne type depot kendes fra Spanien og Frankrig og anvendes primært til kortlivet lav- og mellemaktivt affald.

Depotet er indrettet med et antal betonceller på terræn eller terrænnært, hvori affaldet efter konditionering placeres. Imellem bliver der fyldt op med et passende materiale, f.eks. beton for at stabilisere cellen og undgå udvaskning af radioaktivt materiale med nedsivende vand.

Når en celle er fyldt op, vil den blive forsegle, så vand ikke trænger ind i cellen. Forseglingen af cellen vil typisk ske med beton og evt. vandtæt membran. Der kan etableres et drænsystem over cellerne for at afskære vand fra at trænge ind i depotet. Er depotet placeret i eller over terræn vil det efterfølgende blive dækket med jord og beplantet.

Dybden af en celle vil typisk være 3-6 m med en sidelængde på 10-20 m, hvilket svarer til et volumen pr. celle på 300-2.400 m³. Enkelte celler kan designes til specifikke formål. F.eks. kan en celle designes med reversibilitet (mulighed for at udtage dele eller alt affaldet af slutdepotet på et senere tidspunkt) eller øget sikkerhed for øje hvis mere langlivet eller aktivt affald skal placeres i denne celle.

Er depotet etableret i terræn, kan det efter lukning fremtræde som en forhøjning i landskabet. Denne kan måske afpasses den lokale topologi, så den falder naturligt ind i landskabet. Er den umættede zone stor, er det muligt at etablere slutdepotet helt under terræn, så det ikke kan erkendes visuelt efter lukning.

6.5.2 Slutdepot i mættet zone (under grundvandsspejlet)

Et terrænnært slutdepot kan også placeres i den mættede zone, altså under grundvandsspejlet. Alt efter beliggenheden af grundvandsspejlet og de geologiske forhold kan depotet placeres fra omkring 15 til 30 meter under terræn.

Hvis depotet ligger relativt tæt på terræn kan depotet formentligt udformes med celler ligesom i depoter i den umættede zone. Eksempelvis kan depotet udformes som en underjordisk betonsilo. Affaldet hejses derefter ned i siloen med kran, og der fyldes op med beton el. lignende. Når depotet lukkes støbes der et dæksel, og der fyldes et passende materiale henover. Det er også en mulighed at anvende en mine- eller tunnelkonstruktion, hvor man etablerer en tunnel ind/ned i en passende geologisk formation.

Under etablering og opfyldning af slutdepotet vil det formentligt være nødvendigt at udføre grundvandssænkning for at holde depotet tørt. Efter lukning af depotet skal det derimod være konstant under grundvandsspejlet for at sikre, at barriererne yder optimal sikkerhed. Depotet skal være rela-

tivt tæt for at nedbringe udskiftning af vand i de enkelte celler til et minimum. Udformning af celler og affaldsbeholdere skal afpasses de geokemiske forhold på lokaliteten.

Fordelen ved denne type depot frem for slutdepoter i umættet zone er, at affaldet kan placeres i større dybder og derved isoleres bedre fra biosfæren. Yderligere giver grundvandet i sig selv en beskyttelse mod menneskelig indtrængning.

Et anlæg af denne type eksisterer ved Rokkasho i Japan. Anlægget er placeret i 20 meters dybde og er tørlagt under driften, men bliver vandfyldt efter lukning. Dette anlæg er udført med betonceller svarende til hvad der typisk anvendes i umættet zone.

6.6 Dybt slutdepot

Ved dyb slutdeponering menes slutdeponering i geologiske formationer som ler eller grundfjeld i over 300 meters dybde. Ved slutdeponering i disse dybe, geologiske formationer opnår man isolering af affaldet i meget lange perioder. Dyb slutdeponering er primært relevant for højaktivt, langlivet affald, som brugt brændsel.

Sikkerheden i geologiske depoter ligger i høj grad i tilstedeværelsen af de omgivende tykke beskyttende geologiske lag. Der opnås endvidere en meget reduceret risiko for utilsigtet indtrængning.

Udformningen af et dybt slutdepot vil være afhængig af de geologiske forhold. Den metode, der oftest nævnes er etablering af en mineskakt ned til det rette geologiske lag, hvorefter et passende antal rum eller gange til slutdeponering konstrueres. Selve mineskakten kan laves som en hel vertikal mineskakt, hvor affaldet hejses ned eller som en mere farbar skakt, hvor affaldet kan køres ned, evt. i en speciel fremstillet vogn.

Fordelen ved et geologisk depot er, at affaldet er isoleret fra omgivelserne i lang tid. Ulempen ved dybe geologisk deponering er høje undersøgelses-, etablerings- og driftsomkostninger.

6.7 Mellemdyb slutdepot

Ved mellemdyb slutdeponering menes deponering i mellem 30 og 300 meters dybde. Selve den tekniske udformning kan enten laves som ved terrænnære slutdepoter eller som dybe slutdepoter, alt efter behov.

Mellemdybe slutdepoter kan oftere end overfladenære slutdepoter indrettes så de overholder sikkerhedskravene til deponering af langlivet affald, som eksempelvis lukkede kilder.

I Norge er der etableret et slutdepot i umættet zone, 40-50 meter nede i fjeldet. I Sverige og Finland har man etableret slutdepoter i større dybder og i mættet zone. Disse slutdepoter er alle sprængt og boret ned i grundfjeldet.

6.8 Borehuller

Borehullerne kan udføres i meget forskellige dimensioner både hvad angår dybde og diameter afhængig af geologien og affaldstype og -mængde. Som udgangspunkt skal affaldet placeres dybere, jo mere aktivt og langlivet det er, for at sikre tilstrækkelig isolering af det radioaktive materiale fra biosfæren.

Borehullet vil bestå af en boring ned til en passende geologisk formation, hvori affaldet placeres. Beholdere med affald sænkes ned i hullet og der fyldes op med et passende materiale, f.eks. bentonit, omkring beholderne.

Borehulsdeponering er specielt egnet til at deponere mindre mængder langlivet lav- og mellemaktivt affald på en sikkerhedsmæssig forsvarlig måde. Metoden kan derfor være attraktiv for lande med begrænsede mængder af denne type affald.

En borehulsløsning kan ikke indeholde alt det danske affald, men kan være velegnet til de mindre mængder mellemaktivt, langlivet affald, som kræver længere tids isolering. Metoden skal således kombineres med en anden løsning for det øvrige radioaktive affald. Rent håndteringsmæssigt anses det for mest hensigtsmæssigt, hvis en borehulsløsning udføres på samme lokalitet som slutdepotet til det øvrige affald, således at håndteringen af radioaktivt affald ikke spredes på flere lokaliteter.

Fordelen ved borehulsløsningen er, at det er en sikkerhedsmæssig god og relativ billig løsning til slutdeponering af mindre mængder mellemaktivt, langlivet affald. Samtidig er udvidelsesmulighederne gode, da der oftest kan udføres en ny boring et par meter fra den første.

Det skal nævnes, at der på nuværende tidspunkt ikke er mange erfaringer med slutdeponering i borehuller. Mange projekter er dog i gang og deponeringsmetoden har stor bevågenhed.

6.9 Indstilling

Det foreslås, at der i den videre proces arbejdes videre med følgende 3 koncepter :

- Slutdepot, beliggende på overfladen og ned til ca. 30 meter under terræn.
- Slutdepot, beliggende på overfladen og ned til ca. 30 meter under terræn, i kombination med et borehul 30-300 meter under terræn.
- Slutdepot, beliggende 30-100 meter under terræn.

Det er i ovennævnte valg af relevante depotyper vurderet af arbejdsgruppen, at et dybt slutdepot ikke er påkrævet af sikkerhedsmæssige årsager til det danske lav- og mellemaktive affald.

Det foreslås endvidere, at der arbejdes videre på afklaring af forhold omkring kapacitet, reversibilitet og depotets visuelle tilstedeværelse i landskabet.

7 Naturgivne forhold på potentielle lokaliteter for et slutdepot til radioaktivt affald

De geologiske, hydrogeologiske, geokemiske og topografiske forhold har stor betydning for placering og udformning af et slutdepot. Derfor er der en lang række faktorer, som skal overvejes og undersøges før udvælgelse og etablering af slutdepotet. I det følgende gives en kortfattet beskrivelse af centrale forhold omkring geologi, hydrogeologi, geokemi og topografi, ligesom der peges på forhold af særlig betydning, der må indgå i vurderingen af en eller flere mulige lokaliteter til et slutdepot. Overvejelserne gælder, hvad enten der er tale om et slutdepot på terræn, nedgravet eller i en boring.

7.1 Geologiske forhold

Ved en gennemgang af de geologiske forhold på jordoverfladen og forholdene indenfor de øverste 300-400 meter under jordoverfladen er det hensigtsmæssigt at opdele i yngre lag fra istiderne og tiden derefter (Kvartærtiden⁴⁰) og ældre lag fra Tertiær⁴¹ og Kridt⁴² tiderne, som normalt træffes under Kvartærlagene i det meste af landet. Desuden er der ældre lag og bjergarter på Bornholm, som har helt anderledes sammensætning og specielle forhold.

