Dansk Dekommissionering

Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Hovedrapport

Juni 2011



COWI i samarbejde med Studsvik HASLØV & KJÆRSGAARD

COWI

COWI A/S

Parallelvej 2
2800 Kongens Lyngby

Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12
www.cowi.dk

Dansk Dekommissionering

Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Hovedrapport

Juni 2011

Projektnr.	P-072024
Dokumentnr.	72024-2.16DK
Version	1
Udgivelsesdato	2011.06.06.

Udarbejdet	Lizzi Andersen, Carsten Skov, André Küter, Lene Schepper, Hans Gottberg Rømer, Anders Refsgaard, Magdalena Utko
Kontrolleret	Torben Kristiansen
Godkendt	Carsten Skov

Indholdsfortegnelse

1	**Indledning**	**5**
1.1	Rapportens indhold	7
2	**Affaldet**	**9**
2.1	Typer af affald	11
2.2	Specifikke nuklider i affaldet	15
3	**Konditionering af affaldet**	**21**
3.1	Affaldsbeholdere	21
3.2	Antal af beholdere og volumen af affald der skal deponeres	24
3.3	Mulige materialer til fyld	27
4	**Mulige depottyper**	**32**
4.1	Indledning	32
4.2	Designovervejelser	32
4.3	Generel udformning af depotanlægget	40
4.4	Depot placeret ovenpå terræn	42
4.5	Terrænnært depot under jordoverfladen	45
4.6	Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn, irreversibel	49
4.7	Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn, reversibel	53
4.8	Mellemdybt depot, skakt tilgængelig fra depot	56
4.9	Mellemdybt depot, kaverne med betjening indefra	60
4.10	Borehulsdepot	63
5	**Depotets visuelle udtryk**	**68**
5.1	Principper for depot-design	68
5.2	Mulige karakteristiske lokaliteter	71
5.3	Layout og design af depotet	72
5.4	Tilpasning til det omkringliggende landskab	77
5.5	Offentlig adgang og lokalt visuelt udtryk	79

5.6	Beplantning på depotet	80
5.7	Bæredygtighed	81
5.8	Håndtering af depotets fremtoning i hele dets levetid	82
6	**Koncept for den indledende sikkerhedsanalyse**	**83**
6.1	Begreber	84
6.2	Planlægning af analysen	85
6.3	Valg af udsatte	88
6.4	Hasarder relevante for sikkerhedsanalysen	88
6.5	Typiske hasarder og scenarier	90
6.6	Acceptkriterier	93
6.7	Tidsramme for analysen	95
7	**Vurdering af langtidspåvirkninger**	**96**
7.1	Potentiel eksponering fra langtidspåvirkninger	98
7.2	Samlet model for dosis via grundvand	100
7.3	Depotmodellen	102
7.4	Grundvandsmodel	109
7.5	Biosfæremodel	123
7.6	Kobling af modellerne for eksponering via grundvand	127
7.7	Eksponering via luftbårne nuklider	128
7.8	Samlede resultater	133
8	**Vurdering af uheldshændelser**	**141**
8.1	Grundlæggende forudsætninger	141
8.2	Metode	143
8.3	Screening af hasarder	143
8.4	Kvantitativ analyse	171
8.5	Risikoresultater på depotniveau	189
9	**Konsekvenser af konditionering**	**196**
9.1	Pakning af individuelle affaldstyper	196
9.2	Fyldmængder og antal af beholdere til brug for konditioneringen	202
10	**Budget**	**205**
10.1	Struktur og indhold	205
10.2	Generelle antagelser for prisestimatet	207
10.3	Resultat af prisestimater	210
10.4	Priser for fyldmaterialer	212
10.5	Eksternaliteter	212
10.6	Omkostningerne i forbindelse med den videre proces	213

11 Konklusioner og anbefalinger 214
11.1 Generelle anbefalinger vedr. depotplacering m.m. 214
11.2 Generelle anbefalinger vedr. konstruktion, indretning, fyldning og drift af depoterne 215
11.3 Anbefalinger baseret på den præliminære sikkerhedsanalyse 219
11.4 Anbefalinger vedr. fremtidige studier m.m. 227
11.5 Den videre proces 229

12 Referencer 231

13 Ordliste og forkortelser 241

Bilagsfortegnelse

Bilag A: Affald til deponering, detaljer 245
A.1 Fordeling af nuklider på affaldstype 245
A.2 Den samlede fordeling af nuklider i affaldet 287

Bilag B: Mulig pakning af affald, detaljer 291
B.1 Detaljer for fyldmaterialer 291
B.2 Aktuelle typer af beholdere benyttet i Risø området 299

Bilag C: Depotdesign, detaljer 301

Bilag D: Depotmodel 302
D.2 Resultater 303
D.3 Usikkerheder 310

Bilag E: Grundvandsmodel, detaljer 319
E.1 Antagelser omkring geosfæremodellen 319
E.2 Parametrisering af kombinationerne 321
E.3 Tilbageholdelse 324
E.4 Diffusion 329
E.5 Undersøgelse og udvælgelse af modelkode 331
E.6 Resultater af grundvandsmodelleringen 332
E.7 Parametervariabilitet 338

Bilag F: Biosfære model, detaljer 340
F.1 Oralt indtag 341
F.2 Indånding 347

F.3 Eksempler på variation af dosisomregningsfaktorer 347

Bilag G: Modellering af gasformige emissioner, detaljer 354
G.1 Spredning i atmosfæren 354
G.2 Påvirkning af indeklima 355
G.3 Diffusion af gasser direkte fra depotet 359

Bilag H: Vurdering af uheld, detaljer 360
H.1 Udvalgte parametre benyttet ved estimering af frekvens og dosisfunktioner 360
H.2 Analyse af driftsfejl der fører til udledning af forurenet vand til modtageren 363
H.3 Analyse af fejl på drænsystemet 364
H.4 Yderligere resultater - hændelsesbaseret eksponering fra uheld 366
H.5 Yderligere resultater - langtidseksponering fra uheld 367

Bilag I: Estimerede omkostninger, detaljer 369

Bilag J: Detaljeret aktivitetsplan 373
J.1 Planlægning af det videre forløb 373
J.2 Økonomisk overslag 378

Bilag K: Resultater af dosisberegningerne 380
K.1 Depoter lokaliseret i fed ler 380
K.2 Depoter lokaliseret i moræneler 391
K.3 Depoter lokaliseret i kalk 397
K.4 Depoter lokaliseret i klippe 403

Bilag L: Visuel fremtræden af slutdepotet i landskabet 406

1 Indledning

Dette forstudie er en del af beslutningsprocessen vedrørende placering og design af et depot til det danske lav- og mellemradioaktive affald, primært fra anlægget ved Risø. Forstudiet omfatter den indledende design af en række forskellige typer af depoter baseret på de overordnede retningslinjer, der er fastlagt i beslutningsgrundlaget. Samtidigt er udført en indledende sikkerhedsvurdering af disse typer af depoter baseret på deres placering i en typisk dansk geologi.

Studiet er udført for Dansk Dekommissionering af COWI A/S i samarbejde med Studsvik AB og Hasløv & Kjærsgaard A/S.

Grundlaget for forstudiet har været "Beslutningsgrundlaget for deponering af lav- og mellemradioaktivt affald, november 2008" (Indenrigs- og Sundhedsministeriet, 2008) sammen med en række andre rapporter og notater, der sammen har været baggrund for den politiske beslutning om at udarbejde forstudiet, se referencer i Kapitel 12. Nærværende studie er en del af det overordnede forstudie, der også omfatter et studie omhandlende den mulige placering af et depot (udført af GEUS[1]) og et studie angående transport (udført af SIS[2]). I fællesskab leder disse studier til yderligere opklaring og beslutning af et endeligt valg af placering og design af depot. Da der endnu ikke er valgt specifikke placeringer af depotet, er dette studie baseret på generel geologi, topografi, osv.

De depotkoncepter, der betragtes i nærværende studie, er:

- Et depot tæt på overfladen (over eller under overfladen til en dybde på 30 m)
- Et depot tæt på overfladen (over eller under overfladen til en dybde på 30 m) i kombination med et borehul.
- Et mellemdybt depot placeret 30 til 100 m under overfladen.

Depoterne skal designes til at have en levetid på mindst 300 år efter første opfyldning med affald.

[1] De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland

[2] Statens Institut for Strålehygiejne

Forstudiet omfatter:

- Indledende design af typer af depoter og relaterede affaldsbetingelser.
- Indledende sikkerhedsvurderinger.
- Beskrivelse og estimering af udgifter relateret til de foreslåede løsninger.

De indledende sikkerhedsvurderinger har omfattet vurderinger af sandsynlighed for og konsekvenser af eventuelle ulykkestilfælde relateret til de forskellige perioder i depotets levetid. Hovedaktiviteterne inkluderer opfyldning og drift, mulig udtagning af affald på et senere tidspunkt og den passive periode efter lukning af depotet. Det omfatter tillige en vurdering af den forventelige langtidseffekt på en repræsentativ person ved udsættelse for bestråling fra depotet over tid.

Grundlaget for den indledende sikkerhedsvurdering har været de foreslåede udformninger af depoter, herunder muligheden for total eller delvis reversibilitet, dvs. muligheden for at kunne udtage alt eller noget af affaldet fra depotet på et senere tidspunkt. I beslutningsgrundlaget er det beskrevet, at en stor del af affaldet er af en sådan karakter, at det ikke er egnet til at tage ud af depotet (f.eks. blandet affald bestående af handsker og arbejdstøj osv. beton fra nedrivning og affaldsdeponier) også som følge af det lave aktivitetsniveau. Det specielle affald er det muligvis relevant at udtage, selvom mængden er lille, og det endnu ikke er sorteret med udtagning for øje.

En anden del af grundlaget for de indledende sikkerhedsvurderinger er beslutningen om, hvilke geologier, depotet skal placeres i, nemlig:

- Fed, tertiært ler
- Moræneler og lignende typer af ler
- Kalksten
- Klippe (Granit).

Det er disse geologier og de dertil knyttede recipienter for grundvand potentielt påvirket af depotet, der er udgangspunktet for de indledende sikkerhedsvurderinger med anvendelse af parametre og typiske forhold i Danmark. I overensstemmelse med anbefalinger fra den internationale komite for radioaktiv beskyttelse, ICRP, er den mulige skadevirkning vurderet for en såkaldt *reference person.* De potentielle eksponeringsveje for denne repræsentative person er også baseret på typiske danske forhold, herunder en typisk dansk diæt.