7.1.1 Aflejringer fra Kvartærtiden

Danmark har indenfor de seneste ca. 2 mio. år været nediset flere gange, og meget store gletschere har fra det skandinaviske område bevæget sig henover landet fra både nord, nordøst og sydvest. Gletscherne har aflejret store mængder materiale, men også eroderet og skubbet underliggende lag op, både istidslag og ældre lag. Det er således gletscherne, som især har dannet de overordnede landskabsformer. Gletschernes veksel mellem smeltning og frysning, aflejring og erosion har således afstedkommet dannelse af meget uensartede forhold ud over landet. Der træffes områder, hvor de enkelte lag ligger vandret og på deres oprindelige plads, og disse lag kan spores over større afstande og deres vertikale og horisontale udbredelse vurderes ud fra f.eks. overfladeobservationer og boringer (moræneflader, issølag). Der findes ligeledes mange områder, hvor lagene ligger skrå, står lodret eller er foldede, fordi de er blevet påvirket af gletscherne, og de er derved vanskelige at sammenholde (f.eks. ses det i mange kystklinter). Det er også almindeligt, at de øverste dele af de ældre aflejringer er skudt op som flager sammen med de glaciale aflejringer (f.eks. Møns klint, Hanklit).

Mellem og efter istiderne har Danmark adskillige gange været dækket af havet, og tykke lag af ler og silt⁴³ er blevet aflejret. Mellemistidslagene er ofte skubbet op samme med istidslagene som f.eks. i Ristinge klint, mens de yngre havlag ikke er blevet berørt af disse bevægelser i samme grad. I det seneste tidsrum er det især vandaflejring og erosion, som har påvirket landets udformning, men også vinden har præget landskabsformerne.

⁴⁰ Kvartærtiden er de seneste omkring 2 millioner år.

⁴¹ Tertiær er perioden fra omkring 2 til 65 millioner år siden.

⁴² Kridttiden er perioden fra 65 til 145 millioner år siden.

⁴³ Silt har kornstørrelser mellem ler og sand (kornstørrelsen 0,002 mm – 0,06 mm)

Aflejninger fra Kvartærtiden udgør almindeligvis de øverste lag under jordoverfladen, men ældre lag kan også findes terrænnært. De kvartære lags tykkelse er derfor meget varierende fra 0 meter på f.eks. Bornholm, ved Thisted og Ålborg til omkring 400 meter ved vestkysten af Sønderjylland og i Nordjylland. Tilstedeværelsen af dybe begravede, kvartære dale over det mest af Jylland er med til at understrege den store tykkelsesvariation indenfor selv korte afstande.

De kvartære aflejninger består af ler, silt, sand, grus og sten ofte i vekslende lag, og der kan træffes tykke lag af moræneler (aflejret af isen), smeltevandssand og grus (dannet af smeltevandsfloder), smeltevandsler og silt (dannet i smeltevandssøer) og marint ler (dannet i havet). Moræneler er den mest dominerende jordart, som f.eks. udgør ca. 40 % af overfladelagene. Som udgangspunkt er moræneaflejningerne usorterede m.h.t. sammensætning og strukturer med forskellige kornstørrelses-sammensætninger, mens smeltevandsler og marint ler er mere finkornede og homogene. Både moræneler og smeltevandsler kan være opsprækket ned til ca. 10 meters dybde.

7.1.2 Aflejninger ældre end Kvartærtiden

Grænsefladen mellem de kvartære lag og de ældre aflejninger kaldes præ-kvartæroverfladen. Den er betydningsfuld, fordi den markerer et skift til et helt andet mønster for dannelse af aflejningerne. Fladen viser også træk af den topografi, som var før istiderne, men som blev ændret af gletscherne og smeltevandet. Højdeforholdene varierer meget og talrige dale gennemskærer overfladen, og det ligner de forhold, der kendes fra den nuværende jordoverflade. På selve fladen træffes aflejningerne ældre end Kvartærtiden med de ældste lag fra Kridttiden mod nordøst til de yngste fra tidsafsnittet Miocæn⁴⁴ mod sydvest og med de øvrige lag liggende regelmæssigt imellem. På Bornholm træffes andre jordlag fra Kridttiden til Prækambrium⁴⁵, det sidstnævnte tidsafsnit med de hårde krystalline granitter og gnejser. Disse forhold afgør hvilke lag og aflejringstyper, man finder under de Kvartære lag.

De ældre aflejninger er gennem perioden fra Kridt til sent i Tertiær blevet aflejret i havet enten tæt ved kystlinien eller på dybere vand, og først sent i tidsrummet er der også dannet lag i laguner, deltaer, søer og floder. De mest betydningsfulde jordarter er hvid skrivekridt, hvid og gul kalk, grå grønsandskalk, fedt og plastisk ler i forskellige farver, brunt, glimmerholdigt ler og sand samt gråt kvartssand. Aflejningsforholdene i havet peger på, at lagene optræder i mere regelmæssige mønstre og variationer indenfor de forskellige aflejringstyper, end de gør indenfor det kvartære tidsafsnit, og der kan forventes de samme aflejninger over større områder.

7.1.3 Forkastninger, jordskorpebevægelser og udskridninger

De forskellige præ-kvartære aflejringstyper er gennemskåret af forkastninger. Langs forkastningerne er der på forskellige tidspunkter i geologisk tid er sket horisontale eller lodrette bevægelser af jordlagene. Nogle forkastninger findes på stor dybde, men kan følges fra de ældste dannelser helt op i de tertiære lag. På Bornholm kan det ses, hvordan forkastninger adskiller lag af meget forskellig alder.

Disse forkastninger er delvis kortlagt med geofysiske metoder, men ved indsamling af nyt materiale dukker stadig nye områder op, hvor større eller mindre forkastninger findes. Det er vanskeligt at

⁴⁴ Miocæntiden er en del af den tertiære periode. Miocæntiden løb for 5 til 23 millioner år siden.

⁴⁵ Prækambrium: Mere end 542 millioner år siden.

spore forkastninger fra de ældre lag op i de kvartære aflejringer, og dermed vise at der stadig sker bevægelser. Registrering af jordskælv i Danmark viser, at der i visse områder af landet sker jordskælv op til 3-4 på Richterskalaen. Denne form for bevægelser er pludselige og udløser store energimængder og må forventes at ske langs forkastninger, heraf formodentlig en del langs allerede kortlagte forkastninger.

Bevægelser sker også som følge af andre mekanismer. Da gletscheren ved slutningen af sidste istid smeltede væk, skete der en trykaflastning af det danske område, og der fulgte en landhævning i det nordlige Danmark og en sænkning i det sydlige Danmark. Denne hævnings/sænkning anses nu mange steder for at være ophørt. Der er imidlertid observationer, som peger på at der stadig sker bevægelser i jordlagene. Målinger af landoverfladens nutidige bevægelser viser en hævnings på op til 0,60 mm om året i det østlige Danmark og en sænkning på op til 1,75 mm pr. år i den sydvestlige del af landet. Disse bevægelser kan formodentlig karakteriseres som en mere langsom ændring af de geologiske lag og strukturer, som ser ud til at fortsætte.

En tredje form for bevægelser af jordlagene er udskridninger og sætninger. Udskridninger kendes især fra områder, hvor fede tertiære lerarter ligger i kvartære lag, hvor de bliver påvirket af ændringer i vandindholdet. Udskridninger er især synlige ved kystklinter, men kendes også fra andre skrånninger i landskabet. Sætninger af jordlagene sker især, når der i lagserien findes løse og ukonsoliderede jordlag, som ikke har været overlejret af gletscheris. Der kan f.eks. peges på tørv⁴⁶ og gytjelag⁴⁷, hvor f.eks. ændringer i vandindholdet kan forårsage, der sker betragtelige bevægelser i aflejringerne.

7.1.4 Indstilling

Ved udpegning af en lokalitet til slutdepot kan der peges på følgende væsentlige kriterier:

1. Der skal/bør være ensartede geologiske forhold, som kan bestemmes ved undersøgelser. Selv om Danmarks geologiske forhold ofte er relativt uensartede, er det målet at finde områder med sammenhængende og ensartede jordlag.
2. De geologiske forhold skal bidrage til deponeringssystemets stabilitet, og de skal også være stabile af hensyn til den konstruktion, der skal udføres. Det betyder, at der ikke må kunne ske bevægelser eller udskridninger af jordlagene.
3. Slutdepotet bør placeres i et jordskælvmæssigt stabilt område uden brudlinier/forkastninger i de geologiske lag. Især bør det sikres, at der ikke er forkastninger fra stor dybde til terrænoverfladen. Desuden skal jordskælvsaktiviteten analyseres, og dens eventuelle relationer til forkastninger undersøges, således at det sikres, at der ikke kan forventes jordskælv, som vil kunne true slutdepotets sikkerhed.
4. De geologiske lag skal medvirke til at isolere det radioaktive affald fra omgivelserne. Dette vil være mest effektivt, hvis slutdepotet underlejres og/eller omsluttet af tætte lag. Disse er typisk moræneler, som er delvist tæt, smeltevandsler og marine lerlag fra Kvartærtiden samt fede og plastiske lerarter fra Tertiærtiden, som må anses for at være de tætteste.