Som en del af de indledende sikkerhedsvurderinger er variationen af de relevante parametre vurderet sammen med indflydelsen af variationen på resultaterne. Det bør noteres, at den eksisterende viden og omfanget af data, der beskriver de forskellige parametre, varierer, hvilket resulterer i, at nogle parametre er mere usikre end andre. Da sikkerhedsvurderingerne er udført for generiske lokaliteter, øger det variationen af de relevante parametre yderligere sammenlignet med variationen af de usikkerheder, der vil være knyttet til en konkret placering.

Det er derfor vigtigt, at supplerende sikkerhedsvurderinger udføres for de konkrete mulige placeringer, hvor et bedre datagrundlag kan etableres.

Udover påvirkning som følge af den langsigtede udsivning til grundvand m.m. vurderes også udslip på gasform fra depotet.

Der er i den indledende sikkerhedsvurdering beregnet konsekvenser som følge af udslip frem til 10.000 år efter første opfyldning af depotet samt den følgende spredning af disse udslip i op til 1.000.000 år. På grundlag heraf er der udført supplerende estimater af den potentielle endnu senere påvirkning ud fra en vurdering de nuklider, der til den tid stadigt indeholder aktivitet, der er større end de kriterier, IAEA[3] og EU har fastsat for hvornår affaldet ikke længere betragtes som radioaktivt.

1.1 Rapportens indhold

Rapport består af tre hoveddele. Del I er den beskrivende del, der indeholder information om det affald, der skal afskaffes, de potentielle muligheder for konditionering af affaldet, før det anbringes i depotet, det foreslåede indledende design af de forskellige typer af depotet og det foreslåede visuelle udtryk af depotet. Del I omfatter kapitel 2 til 5.

Del II er vurderingsdelen. Den indeholder, en introduktion til de koncepter, der benyttes i den indledende sikkerhedsvurdering, som omfatter: vurdering af potentiel langtidspåvirkning og vurdering af risici som følge af mulige hændelser. Der er flere grunde til denne opdeling af de indledende sikkerhedsvurderinger. For det første er det to forskellige typer af påvirkning, der skal vurderes. For det andet, at mens den mulige variation af langtidspåvirkningen primært skyldes variationen i de parametre, der har indvirkning på denne, så skyldes effekten som følge af diverse hændelser sandsynligheden for at de forekommer samt deres potentielle konsekvens, hvilket kræver en anden tilgang til vurderingen.

Da forslagene til konditionering af de forskellige typer af affald er et resultat af begge vurderingsmetoder, indeholder del II også en beskrivelse af disse forslag baseret på de indledende sikkerhedsvurderinger. Slutteligt indeholder del II en oversigt over de udgifter, der relaterer sig til de forskellige typer af depoter og den foreslåede konditionering. Del II omfatter kapitel 6 til 10.

Del III indeholder de anbefalinger, der er et resultat af det indledende design og de indledende sikkerhedsvurderinger. Disse er inddelt i tre: Generelle anbefalinger vedrørende valg af placering osv., Anbefalinger der er et resultat af de indledende sikkerhedsvurderinger (ud over forslagene for behandling af affald, der blev beskrevet i del II), samt forslag til det fremadrettede procesforløb herunder supplerende undersøgelser. Del III omfatter Kapitel 11.

I slutningen af rapporten er der en referenceliste (kapitel 12) og en ordliste (kapitel 13)

[3] International Atomic Energy Agency

Hovedrapporten suppleres af en række bilag (A til L), der indeholder detaljer om specifikke emner, datagrundlag samt mere detaljerede resultater fra forstudiet.

2 Affaldet

Det affald, der skal deponeres, stammer fra en række forskellige lokaliteter og er af meget forskellig type og aktivitet. En del af affaldet er en følge af den forsøgsvirksomhed vedrørende atomenergi, som tidligere blev udført på Risø, mens resten kommer fra andre danske forbrugere af radioaktive materialer såsom sundhedssektoren, forskningsinstitutter og industrien. Affaldstyperne omfatter:

- Sammenpresset lavradioaktivt fast affald som f.eks. papir, plastik, arbejdstøj, glas og metal forurenet med radioaktive nuklider.
- Kasseret udstyr forurenet med radioaktive nuklider.
- Restprodukter fra vandbehandling i anlægget ved Risø (fordampningsrest indkapslet i bitumen samt ionbytningsaffald).
- Kasserede radioaktive kilder (fra sundhedssektoren, forskning og industrien).
- Affald fra afvikling af de nukleare anlæg på Risø.
- Specielle affaldstyper (uddybes i det følgende).

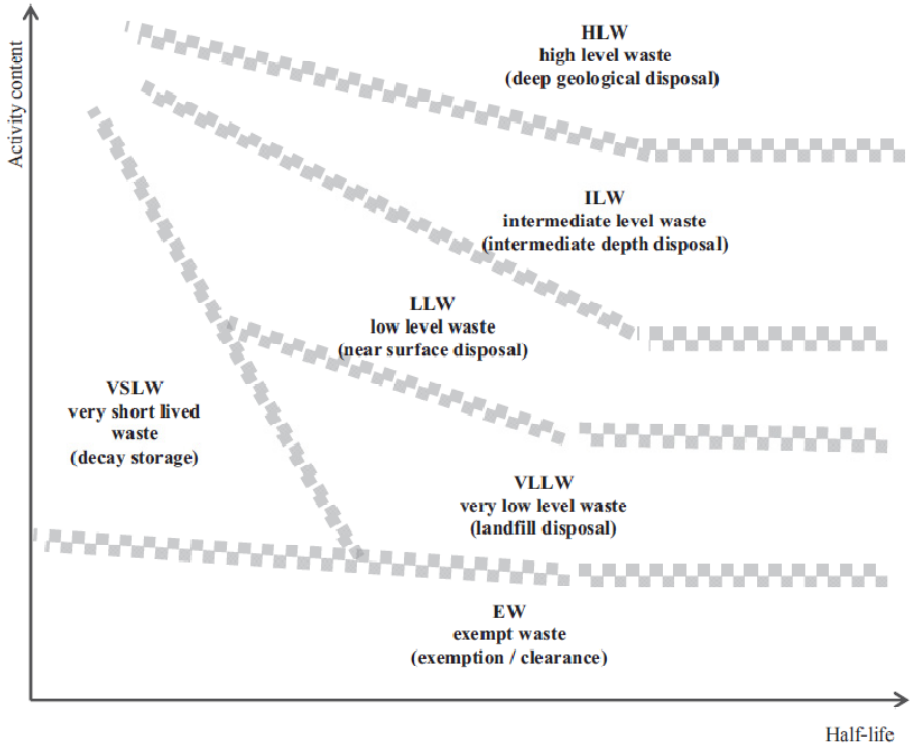
Noget af affaldet findes allerede, både fra eksterne kilder og fra afviklingen af nogle af de nukleare anlæg på Risø. Resten af affaldet vil fremover komme delvis fra eksterne kilder og delvis fra afviklingen af resten af de nukleare anlæg på Risø.

Dansk Dekommissionering har stillet information til rådighed om både det eksisterende og det forventede kommende affald, der skal deponeres, se referencer i Kapitel 12. Affaldet er klassificeret i henhold til anbefalingerne fra det internationale atomenergiargentur (IAEA) og EURATOM med henblik på at fastlægge passende krav til opbevaring og endelig bortskaffelse. Både IAEA og EURATOM har fastsat anbefalinger med hensyn til klassificering af radioaktivt affald. I kommissionens anbefalinger af 15. september, 1999 (EURATOM, 1999), angives følgende tre klasser:

1) Transient affald som vil henfalde til under grænseværdien under opbevaringen.
2) Lav- og mellemniveau affald (LILW) som har et indhold af radioaktive isotoper, der er lav nok til at sikre, at varmeudviklingen er tilstrækkelig lav under deponering. Dette afhænger af en specifik evaluering.
3) Højniveau affald (HLW) som vil generere en betydelig varmeenergi og som hovedsagligt vil bestå af nukleart brændsel.

LILW inddeles i to klasser - kortlivet og langlivet affald. Kortlivet affald, LILW-SL, indeholder nuklider med halveringstider, der ikke er længere end Cs-137 og Sr-90 (ca. 30 år) og har et begrænset indhold af langlivede α-kilder (mindre end 4.000 Bq/g i en enkelt pakke og mindre end 400 Bq/g overordnet). Langlivet affald, LILW-LL, indeholder langlivede isotoper og α-kilder i højere koncentrationer, end der accepteres for kortlivet affald.

I figur 2.1 er vist en foreslået klassificering af radioaktivt affald. Klassificering kan udføres med forskellige mål. Det er antaget, at en detaljeret klassificering af alt affald vil blive udført før konditionering med henblik på endelig deponering, og før valget af depottype er truffet (overfladenært depot, mellemdybt depot eller borehul).



Figur 2.1 Skematisk præsentation af generel klassificering af radioaktivt affald, IAEA (2009)

Kortlivede nuklider (nuklider med en halveringstid mindre end 30 år) forventes at være af mindre betydning med hensyn til langsigtede effekter på sikkerheden i forbindelse med opbevaringen, da depotet designes til at være intakt i en længere periode (>300 år). Et nuklid med en halveringstid på 30 år vil henfalde til 10 % af den oprindelige aktivitet på 100. Efter 300 år er der mindre end 0,1 % af den oprindelige aktivitet tilbage.

Langlivede nuklider vil i nogle tilfælde kun henfalde med brøkdele af en procent på 300 år. For materiale, der har betydelige mængder langlivede isotoper, er det vigtigt, at affaldet klassificeres korrekt, så de langsigtede sikkerhedsanliggender kan håndteres korrekt.

Ifølge IAEA (2003) skal en affaldskarakterisering indeholde følgende information om affaldet:

- Kilde eller oprindelse
- Den fysiske og kemiske form
- Mængde (volumen og/eller vægt)
- De radiologiske karakteristika (aktivitetskoncentration, den totale aktivitet, de radioaktive nuklider, der er til stede, og deres relative andele)
- Klassificering i overensstemmelse med det internationale affaldsklassificeringssystem IAEA (2009)
- Ethvert kemisk, sygdomsfremkaldende eller anden risici knyttet til affaldet og koncentrationerne af det farlige materiale.
- Eventuel særlig håndtering, der er påkrævet på grund af kritikalitet, behov for håndtering af henfaldsvarme eller væsentlige forhøjede strålingsfelter, hvis sådanne er til stede.

2.1 Typer af affald

Det aktuelt eksisterende og potentielle affald, der findes i Risøområdet, er beskrevet i Dansk Dekommissionering (2009) og Dansk Dekommissionering (2002). I begge rapporter klassificeres affaldet som lav- og mellemradioaktivt affald. Beskrivelsen af affaldstyper er foretaget med udgangspunkt i Dansk Dekommissionering (2009).

Dekommissioneringsaffald

Dekommissioneringsaffaldet stammer fra afviklingen af de nukleare anlæg ved Risø. Faciliteterne omfattede blandt andet, forskningsreaktorer, "hot cells" til undersøgelse af materialer, affaldsbehandlings- og opbevaringsfaciliteter. Radioaktiviteten stammer både fra affaldet og som følge af aktivering af materiel. Dette affald omfatter både eksisterende affald og forventet affald fra de planlagte dekommissioneringsaktiviteter i fremtiden. Tabel 2.1 angiver fordelingen af de forskellige typer af affald.

Affaldet fra nedrivningen af reaktor 1 (DR1) udgør i alt 9 tons, hvor hovedparten er grafit og beton (henholdsvis 3,5 og 3,4 ton). Affaldet indeholder også bly og cadmium (henholdsvis 338 og 44 kg).

Affaldet fra nedrivningen af reaktor 2 (DR2) udgør i alt 166 ton, hvor hovedparten er beton (138 ton). Resten af affaldet består hovedsagligt af metaller såsom aluminium, stål og bly. Mængden af bly er her 7 ton.

Lavradioaktivt affald

I de fleste tilfælde består det lavradioaktive affald (LLW) af kortlivede nuklider. I dette affald er der en anselig mængde af langlivet α-aktivitet. På basis af oplysninger fra tidligere studier og repræsentanter fra Dansk Dekommissionering indeholder nogle tønder forseglede kilder såsom røgdetektorer med Am-241, som er en langlivet α-emitterende nuklid.

De gennemsnitlige specifikke langlivede α aktiviteter i affaldet ligger på hundreder af Bq/g til sammenligning med den grænseværdi på 0,1 - 1 Bq/g for frigivelse af α-emitterende materialer i EURATOM anbefaling RP 113" (murbrokker) og RP 122 (andre materialer). Dele af affaldet, der er klassificeret som lavradioaktivt affald, kan ikke opfylde grænseværdien i millioner af år og skal opbevares sikkert i meget langt tid.

De dominerede kortlivede isotoper i affaldet er C-60 og Cs-137. Den meget langlivede α-aktivitet stammer primært fra U-238 og U-234.

Mellemradioaktivt affald

Det mellemaktive affald består dels af affald med høj kortlivet β-aktivitet og dels af brugt brændsel indeholdende de meget langlivede α-nuklider U-238 og U-234. Sidstnævnte affald kræver særlig opmærksomhed både under håndtering og fra et langsigtet sikkerhedssynspunkt.

Specielt affald

Listen over nuklider domineres af nuklider i bestrålet brændsel, hvilket kan resultere i høje strålingsrater, hvis affaldet ikke konditioneres og håndteres med omhu. Det bestrålede brændsel har, udover høj aktivitet af kortlivede nuklider, et højt indhold af langlivede α-nuklider. Dette affald skal behandles individuelt og vil kræve særlig opmærksomhed, se kapitel 9 og 11.

Uran tailings og forurenet beton

Uran tailings, der fremkom i forbindelse med eksperimenter vedrørende udvinding af uran fra uranmalm i 1970'erne og 80'erne, er blevet opbevaret på Risø i store betonbassiner dækket med vand. Den beton, der udgør bassinerne er nu forurenet med aktivitet, der stammer fra tailings. Både tailings og beton indeholder betydelige mængder af langlivede α-nuklider (om end ved lave koncentrationer) og bør derfor opbevares sikkert i meget langt tid.

Mængder og volumen af de forskellige typer affald er opsummeret i tabel 2.1 og tabel 2.2. Desuden er aktivitetsniveauerne for de tre typer stråling i affaldstypen noteret.

De mængder og oplysninger, der er noteret i de to tabeller inkluderer ikke tailings og den relaterede beton, der tilsammen er benævnt affaldstype 21. Den samlede mængde tailings er 1.130 ton. Aktiviteten i tailings har et lavt niveau - for nogle nuklider er den meget tæt på grænseværdien.

Tabel 2.1 Estimerede mængder affald fra afviklingen, anslået bortskaffelsesvolumen og aktivitet i affaldet per 1. juni 2008.

Type	Affald	Vægt/ enheder	Volumen, Konditioneret (m^3)	Kortlivet ß/γ (GBq)	Langlivet ß/γ (GBq)	Langlivet α (GBq)
Affald fra afvikling af DR1, DR2, og DR3						
1	Grafit	17 t	39	4.000	120	
2	Aluminium	17 t	75	20.400		0,7
3	Rustfrit stål og bly	345 t	732	66.600	18.000	1,5
4	Tung beton og beton	1.313 t	1.129	570	38.000	108
Affald fra afvikling af "Hotcell"						
5	Rustfrit stål, stål og bly	3 t	5			
6	Beton	20 t	40			
7	Forskellige komponenter	3 t	5			
8	Sekundært affald	100 tønder = 20 t	57	3.000	1	160
	TOTAL		**2.082**			

Tabel 2.2 indeholder information om affaldstype 20, tungt vand. Dansk Dekommissionering har under forstudiet behandlet denne type affald separat, og affaldet vil ikke skulle anbringes i et fremtidigt depot. Denne affaldstype er derfor ikke inkluderet i de indledende sikkerhedsvurderinger.

Tabel 2.2 Eksisterende affaldsmængder, estimeret afskaffelsesvolumen og affaldets aktivitet per 1. juni 2008. "C" står for beholder for "CC-blade". "A" er "A-bøtte"

Type	Affald	Vægt/ enheder	Volumen, Konditioneret (m^3)	Kortlivet ß/γ (GBq)	Langlivet ß/γ (GBq)	Langlivet α (GBq)
Lav-aktivt affald						
9	Affald fra spildevandsbehandling	1.100 tønder	920	1.800	0,5	130
10	Sammenpresset affald og jord	4.400 tønder	1.100	2.600	0,6	170
Mellem-aktivt affald						
11	Affald fra DR3	17 C + 40 tønder	80	5.400	18.000	
12	Affald fra "Hotcell"	180 tønder + 40A + diverse	430	33.000	147	1.300
13	Radioaktive kilder	18 tønder + diverse	30	370.000	300	1.500
Særligt affald						
14	Ca. 20 større kilder	Diverse	35			1.000
15	1,2 kg bestrålet, opløst uran	3 tønder	5	4.000	9	400
16	12 kg bestrålet brændsel	20A	20	23.000	55	1.500
17	222 kg bestrålet brændsel	13A	45	730.000	5.200	31.000
18	Kerneopløsning fra DR1	3 flasker	10	120	1	4
19	Ikke-bestrålet uran	2 t	60			50
20	Tungt vand	0,1 t	3	5,7		
TOTAL			**2.735**	1.264.490	79.835	37.324

Tungmetaller

Udover de tilstedeværende nuklider indeholder affaldet også følgende større mængder af metaller:

- 2 ton uran
- 50 til 70 ton bly
- 200 kg cadmium
- 80 kg beryllium.

2.2 Specifikke nuklider i affaldet

Viden om de specifikke radioaktive nuklider og deres aktivitetsniveauer over tid er et vigtigt grundlag for de indledende sikkerhedsvurderinger i forstudiet.

De beskrivelser af affaldet, der gives her, skal kun opfattes som indledende og må kun benyttes inden for rammerne af dette forstudie. Information om typer og mængder af specifikke radioaktive nuklider har i flere tilfælde været kvalitative og er ikke tilstrækkelig til en endelig klassifikation.

De radioaktive nuklider i affaldet stammer fra følgende:

- Strålingskilder
- Nukleart brændsel
- Neutronaktiverede byggematerialer og strukturer
- Driftsaffald fra Risø's aktiviteter
- Forurenede byggematerialer og strukturer
- Affald af ekstern oprindelse.

Strålingskilder

Affaldet indeholder både kilder fra Risøs aktiviteter og af ekstern oprindelse. De radioaktive nuklider, der findes i disse kilder, er primært Co-60, Sr-90, Cs-137 og Am-241.

Nukleart brændsel

Brændslet i Risøs reaktorer var indtil slutningen af 1970'erne højt og derefter medium beriget U-235. Affaldet indeholder både bestrålet og ikke-bestrålet brændsel.

I første omgang vil det være de meget kortlivede isotoper, der gav det største bidrag til strålingen fra fissionsprodukterne, senere vil Sr-90 og Cs-137 ($T_{½}$~30 år) være de primære isotoper, som afløses efter 10^5 år af Tc-99 og de langlivede actinider Np-237 og Pu-242.

Den sidste reaktor i Risø, DR3 blev lukket i år 2000, derfor er alderen af affaldet mindst 10 år i dag. De meget kortlivede nuklider er henfaldet, og nu og i de følgende år vil nuklider som Sr-90 og Cs-137 dominere. Men de mest kritiske nuklider, der vil udgøre en langsigtet sikkerhedsrisiko, vil være uran og transuraner.

Neutronaktiverede byggematerialer og strukturer

Visse nuklider i nedrivningsaffaldet fra reaktorerne i Risø er blevet aktiveret med neutronbestråling, og aktive nuklider er blevet inkoporeret i byggematerialerne og instrumenterne. Blandt disse er følgende nuklider vigtige: Co-60 (fra den stabile legering Co-59 i stål), Ca-41 (fra stabil Ca-40 i beton), Fe-55 (fra naturlige meget langlivet Fe-54), Ni-63 (fra stabil Ni-62 i legeringer og overfladebehandlinger), Ba-133 (fra naturlig Ba-132 i baryt).

Kontaminerede genstande og strukturer

Noget af affaldet indeholder kontaminerede genstande og bygningsdele, hvor nukliderne sidder på overfladen. Disse nuklider kan være ethvert nuklid, der er håndteret på anlægget, eller som er sendt til Dansk Dekommissionering af eksterne brugere.

Affald fra eksterne kilder

Dette affald kommer fra industrien, hospitaler og universiteter. Listen over nuklider indikerer meget forskelligartet oprindelse.

Tailings

Tailings stammer fra et uran pilotanlæg på Risø. I tailings er en del af U-238, U-235 og U-234 blevet fjernet. Indholdet af radioaktive nuklider er tæt på grænseværdierne.