⁴⁶ Ferskvandsaflejring, der består af delvis omdannet plantemateriale

⁴⁷ Aflejring af finkornet materiale, hovedsagelig bestående af resterne af planter og dyr

7.2 Hydrogeologiske forhold

De hydrogeologiske forhold er helt afgørende for valg af depotype, hvilket fremgår af afsnit 6.4. Grundvandets optræden og grundvandsmagasinerne udstrækning er helt afhængig af de geologiske forhold og dermed knyttet til ensartede/uensartede geologiske forhold, som er beskrevet ovenfor. Grundvandet i Danmark har enestående betydning for drikkevandsforsyningen, da ca. 98 % af det anvendte drikkevand er grundvand.

7.3 Grundvandsmagasinforhold

De generelle hydrogeologiske forhold er forskellige ud over landet, alt efter hvilke typer jordarter grundvandet befinder sig i. De vigtigste grundvandsmagasiner består af sand og grus fra Kvartærtiden, kalk og grønsandskalk fra Tertiærtiden, skrivekridt, kalk og sand fra Kridttiden samt sandsten og granit fra de ældste lag på Bornholm. I sand- og grusmagasiner er forholdene betinget af vandets strømning mellem aflejringerne korn, mens de øvrige magasintyper især er betinget af vandets strømning i sprækkesystemer.

I magasiner uden dæklag⁴⁸ er der frie grundvandsforhold, hvor grundvandsspejlets beliggenhed varierer med nedbørmængden og lufttrykforhold. I den umættede zone (uden vandindhold) vil en vandbevægelse være lodret nedad til grundvandsspejlet, mens bevægelsen er vandret i grundvandszonen med retninger fra grundvandsskellet til vandløb, søer og havet (overfladerecipienter) eller mod indvindingsboringer.

Når der er lerlag over grundvandsmagasinerne vil grundvandsspejlet ofte være under tryk, og trykniveauet vil ligge et stykke oppe over lerlagets nedre grænse. Dette betyder, at grundvandet stiger op i f.eks. en boring, som gennemborer laget, og nogle gange findes grundvandsspejlet over terræn. Vandbevægelsen i den umættede zone i leret er lodret, langsom i lerets matrix⁴⁹, men hurtig i sprækkesystemer eller sandlirer. Under grundvandsspejlet er bevægelsen næsten vandret i horisontale sprækker eller sandlag. Grundvandsspejlet varierer med årstiden og nedbøren, og især i lerområder kan dets beliggenhed være meget variabel. I forbindelse med kraftige regnskyl kan moræneleret blive helt fyldt med vand, og der dannes søer på jordoverfladen. Den umættede zones tykkelse kan være op til 40 meter oftest i sand, mens den almindeligvis er tyndere i lerlag.

7.3.1 Indstilling

Ved udpegning af en lokalitet kan der peges på følgende væsentlige kriterier:

1. For at begrænse vandets strømning væk fra depotet vil det være hensigtsmæssigt, at det ligger på/i lavpermeable⁵⁰ aflejringer. I leraflejringer er strømningsforholdene ofte sprækkebetingede og strømmingen foregår meget langsomt mellem de små korn i matrix.

⁴⁸ Overliggende lag af lavpermeable jordarter, eksempelvis ler.

⁴⁹ Finkornede partikler, der opfylder rummet mellem grus, sand og sten

⁵⁰ Permeabilitet beskriver et jordlags evne til at transportere væske. Ved et lav-permeabelt jordlag menes et jordlag, som vand har svært ved at strømme igennem.

2. Hvis der er sket et udslip fra depotet, vil det være bedst med lange strømningsveje og ringe strømning i magasinet, hvilket betyder lang opholdstid inden en eventuelt kontakt til sårbare overfladerecipienter som vandløb, søer og/eller havet.

3. Det skal ved placering af depotet sikres, at der ikke kan ske forurening af drikkevandsressourcer. Da det vil være utilladeligt med forurening af grundvand, der bruges til drikkevand til befolkningen mv., vil det være nødvendigt som udgangspunkt at tage hensyn til de kortlagte områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD), områder med drikkevandsinteresser (OD) og den opdeling i arealklasser, som er anvendt ved denne kortlægning. I den forbindelse skal der også tages hensyn til en fremtidig brug af grundvandsressourcerne.

4. Grundvandsforholdene skal medvirke til at fortynde eventuelle radioaktive stoffer, som er undsluppet fra depotet.

7.4 Geokemiske forhold

Den kemiske sammensætning af grundvandet og jordlagene har betydning for det miljø, som både et depot og eventuelle udsivende radioaktive stoffer befinder sig i. Grundvandets indhold af kemiske stoffer varierer indenfor rammer, som defineres af nedbøren og jordlagenes kemiske sammensætning. Der er derfor en variation alt efter, hvor i landet depotet skal befinde sig. Det er hensigtsmæssigt at sammenholde landets kemiske grundvandstyper og jordlagene med de mulige processer, der kan finde sted omkring et depot. Der kan være tale om processer mellem grundvand og depotkonstruktion, hvor der alt efter valgt materiale kan forekomme korrosion.

Når opløste radioaktive stoffer strømmer med grundvandet, kan de omgivende jordarters kemi have betydning for tilbageholdelsen (f.eks. ved sorption og udfældning) i specielt organisk materiale og ler. Den kemiske sammensætning af jordlagene er betinget af deres oprindelse. Danske jordarters kemiske sammensætning er kendt på overordnet plan, men der vil fordres yderligere oplysninger.

Tilstedeværelse af salt grundvand, som forekommer langs kysterne og nær salthorste, er særlig kritisk af hensyn til korrosion af depotets konstruktion.

Mens den øverste del af grundvandsmagasiner kan have indhold af ilt og nitrat (oxideret⁵¹), er de dybereliggende dele af magasinerne oftest uden disse stoffer (reduceret⁵²). Reducerede forhold vil normalt være en fordel på grund af mindre risiko for korrosion på slutdepotet og lav migration af de fleste radioaktive stoffer.

7.4.1 Indstilling

Ved udpegning af en lokalitet til slutdepot kan der peges på følgende væsentlige kriterier:

1. De hydrogeologiske forhold skal medvirke til at sikre, at slutdepotet forbliver i enten mættet eller umættet zone en passende lang periode efter depotets lukning.

⁵¹ Oxiderede forhold: Der er ilt eller nitrat tilstede.

⁵² Reducerede forhold: Uden ilt eller nitrat tilstede.

2. Jord og grundvandsmiljøet skal kunne fremme tilbageholdelse af eventuelle udsivende radioaktive stoffer, og omvendt må miljøet ikke kunne fremme bevægelse af de radioaktive stoffer.
3. De geokemiske forhold må ikke kunne være aggressive overfor menneskeskabte konstruktioner, som er udført i forbindelse med slutdepotet.
4. Mættede, reducerede forhold kan være en fordel på grund af mindre korrosion af depotets konstruktion. Desuden kan reducerede forhold reducere opløseligheden af visse radioaktive stoffer.

7.5 Overfladeforhold

Overfladeforholdene (topografien) har indvirkning på et depot uanset om det ligger i terræn eller et stykke nede i jordlagene. Processerne på jordoverfladen, som især kan være vigtige, er oversvømmelser, erosion, jordskred eller forvitring som bl.a. er funderet i et samspil mellem påvirkningen på de geologiske lag og de klimatiske forhold. Under nuværende danske forhold er de klimatiske processer normalt begrænsede i størrelse og udbredelse, men oftest mest markante ved kysterne, hvor også ekstreme hændelser kan have stor indflydelse. Ændrede klimatiske forhold i fremtiden kan ændre på dette, idet både højere temperatur, mere nedbør samt stigende havspejl, kan true et depot. Depoter på jordoverfladen skal anlægges på naturligt veldrænede områder, hvor topografiske og hydrologiske forhold sikrer, at risikoen for oversvømmelse er meget lille.

7.5.1 Indstilling

Ved udpegning af en lokalitet til slutdepot kan der peges på følgende væsentlige forhold:

1. Frekvens og intensitet i overfladeprocesserne må ikke have et omfang, der kan påvirke et slutdepots sikkerhed.
2. Risikoen for ekstreme klimahændelser skal vurderes på en lokalitet for at afgøre, hvilken betydning de vil have. Scenarier for fremtidige klimaændringer skal tages i betragtning og inddrages i den samlede vurdering af en beliggenhed.
3. Dybtliggende depoter er mindre følsomme for overfladeprocesser (jordskred, forvitring, erosion, m.v.) end depoter på jordoverfladen.

8 Processen for etablering af slutdepot

8.1 Overordnet beskrivelse af den samlede proces

For overblikkets skyld gives her en oversigt over den samlede proces frem til det tidspunkt, hvor affaldet i slutdepotet er henfaldet til et niveau, hvor det ikke udgør nogen strålingsmæssig risiko.