For at kunne udføre den indledende sikkerhedsvurdering, og for at kunne give anbefalinger om konditionering af de forskellige typer affald, har det været nødvendigt, at lave detaljerede estimater omkring, hvilke nuklider, der findes i hvilke typer affald. Dette er udført som en del af forstudiet på baggrund af information om affaldstyper og overordnet aktivitet fra Dansk Dekommissionering. Baggrunden for estimaterne kommer primært fra følgende dokumenter:

- Dansk Dekommissionering (2009e). Dokumentet indeholder en liste af nuklider der skal inkluderes i en vurdering af placering af et depot. H-3 C-14 Ca-41 Fe-55 Co-60 Ni-63 Sr-90 Ba-133 Cs-137 Eu-152 Eu-154 Rn-222 U-235 U-238 Pu-239 Pu-241 Am-241

- Dansk Dekommissionering (2010a). Dansk Dekommisionering oplyser, at tabellerne er fra en tidligere dato og ikke komplette. Imidlertid kan information om specifikke nuklider godt understøtte information fra andre kilder

- Dansk Dekommissionering (2010b). Indeholder en liste der viser aktiviteten af tailings og uranmalm.

De radioaktive nuklider, der betragtes i dette forstudie, er listet i tabel 2.3 til tael 2.5. Tabellerne indeholder nogle meget kortlivede nuklider. De er medtaget, fordi disse nuklider bidrager væsentligt til det opgivne aktuelle totale aktivitetsniveau i det affald, der stammer fra eksterne kilder. De er derfor nødvendige ved udregning af fordelingen af nuklider i affaldet, når den er baseret på information om den samlede aktivitet.

Affald, der stammer fra ekstern kilder, indeholder ofte andre nuklider, end dem der står i tabellerne, nogle i små mængder, andre blot som spor. Alle nuklider, der er til stede i betydelige mængder, er med på listerne; nuklider med en aktivitet (pr. 2008), der er mindre end 1 GBq, er dog udeladt.

Baseret på ovenstående er der lavet estimater for indholdet af radionuklider i hver er de 20 affaldstyper. Figurer, der viser fordelingen i de enkelte affaldstyper er illustreret i Appendiks A.

Tabel 2.3 Kortlivede β/γ-nuklider (halveringstid < 30år) der medtages i den indledende sikkerhedsvurdering

Element	Nuklid	Halveringstid i år	Stråling	Henfaldsprodukter
Hydrogen	H-3	12,3	β	He-3 stabil
Kobolt	Co-60	5,27	β & γ	Ni-60 stabil
Selen	Se-75	0,33	EC & γ	As-75 stabil
Strontium	Sr-90	29,1	2xβ	Y-90 → Zr-90 stabil
Cæsium	Cs-137	30	β & γ	Ba-137 stabil
Barium	Ba-133	10,7	EC & γ	Cs-133 stabil
Europium	Eu-152	13,3	β & γ	0,72 Sm-152 stabil
			β & γ + 3x α	0.28 Gd-152 → Sm-148 → Nd-144 → Ce-140 stabil (Alle har meget lange halveringstider)
	Eu-154	8,8	β & γ	Gd-154 stabil
Iridium	Ir-192	0,20	β & γ	Pt-192 stabil Os-192 stabil
Plutonium	Pu-241	14,4	β	Am-241, neptunium serie

Tabel 2.4 Langlivede β/γ-nuklider (halveringstid > 30 år) der medtages i den indledende sikkerhedsvurdering

Element	Nuklid	Halveringstid i år	Stråling	Henfaldsprodukt
Karbon	C-14	5.730	β	N-14 stabil
Calcium	Ca-41	140.000	EC & γ	K-41 stabil
Nikkel	Ni-63	96	β	Cu-63 stabil
Technetium	Tc-99	211.000	β	Ru-99 stabil
Sølv	Ag-108m	418	EC & γ	Pd-108 stabil
Samarium	Sm-151	90	β	Eu-151 stabil

Dansk Dekommissionering (2010) anfører også følgende β/γ-nuklider: Cl-36, Ni-59, Nb-94, Mo-93 og Cd-113m, men da disse nuklider kun er til stede som spor tages de ikke i betragtning i den indledende sikkerhedsvurdering.

Tabel 2.5 α-nuklider der medtages i den indledende sikkerhedsvurdering

Element	Nuklid	Halveringstid i år	Stråling	Henfaldsprodukter
Radon*)	Rn-222	3,82 dage	5 x α 4 x β	Po-218→Pb-206, radium serien
Radium	Ra-226	1.600	5 x α 4 x β	Rn-222→Pb-206, radium serien
Thorium	Th-230	75.380	6 x α 4 x β	Ra-226→Pb-206, radium serien
	Th-232	$14 \cdot 10^9$	6 x α 4 x β	Ra-228→Pb-208, thorium serien
Uran	U-234	246.000	7 x α 4 x β	Th-230, →Pb-206 radium serien
	U-235	$704 \cdot 10^6$	7x α 4 x β	Th-231→Pb-207, actinium serien
	U-238	$4.470 \cdot 10^6$	8 x α 6 x β	Th-234→Pb-206, radium serien
Plutonium	Pu-238	87,7	8 x α 4 x β	U-234→Pb-206, radium serien
	Pu-239	24.110	8 x α 4 x β	U-235→Pb-207, actinium serien
	Pu-240	6.500	8 x α 4 x β	U-236→Pb-208, thorium serien
Americium	Am-241	432	8 x α 4 x β	Np-237→Pb-209, neptunium serien
Curium	Cm-244	18,1	9 x α 6 x β	Pu-240→Pb-208, thorium serien

*) Rn-222 er et henfaldsprodukt i radium serien. Lister og figurer i denne rapport medtager som hovedregel kun moderen, f.eks. Ra-226 (i kilder), Th-230, U-234, U-238, Pu-238 osv. Henfaldsprodukter som f.eks. Rn-222 vil blive inkluderet i dosisberegningerne.
** Dansk Dekommissionering (2001a & b) medtager også α-nukliderne: Ac-227, Pa-231 og Np-237, men disse er kun er til stede som spor eller meget små mængder.

2.2.1 Fordelingen af nuklider over tid

Figur 2.2 viser den estimerede aktivitet (GBq) som funktion af tiden for den samlede mængde af radioaktive nuklider i det affald, der skal sendes til deponering.

Figuren viser, at forskellige nuklider vil dominere som tiden går dels på grund af forskellig henfaldstid dels på grund af deres henfaldsprodukter.

10-30 år

I perioden 10 til 30 år fra nu vil den samlede aktivitet være i størrelsesordnen 10^6 GBq. De dominerende nuklider er β/γ-nukliderne H-3, Co-60, Ni-63, Sr-90, Cs-137 og Eu-154. Ydermere vil aktiviteten fra α-nukliderne Pu-238 og Am-241 være nævneværdig.

100 år

Om 100 år fra nu vil aktiviteten være i størrelsesordnen 10^5 GBq. De dominerende nuklider vil stadig være Ni-63, Cs-137 og Am-241. Den kortlivede Co-60 vil være henfaldet til et ubetydeligt aktivitetsniveau.

300 - 1.000 år

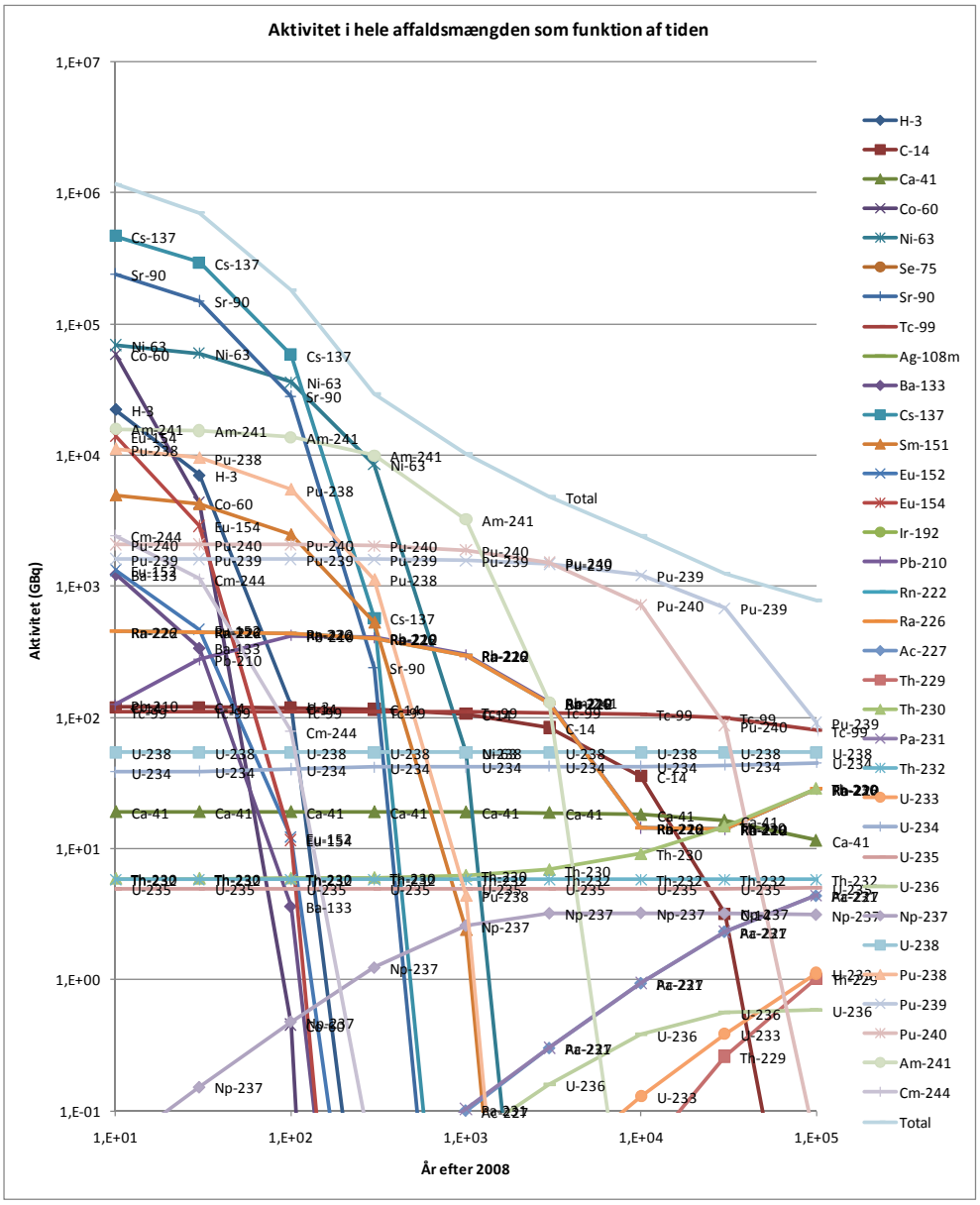
I perioden 300 til 1.000 år fra nu vil den samlede aktivitet være i størrelsesordnen 10^4 GBq. De dominerende nuklider vil nu være C-14, Ni-63, Pu-239, Pu-240 og Am-241. I denne periode vil Sr-90 og Cs-137 være henfaldet.

3.000 - 10.000 år

I perioden 3.000 til 10.000 fra nu vil den samlede aktivitet være i størrelsesordnen 10^4 -10^3 GBq. De dominerende nuklider vil være C-14, Tc-99, Pu-239 og Pu-240. Ni-63 og Am-241 vil nu være henfaldet.

10.000 år og senere

Efter 10.000 år vil nuklider af uran (specielt U-238 og U-234) og deres henfaldsprodukter udgøre det grundlæggende aktivitetsniveau af størrelsesordnen 10^3 GBq. Dette niveau vil være opretholdt i milliarder af år.



Figur 2.2 *Estimeret aktivitet i GBq som funktion af tiden (efter 2008) fordelt på forskellige nuklider*

3 Konditionering af affaldet

Før affaldet anbringes i et endeligt depot, skal det pakkes i tromler, containere osv., kaldet konditionering. Ydermere er det nødvendigt med forskellige fyldmaterialer for at sikre, at de radioaktive nuklider tilbageholdes i tilstrækkeligt langt tid til at materialet ikke længere udgør en sikkerhedsrisiko. Dette er dog allerede foretaget for det eksisterende affald for at sikre, at dette affald kan opbevares sikkert indtil den endelige deponering.

I forstudiet er det nødvendigt at gøre nogle indledende antagelser omkring konditioneringen som grundlag for det indledende design af depotet og som udgangspunkt for de indledende sikkerhedsvurderinger. Som et resultat af de indledende sikkerhedsvurderinger kan der udarbejdes anbefalinger om, hvordan affaldet bedst konditioneres, og hvordan tromlerne og containerne bedst fyldes. I dette kapitel beskrives de mulige beholdere og mulige fyldmaterialer sammen med de estimater, der er udført med hensyn til det nødvendige overordnede volumen af depoter som grundlag for det indledende design. I kapitel 9 er anbefalingerne vedrørende konditioneringen af affaldet samlet som et resultat af sikkerhedsvurderingen.

Ydermere indeholder nærværende kapitel karakteristika på de forskellige typer af fyld, der kan benyttes ved konditionering samt i depotet. Disse karakteristika omfatter både fysiske og kemiske egenskaber.

3.1 Affaldsbeholdere

Visse specifikke typer af tromler og containere anvendes i det midlertidige depot af radioaktivt affald ved Risø. Disse forskellige typer er beskrevet i Bilag B.

I forstudiet har det været nødvendigt at gøre visse antagelser og simplifikationer, dels fordi de endelige affaldsmængder endnu ikke er kendt, og dels fordi den endelige klassificering af affaldet endnu ikke er udført. Klassificeringen vil danne grundlaget for de endelige beslutninger med hensyn til den relevante konditionering. I henhold til anvisningerne fra Dansk Dekommissionering i forbindelse med dette forstudie er det valgt i det indledende design og sikkerhedsvurderingerne at begrænse mulighederne for konditionering til at omfatte nogle få typer.

Det vil i princippet være en mulighed at blande forskellige affaldstyper i samme tromle eller container med henblik på at optimere pakningen, både ud fra et logistisk synspunkt, og for at sørge for at beholderne bliver fyldt op. I nogle tilfælde kan materialer med høj densitet (bly eller stål) kombineres med affald med en høj dosisrate for at afskærme for disse. I forstudiet holdes de forskellige affaldstyper dog adskilt for ikke at komplicere sikkerhedsvurderingen unødigt. Disse forhold kan vurderes yderligere senere i beslutningsprocessen.

I det omfang det er muligt og acceptabelt, skal affaldscontainere, der er konditioneret til midlertidig opbevaring, sendes direkte til slutdeponering uden ompakning. Imidlertid vil dette ikke være muligt for en del af det affald, der allerede er pakket. Baseret på erfaringer fra andre nukleare anlæg skal ompakning af affald foretages med stor forsigtighed og efter særlige vurderinger.

Der vil komme affald fra nukleare anlæg, der endnu ikke er dekommissioneret (f.eks. DR3), og der er affald, der endnu ikke er konditioneret til endelig bortskaffelse. Affaldsbeholder og volumen er estimeret på baggrund af tilgængelig information.

Som hovedregel er det en fordel ikke at benytte for mange forskellige typer af beholdere til slutdeponering. Beholdere af samme type vil være lettere at håndtere og stable end varierende typer og størrelser. Udgiften til en given beholdertype bør også tages i betragtning.

Generelt vil det være økonomisk fordelagtigt, at benytte standard containere eller andre beholdere, der allerede er godkendt til transport eller deponering. ISO containere er normalt klassificeret som Type 1 (IP-1) eller IP-2 i henhold til den Europæiske Konvention om international transport af farligt gods ad vej (European Agreement Concerning the International Carriage of Dangerous Goods by Road, ADR). Disse containere er klassificeret til transport af radioaktivt materiale (affald) med en dosisrate på op til 2 mSv/h på den ydre overflade af containeren.

Selvom der ikke findes en opgørelse over kombinationen af nuklider i affaldet, er det sandsynligt, at de fleste af affaldsbeholderne ikke vil overstige kriteriet for IP-2 emballager.

Affaldet skal dog ikke nødvendigvis pakkes til transport i overensstemmelse med ADR's transportregulativer. Nogle få særlige affaldstyper, som f.eks. bestrålet uranbrændsel og nogle af kilderne, skal transporteres i specifikke transportemballager, og andre typer affald kan også transporteres i specielle transportemballager, hvis det findes nødvendigt. Anbefalinger for valget af transportbeholdere forventes at være indeholdt i transportforstudiet, der udføres af Statens Institut for Strålebeskyttelse (SIS).

I forbindelse med det konceptuelle design og den indledende sikkerhedsvurdering, antages det, at de fire typer beholdere, der beskrives nedenfor, benyttes i forbindelse med slutdeponeringen.

3.1.1 ISO containere

ISO fragtcontainere er til rådighed som IP Type 1, Type 2 og som type A containere ifølge ADR. De forskellige typer tillades at indeholde forskellige mængder radioaktivitet. Dog er deres ydre dimensioner ens.

I denne rapport og i de indledende sikkerhedsanalyser er udregninger udført for ISO containere (10 fod, halv højde, IP Type 2)

3.1.2 Ståltromler

De eksisterende tromler, der allerede er pakket, er af et lidt forskelligt design med eller uden en indre forstærkning af beton. Nogle tromler er blevet placeret i 280 l ydre tromler på grund af korrosion. Imidlertid antages alle tromler i dette studie at være på 210 l med en indre forstærkning med beton.

3.1.3 Specielle stålcontainere

Dansk Dekommissionering har designet og anvendt nogle særlige stålcontainere med tykke vægge til brug i forbindelse med det radioaktive affald. Som hovedregel vil ISO containere blive benyttet, hvor det er muligt, og de specielle containere vil blive brugt, hvor det er en fordel i forbindelse med slutdeponering eller ved høje dosisrater. Stålcontainerne kan placeres i Type 2 eller Type A ISO containere under transport.

Disse containere kan også overvejes anvendt ved pakning af langlivet højradioaktivt affald med eller uden fyld ved scenarier, hvor der ikke benyttes et borehul.

3.1.4 Kanistre

Såkaldte kanistre kan benyttes ved pakning af affald, der skal slutdeponeres i et dybt borehul. En kanister af den type, der tænkes benyttet, er en cylinderformet beholder, der er lavet af stål eller støbejern med en tykkelse på mindst 10 cm. Den maximale ydre diameter er 50 cm, og den maximale højde er 100 cm. For yderligere detaljer vedrørende kanistrene, se Dansk Dekommissionering (2009). Det forudsættes, at tre kanistre ad gangen vil blive placeret i borehullet. De tre kanistre placeres i en stålramme, der kan sænkes ned i borehullet fra terrænniveau med en krog på en wire. På denne måde vil kanistrene have en samlet længde på 4 m ved placering i borehullet (for yderligere detaljer, se Dansk Dekommissionering (2008)).

Kanistre af denne type eller lignende kan også benyttes som den inderste emballage i depotalternativer som ikke omfatter et borehul.

3.2 Antal af beholdere og volumen af affald der skal deponeres

Det estimerede totale antal af de forskellige typer af affaldsbeholdere, som er beskrevet ovenfor, er opsummeret i Tabel 3.1. Detaljer omkring håndtering og konditionering af de forskellige typer affald er beskrevet i kapitel 8.

Fremover skal affald fra sundhedssektoren, forskningsinstitutter og industrien kunne bortskaffes i depotet i en periode. Den fremtidige affaldsgenerering forventes at svare til 2 ton eller 8 m^3 behandlet og pakket affald pr. år (Indenrigs- og sundhedsministeriet, 2008). Det formodes, at det fremtidige affald bliver pakket i 210 l ståltromler, der kan sendes direkte til slutdeponering eller yderligere pakkes i stålcontainere afhængigt af depotløsningen.

Ved mellemdybe depoter skal der, i de foreslåede typer, være en horisontal afstand på 300 mm mellem beholderne for at disse kan håndteres. Ved terrænnære depoter behøver der kun være 100 mm mellem beholderne, da man her f.eks. kan benytte en gaffeltruck. Tromlerne foreslås placeret i et horisontalt tætpakket mønster. Tre tromler ovenpå hinanden forventes at optage 4 m i et borehul.