Den samlede proces kan opdeles i mange delprocesser, der hver har deres formål, udfordringer og krav. For at kunne skelne de forskellige etaper i en proces af denne karakter er der som vist i figur 8.1 defineret følgende overordnede perioder: Lokaliserings- og byggeperioden, den operative periode og perioden efter lukning.

Perioder	Lokaliserings- og byggeperioden		Den operative periode		Perioden efter lukning	
Faser	Fase 1 Lokaliserings- fase	Fase 2 Byggefase	Fase 3 Deponerings- fase	Fase 4 Nedluknings- fase	Fase 5 Moniterings- fase	Fase 6 Passivfase

Figur 8.1: Overordnet plan for perioder og faser i et dansk slutdepot

I Lokaliserings- og byggeperioden gennemføres planlægning og lokalisering af egnede steder til placering samt udformning og byggeri af slutdepotet. Denne periode sættes i gang, når Folketinget har drøftet den redegørelse, som ministeren for sundhed og forebyggelse afgiver til Folketinget på baggrund af beslutningsgrundlaget. Den operative periode dækker selve den periode, hvor slutdepotet fyldes op samt den periode, hvor slutdepotet forsegles og gøres utilgængeligt. Perioden efter lukning løber fra lukning og forsegling af slutdepotet til det tidspunkt, hvor radioaktiviteten i affaldet er henfaldet til et niveau, hvor den ikke længere kan medføre nogen sundheds- eller miljømæssig risiko.

For yderligere at kunne skelne de forskellige etaper i projektet er de overordnede perioder igen opdelt i et antal karakteristiske faser, som også er vist i figur 8.1.

I fase 1, Lokaliseringsfasen, skal generelle krav og specifikationer til depotet fastlægges, der skal udføres undersøgelser og udvælges en egnet lokalitet.

I fase 2 detailprojekteres og bygges slutdepotet. I fase 3 foregår transporten af affaldet fra Risø til det etablerede slutdepot samt selve slutdeponeringen. Efter at det eksisterende affald fra Risø er slutdeponeret, er det muligt at forlænge fase 3 ved at holde depotet operativt et antal år, således at det radioaktive affald, der løbende genereres i industrien, forskningen og sundhedsvæsenet, stadig kan deponeres i det etablerede slutdepot. Fase 4 er nedlukningen af slutdepotet, hvor affaldet isoleres ved at forsegle depotet.

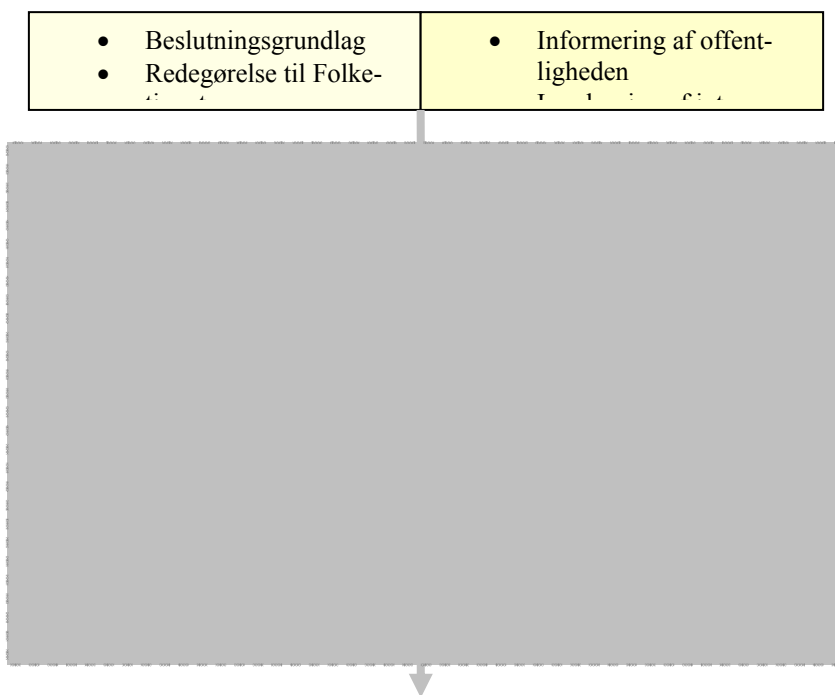
Før hver af disse faser initieres, skal der gives henholdsvis undersøgelses-, bygge-, deponerings- og nedlukningstilladelse af relevante myndigheder.

Efter lukningen indledes en periode med monitering af depotet for at sikre, at det lever op til de gældende sikkerhedskrav (fase 5). Når det er sandsynliggjort, at depotet lever op til forventningerne omkring isolering af affaldet, afsluttes moniteringen og slutdepotet overgår til passivfasen (fase 6), som varer indtil radioaktiviteten er henfaldet til et niveau, hvor den ikke udgør en sundheds- og

miljømæssig risiko. I den passive fase vedligeholdes et arkiv med oplysninger om beliggenhed, indretning og indhold af depotet. Overgangen til passivfasen skal godkendes af relevante myndigheder.

Da slutdepotet vil komme til at indeholde en del farligt affald i form af bl.a. tungmetaller, er det muligt, at myndighederne, når radioaktiviteten i affaldet er faldet til et passende niveau, vil lade slutdepotet ændre status til slutdepot for farligt affald. Overslagsmæssigt varer perioden efter lukning omkring 300 år.

Der er endnu ikke udarbejdet tidsplaner eller økonomiske overslag for projektets enkelte faser. Tidsplan og økonomiske overslag vil blive udarbejdet i fase 1. Denne fase er beskrevet nærmere i det følgende afsnit.



Figur 8.2: Indhold af Lokaliseringsfasen – Fase 1

8.2 Fase 1: Lokaliseringsfasen

Beslutning om placering af et slutdepot kan lovgivningsmæssigt set træffes ved anvendelse af planlovens bestemmelser om kommune- og lokalplanlægning eller ved en såkaldt anlægslov, som beskrevet i kapitel 2. I det følgende er det antaget, at der arbejdes videre med sidstnævnte model, idet

arbejdsgruppen dog ikke finder, at reservationen af alternative placeringer nødvendigvis bedst sker gennem særlig lovgivning, men lige så godt kan gennemføres ved anvendelse af planloven ved et landsplandirektiv.

Da der gennem processen skal tages mange beslutninger, og kontinuiteten og kvaliteten af arbejdet skal sikres, anbefales det, at der nedsættes en følgegruppe med repræsentanter fra relevante myndigheder, der forestår gennemførelsen af lokaliseringsfasen. Følgegruppen bør som minimum indeholde repræsentanter fra de organisationer, der deltager i den eksisterende arbejdsgruppe som beskrevet i forordet.

I det følgende er givet en gennemgang af de forskellige aktiviteter i lokaliseringsfasen, jf. figur 8.2 (lokaliseringsfasen er vist som den stiplede kasse). På højre side af figur 8.2 er de aktiviteter, der vedrører information til og involvering af offentligheden, angivet. Det anbefalede procesforløb følger planlovens regler samt reglerne i lov om miljøvurdering af planer og programmer.

8.2.1 Planlægning

Efter at redegørelsen er afgivet til Folketinget, gennemføres indledningsvis en planlægningsfase, hvor de forskellige delelementer af lokaliseringsfasen fastlægges nærmere.

Formålet med denne fase er at etablere en detaljeret plan for processen. Behovet for menneskelige og finansielle ressourcer samt materiale og udstyr skal estimeres så godt som muligt. Ansvarsfordelingen skal fastlægges, og der skal udarbejdes en overordnet tids- og aktivitetsplan.

Det anbefales, at ansvaret for denne fase varetages af de relevante institutioner, som er repræsenteret i følgegruppen.

Endvidere skal de nærmere forhold omkring involvering og information til offentligheden og interessenter beskrives.

8.2.2 Forstudier

Næste skridt er gennemførelse af forstudier⁵³. Forstudierne består af 3 parallelle studier:

- 1) Et for depotkoncepter, hvor forholdene omkring depotkoncepterne studeres nærmere. Formålet er at fremskaffe det nødvendige beslutningsgrundlag til valg af hvilke koncepter, der skal arbejdes videre med i processen omkring etablering af et slutdepot.
- 2) Et om transport af det radioaktive affald.
- 3) Et om regional kortlægning, hvor regionale forhold, der har betydning for placeringen af et slutdepot studeres. Formålet er at tilvejebringe materiale om regionale forhold, der kan anvendes til at karakterisere områder som egnede eller uegnede til lokalisering af et slutdepot. Det er således første skridt i en lokaliseringsproces, der skal sikre, at efterfølgende arbejde fokuseres i relevante områder.

Det er arbejdsgruppens anbefaling, at Dansk Dekommissionering er ansvarlig for forstudierne omkring depotkoncepter og Statens Institut for Strålebeskyttelse for forstudierne omkring transport, mens GEUS er ansvarlig for den regionale kortlægning.

⁵³ Studier defineres her som udredninger, hvor der udelukkende anvendes allerede eksisterende data, i modsætning til undersøgelser som f.eks. målinger, borer, laboratorietest etc.