Tabel 3.1 Aktuelt og forventet affald, konditioneret med henblik på slutdeponering - antal beholdere

Type	Affald	Stålcon-tainere	ISO con-tainere (10 fod)	210 L trom-ler	Trom-ler
1	Grafit	10			
2	Aluminium		10		
3	Stål, rustfrit stål og bly	3	101		
4	Tung beton og beton		230		
5	Rustfrit stål, stål og bly		2		
6	Beton		6		
7	Diverse komponenter		3		
8	Sekundært affald	20			
9	Affald fra spildevandsbehandling			1.100	
10	Sammenpresset affald og jord			4.400	
11	Affald fra DR3 (inkl. TSP & TSR[4])	15	16		
12	Affald fra Hot Cell	70			40
13	Strålekilder	3			
14	Ca. 20 større kilder				3
15	1.2 kg bestrålet, opløst uran	6*			6*
16	12 kg bestrålet brændsel	7 *			14 *
17	222 kg bestrålet brændsel	9 *			9 *
18	Nuklear opløsning fra DR1	6 *			6 *
19	Ikke-bestrålet uran	4			
21	Rester		80		
22	Forurenet beton		70		
	TOTAL	**125-153**	**518**	**5.500**	**43 - 78**

* Bemærk: Enten stålcontainere eller tromler. Containertypen afhænger af hvilken endelig løsning der vælges som slutdeponering.

Baseret på ovenstående antagelser og det estimerede antal beholdere, er det nødvendige volumen på depotet udregnet i Tabel 3.2. Det bør bemærkes, at den lille fremtidige affaldsgenerering ikke er taget i betragtning. Derfor må depotet til sin tid designes med et lidt større volumen.

[4] Vil formodentlig blive anbragt i specielle containere.

Tabel 3.2 Estimeret nødvendigt volumen af de forskellige typer af depot

Beholdertype		**På overfladen**		**Terrænnært**		**Mellemdybt**		**Borehul**	
Stålcontainere	Antal	153		153		153		0	
	Nettovolumen (m^3)	662		662		662		0	
	Ydre hulrum (m^3)	78	(1)	78	(1)	248	(2)	0	
	Volumen inkl. ydre hulrum (m^3)	741		741		910		0	
ISO-containere	Antal	518		518		518		0	
	Nettovolumen (m^3)	4.911		4.911		4.911		0	
	Ydre hulrum (m^3)	373	(1)	373	(1)	1.160	(2)	0	
	Volumen inkl. ydre hulrum (m^3)	5.284		5.284		6.071		0	
210 l tromler	Antal	5.500		5.500		5.500		0	
	Nettovolumen (m^3)	1.155		1.155		1.155		0	
	Ydre hulrum (m^3)	363	(3)	363	(3)	363	(3)	0	
	Volumen inkl. ydre hulrum (m^3)	1.518		1.518		1.518		0	
Tromler	Antal	0		0		0		78	
	Nettovolumen (m^3)	0		0		0		15,3	(5)
	Ydre hulrum (m^3)	0		0		0		69,5	(6)
	Volumen inkl. ydre hulrum (m^3)	0		0		0		84,7	
Samlet mængde affald	Nettovolumen (m^3)	6.728		6.728		6.728		15,3	
	Ydre hulrum (m^3)	814		814		1.771		69,5	
	Yderligere ydre hulrum (m^3)	0		543	(4)	611	(4)	0,0	
	Totale ydre overflade (m^3)	814		1.357		2.383		69,5	
	Samlet volumen (m^3)	7.542		8.085		9.111		84,7	
	Samlet længde(m)							104,0	

(1): 10 cm vandret afstand mellem containere

(2): 30 cm vandret afstand mellem containere

(3): Tromler pakket i et vandret tætpakket mønster

(4): 0,4 m hulrum over containere

(5): 196 l pr. tromle

(6): 0,686 m diameter x 4 m pr. hver 3. tromle

3.3 Mulige materialer til fyld

I dette forstudie skelnes der mellem fyld, der skal benyttes inde i beholderne, og fyld, der skal benyttes mellem og uden for beholderne. I nogle tilfælde kan det samme materiale benyttes til begge dele. Af denne grund beskrives og diskuteres begge typer materiale i dette kapitel.

3.3.1 Formål med anvendelse af fyldmaterialer

Fyldmaterialer kan benyttes af mange årsager. En årsag er, at fylde hulrummene op i og mellem beholderne, for at sikre fysisk stabilitet og undgå sætninger eller kollaps i eller omkring depotet. Det skal være nemt at placere eller injicere fyld i affaldsbeholderne og mellem beholderne. Materialer som beton, bentonit, sand eller grus opfylder dette formål.

Fyldmaterialet kan også være en del af barrieresystemet, der skal reducere spredning af radioaktive og toksiske forbindelser fra depotet til omgivelserne. Dette kan opnås, ved at benytte materialer, der kan etablere lavpermeable barrierer mellem affaldet og omgivelserne. Det er derudover vigtigt at undgå hulrum i depotet, så strømningen af vand kan minimeres. Ydermere kan fyldmaterialet tilbageholde stofferne i noget tid, således at de radioaktive nuklider kan henfalde, før de slipper ud til omgivelserne.

Fyldmaterialer kan benyttes som afskærmning for høj gammastråling, hvilket kan være vigtigt for at holde doserne, som personel udsættes for, så lave som mulige under opbevaring og håndtering af affaldsbeholderne og under drift af depotet.

3.3.2 Fyldmaterialer og deres karakteristika

Herunder beskrives forskellige ønskelige egenskaber af de forskellige typer af fyldmaterialer:

- Materialerne skal have en lav friktionsvinkel for nemt at kunne fylde hulrummene mellem affaldsemner, når materialet hældes i en beholder.
- Materialerne skal ikke være aggressive med hensyn til korrosion af beholderne.
- Det er en fordel, hvis materialerne fremstilles af kendte, let tilgængelige og billige basismaterialer.
- Det er en fordel, hvis materialet kan opretholde en høj pH for at dæmpe korrosionen og forlænge affaldsbeholdernes levetid.
- Det er en fordel, hvis materialet kan tilbageholde nuklider.
- Det er en fordel, hvis materialet til en hvis grad er i stand til at tillade udslip af gas fra nedbrydning af affald, således at der er lille sandsynlighed for tidligt brud af beholderne.
- Det er en fordel, hvis materialerne tillader en mulig øgning i volumen af de korroderende genstande.

Følgende typer fyld er blevet undersøgt i forstudiet:

- Cement-calcium granulat
- Beton
- Bentonit
- Sand og grus.

De generelle karakteristika for de forskellige materialer er opsummeret i Tabel 3.3. Udover de hydrauliske ledningsevne mm. er der i sikkerhedsvurderingen også taget højde for indflydelsen af materialernes tilbageholdelsesevne (benævnt som K_D-værdier) for udledningen af stoffer til det omgivende miljø fra depotet. Egenskaberne af de forskellige mulige fyldmaterialer er yderligere beskrevet i Bilag B.

Tabel 3.3 Opsummering af karakteristika for fyldmaterialerne

Karakteristika	**Cement-calcium granulat**	**Beton**	**Bentonit**	**Sand and grus**
Fysiske parametre: Densitet Porøsitet Permeabilitet	Densitet 2,0 ton/m^3 (efter blanding) Porøsiteten er endnu ikke testet Hydraulisk ledningsevne er endnu ikke testet	Densitet 2,0-2,5 ton/m^3 afhængigt af hvilke enheder den udgøres af. Effektiv porøsitet er meget lav, mens den samlede porøsitet afhænger af formuleringen af betonet. Meget lav hydraulisk ledningsevne K ≤ 10^{-10} m/s	Densitet 1,1 ton/m^3 (piller) op til 2,0 ton/m^3 (meget sammenpresset) Effektiv porøsitet er meget lav efter den er svællet, mens den totale porøsitet er ≥ 30 %. Meget lav hydraulisk ledningsevne K ≤ 10^{-10} m/s når den er våd Bentonit vil krympe og blive mere permeabelt, men vil udvide sig igen når den kommer i kontakt med vand igen.	Densitet 1,7-1,8 ton/m^3 (tør). Porøsitet ca. 30 %. Høj hydraulisk ledningsevne K ≥ 10^{-4} m/s
pH and korrosivitet	Høj pH Ikke korrosiv for stål	Høj pH Ikke korrosiv for stål ved de rette valg af enhedsmineraler.	Neutral pH Ikke korrosiv for stål	Neutral pH Ikke korrosiv for stål hvis det udgøres af silikatmineraler
Installering	Let at installere i beholdere men ikke egnet til at installere i hulrum mellem beholderne.	Let at installere i beholdere og egnet til at installere i hulrum mellem beholderne.	Bentonit piller kan både installeres i beholdere og i hulrum mellem beholderne.	Let at installere i beholderne og i hulrum mellem beholderne.
Stabilitet efter installering	Efter absorption af vand får materialerne en struktur som semihærdet beton. Stabilitet på lang sigt er endnu ikke kendt.	Meget stabil efter installering, både i beholdere og i hulrum mellem beholderne.	Meget stabil efter installering, både i beholdere og i hulrum mellem beholderne.	Løs og vil udfylde hulrum, der er skabt af korrosion af affaldsbeholderne. Den totale højde af beholdere vil givetvis synke sammen efter korrosion.
Tilbageholdelse af radioaktive nuklider	Ifølge laboratorietests har materialet en høj kapacitet for tilbageholdelse af udvalgte radioaktive nuklider.	Nuklider vil tilbageholdes formentlig på grund af udfældninger.	Nuklider vil tilbageholdes på grund af sorption til lermineralerne	Nuklider vil synke sammen som følge af sorption og udfældning men kun til en mindre grad.
Yderligere kommentarer	Materialets egenskaber kendes primært fra tests. Der er ingen længerevarende erfaringer.	-	Det hævende tryk skal medtages i overvejelserne når bentonit pakkes i og mellem beholderne.	-

3.3.3 Kombinationer af fyldmaterialer

De forskellige mulige kombinationer af fyldmaterialer i og omkring beholderne er anført i Tabel 3.4.

Tabel 3.4 Mulige kombinationer af fyldmaterialer

Kombination Nr.	Fyld i beholdere	Fyld mellem beholdere	Kommentarer
1.1	Cement-calcium granulat	Beton	Denne kombination kan kun anvendes ved irreversible løsninger
1.2	Cement-calcium granulat	Bentonit	Kan anvendes til bade reversible og irreversible løsninger
1.3	Cement-calcium granulat	Sand	Generelt anses sand for mindre egnet end f.eks. bentonit pga. sin høje permeabilitet
2.1	Beton	Beton	Denne kombination kan kun anvendes ved irreversible løsninger
2.2	Beton	Bentonit	Kan anvendes ti irreversible løsninger[5]
2.3	Beton	Sand	Generelt anses sand for mindre egnet end f.eks. bentonit pga. sin høje permeabilitet
3.1	Bentonit	Beton	Denne kombination kan kun anvendes ved irreversible løsninger
3.2	Bentonit	Bentonit	Kan anvendes til bade reversible og irreversible løsninger
3.3	Bentonit	Sand	Generelt anses sand for mindre egnet end f.eks. bentonit pga. sin høje permeabilitet
4.1	Sand	Beton	Aluminium depassiveres i basiske miljøer og der er risiko for gasdannelse (Jones, 1996, Pourbaix, 1974 & Revie, 2000). Derfor kan beton, cement-calcium granulat eller andre fyldmaterialer med højt pH ikke anvendes I containere der indeholder aluminium. Selvom sand har høj permeabilitet er det et muligt fyldmateriale I forbindelse med aluminiumsaffald, idet sand udgør et miljø med lav risiko for korrosion af aluminium. Det samme gælder for andre neutrale fyldmaterialer
4.2	Sand	Bentonit	
4.3	Sand	Sand	

[5] Hvis affaldet skal flyttes til deponering et andet sted, kan denne kombination opfattes som reversible.