I det følgende er givet arbejdsgruppens anbefalinger til hvilke elementer, forstudierne bør indeholde.

8.2.2.1 Depotkoncept

Som første led i dette studie udarbejdes skitseprojekter for hver af de slutdepotkoncepter, der er anbefalet i kapitel 6 (terrænnært, terrænnært med borehul samt mellemdyb). Herunder beskrives anlægsudformning, konstruktioner og materialer samt krav til konditionering af affaldet. Her skal forhold omkring reversibilitet, kapacitet og senere udvidelsesmuligheder samt slutdepotets visuelle tilstedeværelse i landskabet også belyses.

Med baggrund i data fra skitseprojekteringen gennemføres indledende sikkerhedsanalyser for et antal udvalgte scenarier inden for såvel den operative periode som perioden efter lukning. Her skal belyses mulig påvirkning af sundhed og sikkerhed for en kritisk gruppe og medarbejdere på slutdepotet samt spredning af radioaktive stoffer i - og påvirkning af - det eksterne miljø.

Ved hjælp af sikkerhedsanalyser opstilles kriterier til lokalitetens naturgivne egenskaber som topografi, overfladeprocesser, geologi, hydrogeologi, geokemi m.v. Endvidere er resultatet af sikkerhedsanalysen et sæt kravspecifikationer, for de udvalgte slutdepotkoncepter, i form af krav til konstruktion, indretning, materialer, monitorering, drift, vedligeholdelse og afstand til følsomme naboer.

Der skal udredes sikkerheds- og miljømæssige forhold i forbindelse med en eventuel senere udtagning af affald fra slutdepotet (reversibilitet).

Såfremt analyserne viser, at det skitserede slutdepot ikke kan opfylde myndighedernes krav, eller der kun er et meget begrænset antal lokaliteter, hvor kravene kan overholdes, udføres der nye analyser, således at en iterativ proces opnås.

Sideløbende med at der udarbejdes skitseprojekter af et eller flere depotkoncepter, der ud fra sikkerhedsanalyserne vurderes at kunne opfylde myndighedernes krav til sundhed og miljø, udarbejdes der økonomisk overslag for koncepterne. I det økonomiske overslag skal indgå udgifter til:

- Arealerhvervelse
- Feltundersøgelser
- Detailprojektering og udbud
- Etablering
- Drift (vandrensning og -udledning, ventilation, opvarmning m.v.)
- Monitorering i den operative periode
- Lukning
- Monitorering i perioden efter lukning.

Der udarbejdes alternative økonomiske overslag, der belyser omkostningerne ved at gøre slutdepotet reversibelt og ved at forberede det for udvidelse.

Da forstudiet er et centralt beslutningsgrundlag, er det vigtigt at de forskellige koncepter prissættes på en realistisk og overskuelig måde.

På baggrund af de gennemførte analyser fastlægges hvilke slutdepotkoncepter (1-2 stk.), der skal arbejdes videre med i den regionale kortlægning.

8.2.2.2 Transport

Der gennemføres et simpelt forstudie, der omfatter de muligheder, der er for transport af affaldet og hvilke risici, der er knyttet til de enkelte muligheder, herunder risiko pr. km, risiko ved omlastning o.s.v. For hver transportform angives endvidere omkostning pr. km.

Derudover redegøres for de enkelte transportformers krav til beholdere/ containere til affaldet.

8.2.2.3 Regional kortlægning

Der gennemføres en indsamling og bearbejdning af tilgængelige data om relevante forhold i regional målestok, der kan have betydning ved placering og typevalg af et slutdepot for radioaktivt affald, herunder:

- Geologi og hydrogeologi
- Geo- og grundvandskemi
- Topografi og overfladeprocesser
- Ressourceinteresser (herunder Områder med Særlige Drikkevandsinteresser)
- Fredningsforhold, habitatområder m.v.
- Byer og anden infrastruktur

De enkelte datakategorier lægges ind som lag i en landsdækkende arealoversigt med angivelse af hvilke områder, der af forskellige årsager *ikke* egner sig til placering af et slutdepot.

For de øvrige områder angives omtrentlig horisontal udstrækning, mægtighed og permeabilitet af geologiske formationer, der kan anvendes som naturlige barrierer ved etablering af slutdepot samt beliggenheden af grundvandsspejlet.

Endvidere sker angivelse af hvilke områder, der stiller særlige krav til slutdepotet (eksempelvis i form af materialevalg i et kemisk aggressivt miljø).

8.2.3 Resultatet af forstudie – oplæg til udpegning af egnede placeringer

Resultatet af forstudierne forventes at pege på ca. 20 potentielle områder, hvor et slutdepot muligvis vil kunne etableres.

På baggrund af de udførte forstudier og en nærmere beskrivelse af de omgivelser, der kan blive berørt i hvert enkelt område og hvilke konkrete karakteristika, der forventes at knytte sig til et slutdepot i de enkelte områder, orienteres Folketinget, samtidig med at der indkaldes ideer og forslag fra de berørte borgere og interesseorganisationer til brug for den forestående planlægning og miljøvurdering.

For de ca. 20 potentielle områder gennemføres detaljerede studier og miljøvurderinger baseret på de indkomne forslag. Disse omegnsstudier danner grundlag for udpegning af 5-10 egnede lokaliteter.

Ansvar for omegnsstudierne forslås at ligge hos Skov- og Naturstyrelsen, som ansvarlig for planloven. Forslag til egnede placeringer godkendes af følgegruppen.

I det følgende er givet arbejdsgruppens anbefalinger til hvilke elementer omegnsstudiet bør indeholde.

Der udarbejdes en delrapport for af hvert af de udvalgte områder, hvori indgår:

- Identificering af egnede lokaliteter/ reservationsområder inden for området
- Listning af lokalitetens/ reservationsområdet og depotets karakteristika
- En beskrivelse af de omgivelser, der kan blive berørt
- Vurdering af omfang og karakteren ved en evt. påvirkning.

Hver delrapport afsluttes med en vurdering af lokalitetens egnethed til placering af et slutdepot. På baggrund af delrapporterne udarbejdes en sammenfatning bl.a. indeholdende en sammenlignende miljøvurdering.

På baggrund af resultaterne af omegnsstudierne udpeges 5 til 10 egnede alternative lokaliteter, som ved landsplandirektiv foreslås reserveret til nærmere feltundersøgelser.

8.2.4 Borgerdeltagelse, valg af alternativer og landsplandirektiv

Forstudierne, delrapporterne, den samlede miljøvurdering samt forslag til landsplandirektiv indeholdende 5 til 10 egnede alternative placeringsmuligheder sendes samlet i offentlig høring i mindst 8 uger

På grundlag af høringen udarbejdes en sammenfattende redegørelse indeholdende en beskrivelse af, hvordan der er taget hensyn til resultatet af miljøvurderingerne og de indkomne forslag og bemærkninger fra den offentlige høring i forbindelse med valg af lokaliteter. Den sammenfattende redegørelse vil bl.a. danne grundlag for fastlæggelsen af landsplandirektivets endelige indhold.

Den sammenfattende redegørelse og forslaget til det endelige landsplandirektiv forelægges Folketinget inden udstedelse af landsplandirektivet.

Landplandirektivet vil fastlægge arealreservationer, som på grundlag af den gennemførte planlægning og miljøvurdering er fundet egnede som mulige placeringer for et slutdepot.

Landsplandirektivets arealreservationer vil udgøre bindende retningslinier for den kommunale planlægning og administration efter planloven.

8.3 Processen efter landsplandirektivet

Selve beslutningen om at indlede feltundersøgelser på specifikke lokaliteter tages af Folketinget. Dette anbefales at ske gennem vedtagelsen af en lov, som gør reservationerne tilgængelige for feltundersøgelser med henblik på nærmere at kunne vurdere egnetheden til et evt. fremtidigt slutdepot. Denne lov bør samtidig indeholde en beskrivelse af processen frem til den egentlige anlægslov.

Med hjemmel i den vedtagne lov igangsættes feltundersøgelser på de udpegede lokaliteter, bl.a. for at demonstrere, hvorvidt de specifikt kan leve op til de sikkerhedsmæssige og miljømæssige krav,

som myndighederne stiller. Dette inkluderer bl.a. boringer samt felt- og laboratoriearbejde. I løbet af denne fase skal der også udarbejdes en VVM (Vurdering af Virkninger på Miljøet) for de relevante lokaliteter, og der skal udføres sikkerhedsanalyser med brug af seneste data om de lokale forhold.

8.4 Anlægslov

Arbejdet med anlægsloven indledes med en idéfase, hvor de berørte dele af offentligheden får mulighed for at fremsætte forslag og ønsker til indholdet af den forestående miljøvurdering.

Da denne type undersøgelser er omkostningstunge, anbefales det, at der på grundlag af resultatet af idéfasen og således relativt tidligt i feltundersøgelserne sker en sortering, så der maksimalt udføres 2-3 omfattende feltundersøgelser. Der bør som minimum udføres to fuldstændige undersøgelser, så man sikrer fleksibilitet og ikke entydigt satser på én lokalitet, der måske senere kan vise sig ikke at være egnet.

På baggrund af de udførte feltundersøgelser og studier skal der ske indstilling af én lokalitet og af ét koncept for et slutdepot. Det anbefales, at følgegruppen laver en indstilling til den relevante fagminister.

De udførte feltundersøgelser og miljøvurderinger samt indstilling og forslag til anlægslov sendes i offentlig høring i minimum 8 uger forud for fremsættelsen af det endelige lovforslag i Folketinget.

Efter vedtagelse af anlægsloven udføres detaljerede dokumentationsundersøgelser på den udvalgte lokalitet. Formålet med disse er at bekræfte og godkende den valgte lokalitet. Yderligere skal der indsamles lokalitetsspecifikke informationer som baggrund for detaildesign og yderligere sikkerhedsanalyser.

De nærmere forhold omkring detaljerede dokumentationsundersøgelser, etablering, drift, driftsmonitoring, nedlukning og monitoring i henfaldsperioden vil blive beskrevet i forslaget til anlægslov og fastlagt i loven. I forbindelse med lovens vedtagelse vil landsplandirektivets arealreservationer blive ophævet.

8.5 Distribuering af information til- og involvering af offentligheden

Der er i B 48 lagt vægt på, at processen omkring etablering af slutdepotet bliver så gennemsigtig, at borgere og andre interessenter kan følge arbejdet. Der skal endvidere arbejdes aktivt på at involvere lokale borgere og interesseorganisationer i processen. Udover høringer, der udgør en integreret del af arbejdet med planlægningen og miljøvurderingerne, vil der i processen frem til arealudpegningen tillige:

- Fortsat blive lagt arbejdsrapporter og andet materiale ud på relevante hjemmesider
- Blive etableret et kontaktforum, bestående af relevante NGO'er, Kommunernes Landsforening, Danske Regioner m.fl., der inddrages i arbejdet gennem høringer
- Blive afholdt møder og udarbejdet særligt informationsmateriale til kommuner, befolkningsgrupper, udvalgte organisationer m.v. som beskrevet ovenfor.

Når arealreservationer er foretaget vil lokaliseringarbejdet blive koncentreret om de 5 til 10 lokaliteter. På dette tidspunkt intensiveres arbejdet med at informere og involvere især de lokale borgere i processen efter samme model som planlovens VVM-regler. Dette gøres ved udarbejdelse af informationsmateriale og afholdelse af møder og høringer i lokalområderne.

8. 6 Granskning af processen

Der vil blive inddraget et uafhængigt internationalt panel af eksperter fra f.eks. IAEA eller NEA⁵⁴ for at granske processen og de tekniske forhold omkring etablering af slutdepotet, herunder sikkerhedsanalyserne. Dette skal sikre, at kvaliteten af arbejdet lever op til de krav, der stilles internationalt.

⁵⁴ OECD's Nuclear Energy Agency.

Appendiks A

9 Dansk radioaktivt affald: mængder, typer og aktivitetsindhold

Udformning af et slutdepot til dansk radioaktivt affald samt gennemførelse af de dermed forbundne sikkerhedsanalyser må være baseret på en opgørelse af affaldets mængde og art samt indholdet af radioaktive isotoper.

Affaldet kan deles i 4 hovedgrupper:

- 1) Affald fra dekommissionering af de nukleare anlæg på Risø
- 2) Eksisterende lav- og mellemaktivt affald fra driften af anlæggene
- 3) Særligt affald.
- 4) Affald fra pilotforsøg med uranudvinding fra malm fra Kvanefjeldet på Grønland

En del affald fra andre danske brugere af radioaktive stoffer vil være inkluderet i ovenstående

Table 1 gives an updated summary overview of existing Danish waste m.m. divided as earlier reported to IAEA's Joint Convention [1] and supplemented with an assessment of the estimated amount of waste from operation of the nuclear plants at Risø.

Table 1 (NY). Overview of Danish waste m.m. updated to June 2008

		Vægt /volumen	TBq* aktivitet
1	Dekommissioneringsaffald	1738 t	150
	Tungt vand (særligt affald)	120 kg	6
2	Lavaktivt konditioneret	1200 m ³	5
	Mellemaktivt ikke konditioneret	125 t	430**
3	Bestrålet uran 233 kg (særligt affald)	0.26*** t	753 fissionprodukter 32 α -emittere
4	Affald (tailings) og restmalm fra uranudvindingsforsøg	4800 t	0.1

*) 1 TBq = 1000 GBq

**) heraf 18 TBq langlivet β/γ - og 4 TBq α -emittere

***) (Ny note) 233 kg bestrålet uran, der ikke er adskilt fra 27 kg depleted uran

En sådan stærkt kondenseret rapportering i et fastlagt format er anvendelig ved sammenligning mellem lande med stærkt varierende affaldsmængder.

Som underlag for opgørelsen og til praktisk brug f.eks. ved sikkerhedsvurderinger er det nødvendigt med yderligere opdeling af affaldet i typer, dels ud fra affaldets fysiske og kemiske egenskaber dels ud fra aktivitetsindholdet, især indholdet af langlivede isotoper.

Tabel 2 giver en mere detaljeret oversigt over forventede mængder dekommissioneringsaffald fra de forskellige nukleare anlæg kombineret med information om det eksisterende affald opdelt i lav- og mellemaktivt affald samt særligt affald.

Affaldsmængder

Mængden af dekommissioneringsaffald fra de nukleare installationer er angivet i ton fordelt på forskellige materialegrupper. Vægtmængderne er skønnet ud fra opbygningen af reaktorerne m.v. Det bemærkes at frigivelsesregler og sorteringseffektivitet vil påvirke mængden af affald til deponering. Der er også betydelig usikkerhed om opnåelig pakningseffektivitet ved omregning fra materialevægt til antal affaldsenheder og hvor meget disse vil fylde i et fremtidigt slutdepot.

Mængden af eksisterende affald er baseret på opgørelser over antal oplagrede tromler, A-bøtter m.v. Der er foretaget en opdeling i lav- og mellemaktivt affald samt i særligt affald, se nedenfor. Antal affaldsenheder er omregnet til affaldsvolumen baseret på udvendigt rumfang af de forskellige affaldsenheder. Rumfanget af det indeholdte affaldsmaterialet er ofte væsentlig mindre, typisk fra 50 til <10%. Endelig er der givet et skøn over deponeringsvolumenet, dvs. hvor meget affaldet forventes at fylde i et fremtidigt slutdepot. Dette rumfang afhænger blandt andet af om det skønnes nødvendigt at omgive de eksisterende affaldsenheder med en ydre beskyttende beholder inden anbringelsen i depotet. Forskellige alternativer er under overvejelse, og tabellens angivelser skal derfor kun ses som et eksempel der dog giver en ret god tilnærmelse til pladsbehovet.

Det fremgår tabellen at behovet for deponeringsvolumen er ca. 3600 m³ (eksklusive affald fra uran-ekstraktionsforsøgene). Det er i rimelig overensstemmelse med de i [2] tabel 8.1 angivne 3100 m³.⁵⁵

Det skønnede behov for deponeringsvolumen er imidlertid usikkert og som i [2] kan det ved indledende planlægning være rimeligt at dimensionere et dansk slutdepot til 5000 m³.

Aktivitetsindhold

Til højre i Tabel 2 angives aktivitetsindholdene som summen af aktiviteterne af 1) kortlivede β/γ emittere (halveringstid < ca. 30 år), 2) langlivede β/γ emittere (halveringstid > ca. 30 år) og 3) α -emittere (halveringstid >80 år og oftest meget længere). Opdelingen er i overensstemmelse med IAEA's [3] og EU's [4] anbefalinger vedrørende affaldsklassificering med henblik på deponering. Indholdet af langlivede isotoper har betydning for valg af deponeringsmetode. Affald med >400 Bq/g α -emittere betegnes som langlivet. Indholdet af langlivede β/γ emittere vil oftest være af mindre betydning.

Kun isotoper med halveringstid > 5 år er medtaget. Mere kortlivede isotoper kan have betydning for praktisk håndtering under dekommissioneringen, men vil være uvæsentlige ved sikkerheds-vurdering af deponering af affaldet. Tallene er baseret på en mere detaljeret gennemgang af isotopspecifik aktivitet i affaldet [5].

For dekommissioneringsaffaldets vedkommende er der tale om skøn baseret på aktiveringsforhold, herunder hvad angår DR3 en sammenligning med den engelske DIDO reaktor [6,7]. Forbedrede aktivi-

⁵⁵ Ny note: Tallet er revideret i juni 2008, jf. de nye tabeller 1 og 2 samt forordet.

tetsopgørelser vil kunne opstilles efterhånden som dekommissioneringsarbejdet gennemføres og der som planlagt udføres analyser af prøver af de nedtagne materialer.

For det allerede eksisterende affald er der anvendt en kombination af administrative oplysninger, sa-
feguards angivelser, γ -scanning af affaldsenheder og skalatal beregninger. Metodik m.v. er beskrevet i [6,8].