Af de grunde, der er anført i Tabel 3.4 anses de kombinationer, der indeholder sand (dvs. kombination 1.3, 2.3, 3.3 og 4.3), ikke for at være hensigtsmæssige på grund af sans høje hydrauliske ledningsevne. Den eneste undtagelse er valget af fyldmateriale for aluminiumsaffaldet, hvor sandet anvendes for at give det mindst korrosive miljø (kombination nr. 4.1 og 4.2). Baseret herpå er i Tabel 3.5 angivet de mest velegnede kombinationer af fyldmaterialer, som er anvendt i forbindelse med de indledende sikkerhedsvurderinger.

Tabel 3.5 Kombinationer af fyldmaterialer anvendt i den indledende sikkerhedsvurdering

Kombination Nr.	**Fyld i beholdere**	**Fyld mellem beholdere**	**Kommentarer**
1.1	Cement-calcium granulat	Beton	Denne kombination kan kun anvendes ved irreversible løsninger
1.2	Cement-calcium granulat	Bentonit	Kan anvendes til bade reversible og irreversible løsninger
2.1	Beton	Beton	Denne kombination kan kun anvendes ved irreversible løsninger
2.2	Beton	Bentonit	Kan anvendes til irreversible løsninger[6]
3.1	Bentonit	Beton	Denne kombination kan kun anvendes ved irreversible løsninger
3.2	Bentonit	Bentonit	Kan anvendes til både reversible og irreversible løsninger
4.1	Sand	Beton	Kun relevant som konditionering for aluminiumsaffald.
4.2	Sand	Bentonit	

Konklusioner fra den indledende sikkerhedsvurdering med hensyn til anvendelse af fyldmaterialer til konditionering ved emballering og deponering af specifikke affaldstyper er samlet i kapitel 9.

[6] Hvis affaldet skal flyttes til deponering et andet sted, kan denne kombination opfattes som reversible.

4 Mulige depottyper

4.1 Indledning

I dette kapitel sammenfattes de forskellige skitserede depot design. Der gives baggrundsinformation om geokemisk virkning og holdbarhed, grundvandssænkning og konstruktionsmetoder, generelle drifts- og overvågningsaspekter samt overordnet udformning af depotet. De forskellige depottyper beskrives med detaljer om typespecifik udformning, konstruktionsmetoder, drift, lukning, udvidelsesmuligheder, monitering samt evt. genåbning og tømning.

Det vedlagte skitsedesign bygger på forudsætninger, som er blevet fastlagt dels af Dansk Dekommissionering (som beskrevet i vilkårene for forundersøgelsen) og dels af rådgiveren[7].

4.2 Designovervejelser

4.2.1 Overvejelser vedrørende geokemisk påvirkning og holdbarhed

Formål

Dette afsnit giver den generelle baggrund for samt anbefalinger vedrørende holdbarhedsdesign af depoterne med fokus på beton som den primære barriere.

Generel baggrund

Den strukturelle integritet og holdbarhed af de i depoterne opbyggede barrierer har stor indflydelse på den forventede tilbageholdelse af radionuklider etc. Ethvert langsigtet scenarium for et depot må nødvendigvis forholde sig til både de nuværende såvel som de fremtidige eksponerings- og geotekniske forhold (følgerne af f.eks. fremtidige klimaændringer, termisk variation og differenssætninger i jorden). Derudover er det nødvendigt at gøre sig detaljerede overvejelser vedrørende den langsigtede holdbarhed af de anvendte byggematerialer - særligt i barrierestrukturen.

For alle depotløsninger, på nær et depot placeret på overfladen samt et borehul, vil den primære barriere bestå af beton. Almindelig armeret beton, altså brug af konventionel armering, er kun en mulighed i særlige miljøer på grund af risikoen for korrosion af armeringsjernet.

[7] Disse er nærmere beskrevet i rapporter fra de indledende faser af forstudiet

Direkte nedbrydning af betonen er en vigtig parameter med hensyn til holdbarheden af betonkonstruktionen. Men korrosion af armeringsjern er den hyppigst observerede nedbrydningsmekanisme og er således ligeså vigtig. I forbindelse med korrosion af armeringsjern er revnedannelse i betonen en afgørende parameter.

Hvad angår revnedannelse, er det vigtigt at bemærke, at revner ikke kun er en afgørende parameter i forhold til betonens holdbarhed, men tillige i forhold til betonens samlede permeabilitet. Det bør understreges, at revner i betonen (også i størrelser mindre end en millimeter) kan øge permeabiliteten betydeligt. Selvom dimensionering af levetid og konstruktion af depotet bør sigte efter at undgå revnedannelse, så bør revner i betonen på langt sigt medtages som en forudsætning i sikkerhedsvurderingerne.

Anbefalinger

De følgende (minimums) anbefalinger gælder for dimensionering af levetiden af betonbarrierekonstruktioner:

- Hvis der anvendes almindeligt (stang)- armeret beton i depotets ydre konstruktion (særligt i barrieren), så skal det sikres, at det nære miljø er kloridfrit. (Dvs. at kloridkoncentrationen er ubetydelig i forhold til korrosion af armeringen.)

- Hvis ovenstående krav er opfyldt, vil karboniseringsinduceret korrosion være som den afgørende parameter med hensyn til korrosion af armeringen.

- Hvis der anvendes armeret beton i depotets ydre konstruktion (særligt i barrieren), så skal det tilsvarende sikres, at der ikke er nogen væsentlig kilde til jævnstrøm i umiddelbar nærhed af konstruktionen.

- Dimensionering og udførelse af betonen skal modvirke alle potentielle beton-nedbrydende mekanismer. Det forventes, at de fleste nedbrydningsmekanismer, som sulfatangreb, forsinket ettringit dannelse, alkali-silikate og alkali-karbonat reaktioner samt tidlig revnedannelse kan kontrolleres på den måde. Men når depotets lange levetid tages i betragtning, vil det ikke være muligt fuldstændigt at forhindre udsivning.

- For depoter beliggende mere end 10 m under jordoverfladen vil cirkulære tværsnit være at foretrække, eftersom disse strukturer primært er trykbelastede (ringspændinger).

- Selvom strukturen dimensioneres til at forblive urevnet under normal anvendelsestilstand, skal alle betonbarrierer være forsynet med en passende membran på ydersiden.

4.2.2 Metoder til sænkning af grundvand

Grundvandssænkning er normalt nødvendig ved udgravning og konstruktion i jorden under grundvandsspejlet.

For ikke så dybe udgravninger kan det komme på tale at udføre udgravningen vådt og dermed undgå at sænke grundvandet. På denne måde vil det være muligt at udføre udgravningen i vand samt at konstruere bundpladen med undervandsbeton. Ankre, som kræves for at modvirke opdrift, vil typisk blive konstrueret fra en pram i udgravningen.

For mellem dybe depoter anses det som nødvendigt at holde udgravningen så tør som muligt under konstruktionen. Siden udnyttelsen af naturligt forekommende barrierer er en integreret del af strategien for depoterne, vil permeabiliteten i jorden ved de relevante lokaliteter være begrænset.

Kalk og klippe kan have sprækker eller porøse zoner som tillader strømning, hvilket kan være problematisk. Sådanne zoner bør derfor udfyldes, eks. med ultrafin cementmørtel.

Lerlag har i sig selv meget lav permeabilitet og kan således ikke forbedres med tilstopning, hverken med ultrafin cementmørtel eller sågar finere kemiske mørtler.

Sand/gruslag kan gøres mindre permeable med udfyldning med finere mørtel. Men det antages at være mere hensigtsmæssigt at konstruere relativt vandtætte afskærende vægge, som stikker ned i dybereliggende mindre permeable lag omkring udgravningen. Men selv med disse forebyggende tiltag vil vand trænge ind i udgravningen, såfremt der ikke gøres yderligere.

Tilstrømmende vand vil blande sig med finere korn i udgravningen som følge af aktiviteten i gruben. Vand med store mængder af sediment er svært at rense. Bundfældningsbassiner og centrifuger kan meget vel blive nødvendige. Derfor er det almindeligt at dræne så meget vand som muligt i pumpebrønde under eller omkring udgravningen. Også for at begrænse mængden af håndteret vand er det praksis at pumpe vand væk fra brønde i gruben. Vandet pumpes til et behandlingsanlæg i terræn, hvor det renses i et omfang, som gør det muligt at lede vandet bort eller reinfiltrere det.

Rensningskravene er bestemt af miljømæssige hensyn og vil variere med forskellige muligheder for bortledning på den konkrete lokalitet. Afledning til kloaksystemet er bekosteligt, og hvis bortledningen af grundvandet medfører uacceptable sænkning af grundvandsspejlet i omgivelserne, kan supplerende infiltration med ledningsvand være påkrævet - hvilket dog også er bekosteligt.

En alternativ tilgang kan være at have flere støttemure omkring udgravningen og i en noget større omkreds at have barrierer mod vandet, f.eks. i form af slidsevægge for at begrænse tilstrømning til gruben. På denne måde kan grundvandssænkningen begrænses til et lukket system, hvor vandet pumpes op i området mellem støttemure og vandbarrieren, og derefter ledes til området udenfor barrieren, hvor det vil infiltrere tilbage til reservoiret.

Eftersom tilstedeværelsen af vand også besværliggør konstruktionsarbejdet, er det væsentligt at begrænse vandindtrængningen mest muligt ved at vælge den mest passende konstruktionsmetode.

Afsnit 4.2.3 beskriver de foreslåede konstruktionsmetoder for de mellem dybe depoter.