Tabellens opdeling i lav- og mellemaktivt affald refererer til aktivitetsindholdet og har betydning for praktisk håndtering, idet eksternstråling fra mellemaktivt affald ofte nødvendiggør afskærmning. Opdelingen har imidlertid mindre betydning ved deponering og de to kategorier er derfor slået sammen når affald klassificeres ud fra deponeringshensyn [3,4].

I forhold til tidligere opgørelser er der foretaget en opdatering til årsskiftet 04/05 ved inkludering af nytilkommen affald (hovedsagelig kilder), korrektion for henfald siden 2000, samt revision af nogle skalatalvurderinger for bestrålet brændsel og andet Hot Cell affald [8]. Det bemærkes at talmaterialet også herefter i det væsentlige er identisk med mængde- og aktivitetsvurderingerne i [2].⁵⁶

Tabellens aktivitetsangivelser er fremkommet ved summation af en lang række stærkt varierende tal og korrektioner til tallene. Usikkerheden på aktivitetsangivelser for enkeltenheder vil være betydelig mens sumaktiviteter er bedre bestemt. Generelt bør der ikke regnes med mere end et højest to betydende cifre for de angivne aktivitetsinventorier.

Det er her antaget at såkaldt 'Særligt affald' også anbringes i depotet. Det vil være uproblematisk for de tre nederste kategoriers vedkommende (DR1 kerneopløsningen, det tunge vand fra DR3 samt ikke bestrålet uran) forudsat materialerne defineres som affald og konditioneres på passende vis, se også [9].

For de øvrige affaldstyper er der tale om meget høje koncentrationer af α -emittere, og her kan andre former for bortskaffelse være ønskelig. Det fremgår af Tabel 2 at det i alt drejer sig om 10 til 12 m³ affald der – hvis der er tekniske faciliteter hertil – ved ompakning vil kunne reduceres til en eller nogle få m³. Ved evt. frasortering af dette affald reduceres indholdet af α -emittere i det resterende affald med ca. en faktor 10. Deponeringsvolumenet af det resterende affald er stort set uændret.

Potentielt affald

Radioaktive affaldsstoffer, der ikke allerede er oplagrede på Risø i DD's varetægt (eksisterende affald) eller som ikke vil fremkomme ved dekommissionering af de nukleare anlæg på Risø, udgør hvad der kan kaldes 'potentielt' affald. Det drejer sig blandt andet om:

Lukkede radioaktive kilder der stadig er i brug her i landet.

- Affald fra isotopfremstilling (f.eks. på cyklotron) eller fra brug af åbne kilder i forskning og medicin.

Overvejelser vedrørende fremtidig bortskaffelse af potentielt affald er et aspekt af planlægningen for et dansk depot for lav- og mellemaktivt affald.

Til orientering er der endvidere på Risø oplagret 3670 t uranmalm indeholdende ca. 100 GBq α -aktivitet. Malmen er hjemtaget fra Grønland i forbindelse med uranekstraktionsprojekterne i

⁵⁶ Ny note: Se note 55.

1970'erne og 80'erne, men det overskydende materiale er ikke blevet anvendt til forsøg. Det må særskilt vurderes hvordan malm og jordlag under malmbunkerne skal håndteres.

Tabel 2, NY: Sammenfatning af mængder og omtrentligt behov for deponeringsvolumen samt aktivitetssindhold i dansk radioaktivt affald per 1. juni 2008

	Vægt/enheder	Deponeringsvolumen m ³	Kortlivet β/γ GBq	Langlivet β/γ GBq	Langlivet α GBq
Dekommissionering ¹					
DR 1, DR 2, DR 3					
Grafit	17 t	39	4000	120	
Aluminium	17 t	75	20400		0,7
Rustfri og alm stål, bly	345 t	732	66600	18000	1,5
Tungbeton og beton	1313 t	1129	570	38000	108
Dekom Hotcell, Affalds- anlæg					
Rustfri og alm stål, bly	3 t	5			
Beton	20 t	40			
Div komponenter	3 t	5			
Sekundært affald ³	100 tromler 20 t	57	3000	1	160
SUM		2082			
Eksisterende affald					
<i>Lavaktivt</i>					
Vandrensningsanlæg ⁶	1100 tromler	920	1800	0,5	130
Presset affald, jord ⁶	4400 tromler	1100	2600	0,6	170
<i>Mellemaktivt ⁷</i>					
Fra DR 3	17C + 40 tromler	80	5400	18000	
Fra Hotcell	180 tromler + 40A + div	430	33000	4	1300
Kilder, mest udefra ⁴	18 tromler + div	30	370000	300	1500
<i>Særligt affald</i>					
~ 20 større kilder ⁵	div	35			1000
1,2 kg bestrålet opl. U ^{2,6}	3 tromler	5	4000	1	400
12 kg bestrålet brændsel	20 A	20	23000	6	1500
222 kg bestrålet brændsel	13 A	45	730000	190	31000
DR 1 kerneopløsning	3 flasker	10	120		4
Ikke-bestrålet uran	2 t	60			50
Tungt vand ¹¹	0,1 t	3	5,7		
SUM		2738			
TOTAL til deponering		4820			
Uran tailings og NORM ^{8,10}	1130 t	1100 ⁹			
Kontamineret beton	1000 t				

Noter:

- 1: Dekommissioneringsaffald er baseret på registrerede mængder affald fra DR1 og DR2 samt nyestimering af mængder på de kommende anlæg ud fra de erfaringer, der er opnået ved de hidtige dekommissioneringsprojekter. Affaldsmængderne for DR3 er angivet med den forudsætning, at indholdet af aktivitet er sådan, at der ikke kan frigives beton og stål. Estimat af aktivitet for dekommissioneringsaffald er ligeledes revurderet.
- 2: Affaldet antages omdannet til cementprodukt i tromler
- 3: Langt den største del af kontaminationen i Hot Cell antages at kunne overføres til 20 tons sand. Det angivne volumen er fremkommet ud fra en forudsætning om, at sandet overføres til standardtromler. Der er overvejelser om at anvende sandet til backfill, men dette er ikke afklaret. Det antages, at 92 tons stål, 32 tons beton, 163 tons bly og øvrige 5 tons affald fra Hot Cell kan frigives efter dekontaminering.
- 4: Oplagrede kilder, som skønnes at kunne deponeres med øvrigt affald
- 5: Kilder, som vurderes at kunne separeres med henblik på særlig bortskaffelse. Der er i foråret 2008 afhændet 11 kilder af denne type, aktiviteten af de resterende er revurderet.
- 6: Færdigkonditioneret affald, men nogle enheder kan have behov for yderligere indeslutning
- 7: Det mellemaktive affald er på fast form, men for hovedparten ikke-konditioneret. Der skønnes at være cirka 125 tons affald.
- 8: Cirka 1 m³ NORM affald (scales fra olie/gas udvinding i Nordsøen) er modtaget tidligere og blandet med tailings. Fremtidig modtagelse af små mængder NORM vil ikke blive placeret i tailingsbassin.
- 9: Naturligt forekommende uran og thorium henfalder gennem en lang kæde af datterprodukter
- 10: Udover tailings opbevares rå grønlandsk uranholdigt malm
- 11: Der er 120 kg tungt vand tilbage, som af kvalitetsmæssige årsager ikke kunne overføres til Canada sammen med de øvrige 16 tons tunge vand

Referencer:

- 1) Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management: 'National Report from Denmark'. First review meeting, Nov. 2003
National Board of Health, National Institute of Radiation Hygiene, April 2003.
- 2) 'Teoretisk udredning af de tekniske krav til et dansk slutdepot for radioaktivt affald'
Rapport fra arbejdsgruppe nedsat af IT og Forskningsministeriet, Dansk Dekommissionering,
Jan. 2002.
- 3) 'Classification of Radioactive Waste'. IAEA safety guide No. 111-G-1.1, Wien 1994.
- 4) 'Kommissionens henstilling om et klassificeringssystem for fast radioaktivt affald',
SEK(1999) 1302 endelig udgave, Bruxelles 15/9 1999.
- 5) 'Dansk radioaktivt affald, mængder, typer og isotopspecifik aktivitet'.
Notat fra Dansk Dekommissionering, 25-1-2005, revideret 3-3-2005.
- 6) 'Baggrund for og skitser til slutdepot for dansk lav- og mellemaktivt affald'
Draft, version fra oktober 2003. Knud Brodersen, Dansk Dekommissionering.
- 7) 'Decommissioning of the nuclear facilities at Risø National Laboratory'
Kurt Lauridsen, ed. Risø-R-1250, Feb. 2001.
- 8) 'A-bøtter og andet α -affald på Centralvejslageret'
Knud Brodersen. Notat, Risø Dekommissionering 26-6-2002, revideret 23-2-2005.
- 9) 'Særligt affald' Notat fra Dansk Dekommissionering, 19-11-2004, revideret. 25-1-2005.

Appendiks B Ordforklaring

Begreb	Betydning
α -stråling:	Stråling bestående af positivt ladede heliumkerner. Har kort rækkevidde, men høj energi og er derfor primært skadelig ved indtagelse af stof, der udsender α -stråling.
β -stråling:	Stråling bestående af elektroner/positroner. Har længere rækkevidde end α -stråling.
λ -stråling:	Elektromagnetisk stråling (det vil sige ”i familie med lys og radiobølger”, men mere energirig). Udsendes normalt sammen med α - eller β -stråling. Har generelt længere rækkevidde end β -stråling.
Aktivitet:	Et mål for hvor radioaktivt en given mængde stof er. Aktivitet måles i Becquerel (Bq).
Becquerel (Bq):	En stofmængde har aktiviteten 1 Bq, når der i stofmængden henfalder et atom pr. sekund.
Dekommissionering:	Dekommissionering betyder ”at tage ud af drift”, og ved nukleare anlæg dækker det over nedbrydningen og rensningen af anlæggene, således at de restriktioner, der har været af hensyn til stråling og radioaktive stoffer, kan ophæves.
Dosisbinding:	Se referencedosis
Dosisgrænse:	Den grænse som den effektive dosis ikke må overstige for enkeltpersoner. I Danmark er dosisgrænsen for den almindelige befolkning 1 mSv/år. For arbejdstagere involveret i en praksis er grænsen 20 mSv/år.
Dæklag:	Overliggende lag af lavpermeable jordarter, eksempelvis ler.
FEPs:	Features, events and processes.
Halveringstid:	Den tid det tager før aktiviteten fra en given isotop er faldet til det halve. Halveringstiden er forskellig for forskellige isotoper og kan være fra brøkdeler af et sekund til hundredetusinder af år.
Henfald:	Spontan atomkerneomdannelse hvorved det pågældende atom ændres til et andet grundstof. I forbindelsen med processen udsendes radioaktiv stråling.
Højaktivt affald	Højaktivt affald har en væsentlig varmeudviklingen på over 2 kW/m ³ . Affaldet består eksempelvis af brugte brændselsstave fra kernekraftværker.

- IAEA:** International Atomic Energy Agency er en organisation under FN. Formålet med IAEA er at fremme sikkerhed og sundhed i forbindelse med udvikling af fredelige nukleare teknologier. IAEA driver og støtter forskningslaboratorier, udarbejder standarder, står for konventioner og udfører inspektioner for at sikre, at nukleare materialer alene anvendes til fredelige formål. IAEA's standarder er internationalt anerkendte og anvendes som baggrund for national lovgivning og udarbejdelse af standarder, herunder i EU. Efterlevelse af anbefalingerne i standarderne anses internationalt for at være en væsentlig bestanddel af "best practice".
- ICRP:** The International Commission on Radiological Protection er et uafhængigt internationalt netværk af specialister inden for forskellige felter af strålebeskyttelse. ICRP tilbyder deres anbefalinger og rådgivning til myndigheder og operatører med ansvar inden for strålebeskyttelse. Selvom ICRP ikke har kompetence til at pålægge nogen deres forslag, følger praksis i mange lande tæt ICRP's anbefalinger.
- Indtrængning:** Hændelsesforløb hvor mennesker engang i fremtiden trænger ind i eller borer ned i et måske glemt slutdepot.
- Isotop:** Atomer tilhørende det samme grundstof, men med forskellig antal neutroner i kernen. Visse isotoper er ustabile (radioaktive), og vil spontant henfalde til et andet grundstof under afgivelse af ioniserende (radioaktiv) stråling.
- Konditionering:** Ved konditioneret affald forstås, at affaldet er pakket og emballeret i en form, så det er klart til at blive slutdeponeret.
- Kortlivet affald:** Affald hvor kun en mindre del af de radioaktive isotoper har en halveringstid på over 30 år.
- Kritisk gruppe:** Defineret som en repræsentativ (evt. hypotetisk) gruppe af befolkningen, der modtager den højeste dosis fra en given praksis. Gruppen er relativ homogen med hensyn til bopæl, alder, spisevaner og andre adfærdsaspekter, der påvirker den årlige stråledosis. En kritisk gruppe kan for eksempel være en gruppe mennesker bosat nær et slutdepot. Gruppen spiser lokalt dyrkede grønsager og lokalt fangede fisk og indvinder drikkevand lokalt.
- Baggrunden for at den kritiske gruppe kan være hypotetisk er, at der i sikkerhedsanalyserne regnes på fremtidige og tænkte scenarier, hvor man ikke kender de præcise forhold. Eksempelvis kan der regnes på et scenarium, hvor der sker udvaskning af radioaktivt materiale til en sø. Den kritiske gruppe kan i dette tilfælde kunne være en befolkningsgruppe, der anvender søen til fiskeri, vandindvinding og badning. Da man ikke kan vide, om en sådan gruppe eksisterer i fremtiden, regnes der på den hypotetiske gruppe, der vil blive udsat for den højeste dosis.
- Kridttiden:** Kridttiden er perioden fra 65 til 145 millioner år siden.

Kvartærtiden:	Kvartærtiden er de seneste omkring 2 millioner år.
Langlivet affald:	Affald der indeholder væsentlige mængder radioaktive isotoper med halveringstid over omkring 30 år.
Lavaktivt affald:	Radioaktivt affald, der kan håndteres uden særlig strålingsbeskyttelse. Omfatter f.eks. kitler, overtrækssko og afdækningsmateriale, der er blevet forurenede med radioaktivt stof.
Matrix:	Finkornede partikler, der opfylder rummet mellem grus, sand og sten.
Mellemaktivt affald:	Radioaktivt affald, der kræver afskærmning ved håndteringen. Dog må varmeudviklingen maksimalt være 2 kW/m^3 . Omfatter f.eks. emner, der er blevet bestrålet i en reaktor, herunder kontrolstave og andre komponenter fra reaktoren samt lukkede kilder.
Miocæntiden:	Miocæntiden er en del af den tertiære periode. Miocæntiden løb for 5 til 23 millioner år siden.
Mobilitet	Bevægelighed. I denne forbindelse af opløste stoffer i grundvandet.
NEA:	NEA (Nuclear Energy Agency) er et specialiseret samarbejdsorgan uden formelle forpligtelser under OECD. NEA har en "Radioactive Waste Management Committee" (RWMC), der udelukkende beskæftiger sig med forhold omkring radioaktivt affald. RWMC har bl.a. udarbejdet flere publikationer vedrørende beslutningsprocesser i forbindelse med håndtering af radioaktivt affald. RWMC udmærker sig således ved specifikt at have fokus på beslutningsprocesserne og de afledte reaktioner fra samfundet og interessenter.
Oxiderede forhold:	Oxiderede forhold: Der er ilt eller andre oxidationsmidler tilstede.
Permeabilitet	Gennemtrængelighed. Ved et lav-permeabelt jordlag menes et jordlag, som vand har svært ved at strømme igennem.
Prækambrium:	Prækambrium: Mere end 542 millioner år siden.
Reducerede forhold:	Reducerede forhold: Uden ilt eller andre oxidationsmidler.
Referencedosis (dosisbinding):	Enkeltpersoner bliver eksponeret fra mange forskellige kilder. En enkel praksis må derfor ikke kunne udsætte en kritisk gruppe for hele dosisgrænsen på 1 mSv. Hver praksis har således en referencedosis, som en kritisk gruppe maksimalt må blive udsat for. I Danmark må referencedosis maksimalt være 0,3 mSv pr. praksis, men sættes ofte lavere. Referencedosis bruges specielt i sikkerhedsanalyserne, som udgangspunkt for sikkerhedsberegningerne.

Reversibilitet:	At affald deponeres, så der er mulighed for at genfinde og udtage affaldet igen på et senere tidspunkt.
Sievert (Sv):	Måleenhed for stråledoser modtaget af mennesker. Millisievert (mSv) er en tusindedel sievert.
Silt:	Silt har kornstørrelser mellem ler og sand (kornstørrelsen 0,002 mm – 0,06 mm)
Sikkerhedsanalyser:	Modelberegninger, der simulerer tidsmæssige udviklinger af slutdepotet, og de påvirkninger det eventuelt kan have på omgivelserne, for udvalgte scenarier.
Studier:	Studier defineres her som udredninger, hvor der udelukkende anvendes allerede eksisterende data, i modsætning til undersøgelser som f.eks. målinger, boringer, laboratorietest etc.
Tailings:	Tailings består af rester efter uranekstraktionsprojekterne i 1970'erne og 80'erne med uranmalm fra Kvanefjeldet på Grønland. Disse tailings opbevares i dag under vand i to særlige bassiner, for at forhindre udsivning af den radioaktive gas radon.
Tertiærtiden:	Tertiær er perioden fra omkring 2 til 65 millioner år siden.
Toksicitet	Giftighed (kemisk)
Tritium:	Ustabil (radioaktiv) isotop af brint, hvis kerne indeholder en proton og to neutroner. Tritium dannes eksempelvis i tungtvandsreaktorer, som DR3.
Tungt vand:	Vand, hvor det sædvanlige brintatom i molekylerne er erstattet af deuterium, hvis kerne indeholder en proton og en neutron. Det tunge vand oplagret på Risø indeholder den radioaktive isotop tritium.
VVM:	Vurdering af Virkning på Miljøet.