Det er antaget, at depoterne (i det mindste i fyldningsperioden) er tørre indvendigt, selvom en eventuel grundvandssænkning i omgivelserne er ophørt. Omkostningerne til et permanent anlæg til grundvandssænkning vil være meget store[8]. Det forventede ophør af grundvandssænkningen vil betyde, at der vil virke en stor opdrift på bygværket.

Den mest effektive måde at modvirke denne opdrift er ved at sikre en tilstrækkelig vægt af konstruktionen plus tilstrækkelig friktion mellem konstruktion og den omgivende jord. Konstruktionsmetoderne og udformningen af de 30-100 m dybe skakte sigter mod dette.

Trækpæle kan overvejes som supplerende tiltag, men der kræves mange pæle, og de skal stikke dybt, hvis et tilstrækkeligt jordvolumen under skakten skal mobiliseres, for at modvirke opdrift. I midlertidige situationer kan forspændte jordankre anvendes, men på grund af korrosionsrisikoen, er de normalt ikke sikre på længere sigt.

4.2.3 Afskærende foranstaltninger og udgravningsmetoder

Dette afsnit sammenfatter de mulige vandafskærende foranstaltninger og udgravningsmetoder til terrænnære og mellemdybe depoter, det vil sige depoter i en dybde ned til 100 m under terræn.

De afskærende konstruktioner skal sikre stabiliteten af udgravning /skakt /kaverne under konstruktion, i driftsfasen samt i fasen efter endelig lukning af depotet. Således vil den afskærende konstruktionen tjene som både midlertidig og permanent støtte.

Ved at anvende cirkulære skakte er konstruktionen primært udsat for tryk (ringspændinger).

Som forudsætning i forstudiet er det antaget, at der vil være grundvand til stede i et omfang, der kræver tilstrækkelig forsegling i alle faser, altså både under konstruktion, under drift og som lukket depot.

I konstruktionsfasen kan der opnås tilstrækkelig vandtæthed ved hjælp af spunsvægge, sekantvægge eller slidsevægge i blød jord. I kalk og klippe er en kombination af jordforbedring, midlertidig dræning og sprøjtet betonforing tilstrækkelig.

[8] Anlægget vil kræve konstant tilsyn, der vil være løbende og ekstraordinære vedligeholdelsesomkostninger, borehullerne skal renses og erstattes med tiden. Der vil sandsynligvis være krav om regelmæssig afrapportering til myndighederne. Et behandlingsanlæg vil kræve sin egen bygning med opvarmning om vinteren (billigere end at opstille telte eller lignende hvert år).

De ovenfor nævnte tiltag sikrer ikke fuldstændig vandtæthed. For at undgå indtrængende vand i driftfasen forudses det nødvendigt at konstruere en endelig bundplade og en indre foring inde i den midlertidige afskærende konstruktion. Den permanente indre foring vil også være i ringspænding, fordi vandtryk vil opbygges mellem den midlertidige afskærende konstruktion og den permanente konstruktion. Bundpladen skal kunne modstå et betydeligt vandtryk, og det vil være at foretrække, at de indre vægge støtter bundpladen.

I det følgende afsnit vil de vigtigste konstruktionsmetoder blive beskrevet kort.

Spunsvægge

Spunsvægge er støttemure, som typisk anvendes i blød jord, og hvor der er trang plads. Spunsvægge består af stål-, vinyl- eller træplader, som rammes ned i jorden. Kun stålspuns, se Figur 4.1, bliver anset som en mulighed som afskærende konstruktion i forbindelse med depotet.

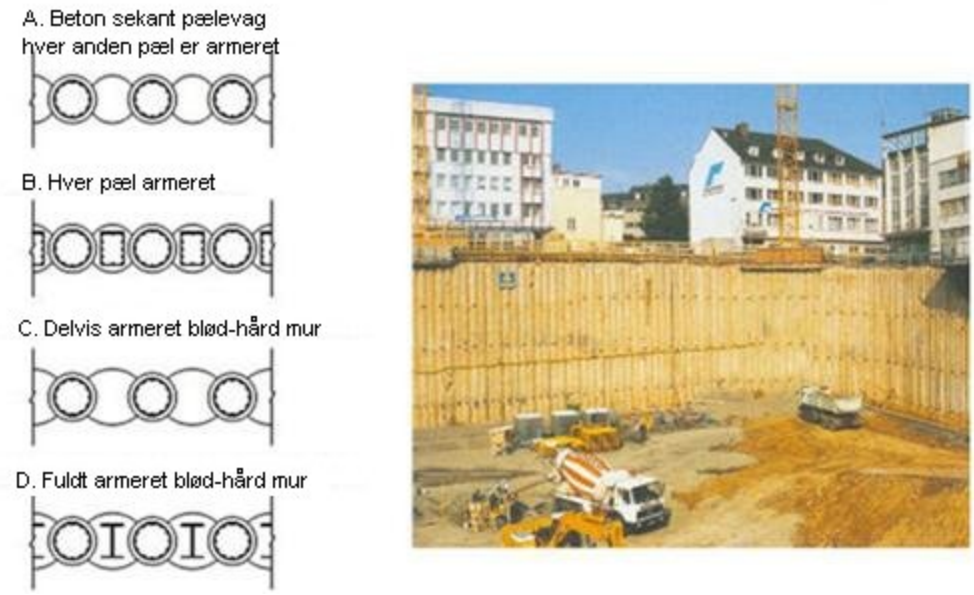


Figur 4.1 Etablering af spunsvæg. Fra Associated Pacific Constructors (2010).

Høj spunsvægge vil kræve afstivning i form af jordankre, som placeres i jorden et stykke bag væggen og forbindes med væggen med et kabel eller en stang. Ankrene skal placeres bagved den potentielle brudflade i jorden. Den maksimale højde af spunsvægge uden afstivende ankre er omkring 5 m. For spunsvægge med ankre er en maksimal højde på omkring 12-15 m fornuftig.

Sekantvægge

Sekantvægge er støttemure bestående af overlappende cirkulære pæle, typisk med en diameter på op til 1,2 m. Der findes forskellige udformninger, det være sig hvor, hver anden pæl er armeret, eller hver pæl er armeret, delvist armeret blød-hård mur og fuldt armeret blød-hård mur se Figur 4.2.



Figur 4.2 Etablering af sekantvæg. Fra Bauer Group (2010).

Under udgravningen vil en stålform løbende blive sænket ned i borehullet for at stabilisere siderne. Yderligere bliver et positivt hydrostatisk vandtryk bevaret inde i formen for at undgå stabilitetsproblemer som følge af vandstrømning.

Konstruktionen foregår ved først at udgrave og støbe hver anden pæl (hunpæle) og efterfølgende udføres de mellemliggende pæle (hanpæle)

Sekantvægge kan have en lodret hældning på 1:200. Den maximale højde er omkring 25 m. I områder med kalk vil væggen typisk føres 2 - 3 m ned i kalken for at skabe tilstrækkelig afskæring af grundvandet.

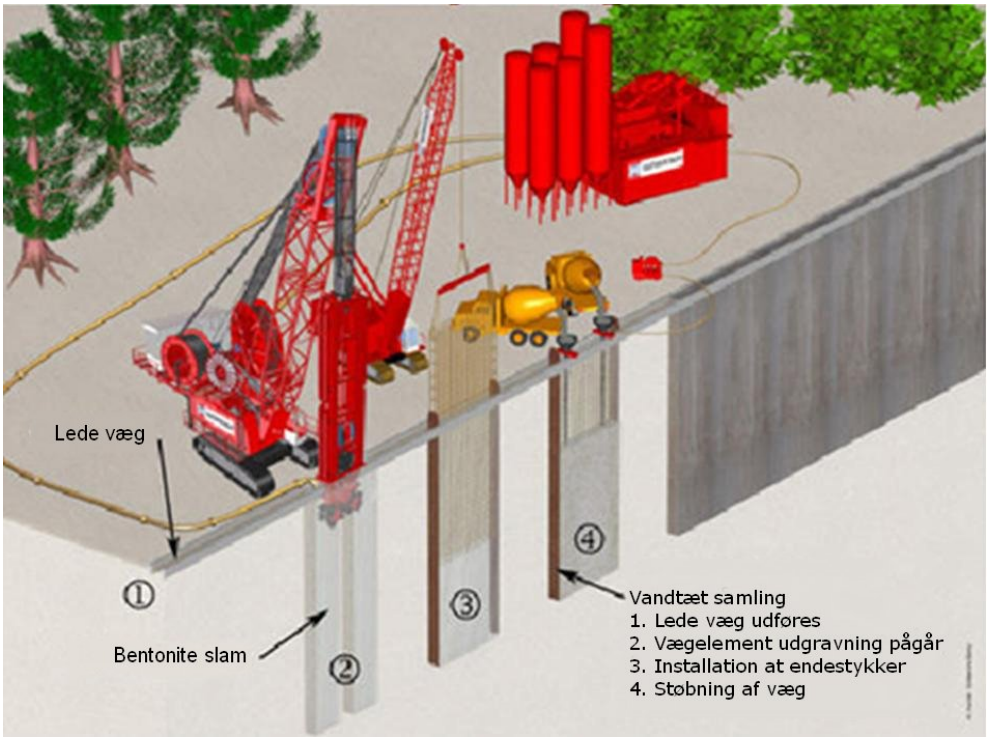
Slidsevægge

Slidsevægge er støttemure bestående af paneler med en typisk bredde på 3 - 7 m og en tykkelse mellem 0,6 - 1,5 m. Udførelsesmetoden er vist på Figur 4.3.

Konstruktionen foregår ved at først udgrave en rende, som holdes fyldt med en opslæmning (typisk af bentonit slam) for at stabilisere siderne. Udgravningen kan udføres med traditionelt sneglebor i blød jord, eller med hydrofraise i hårdere jord. Når udgravningen er fuldført, placeres armeringen i slidserne, og opslæmningen fortrænges af beton, som støbes fra bunden af udgravningen og op.

Tilstødende paneler overlapper for at skabe en kontinuert støttemur. Selvom der findes metoder til at vandtætne samlingerne mellem panelerne, anses det ikke som muligt at støbe en slidsevæg, der er fuldstændig vandtæt.

Den lodrette hældning af slidsevæggen kan kontrolleres under udgravningen og en hældning på 1:300 - 1:400 kan opnås. Det betyder, at denne metode kan bruges til skakter, som er dybere end 100 m.



Figur 4.3 Etablering af slidsevæg. Fra Soletanche Bachy (2010).

Sprøjtet betonforing

Sprøjtet betonforing (SCL) i forbindelse med depotet er kun muligt ved udgravning i kalk eller klippe. Under særlige forhold kan denne konstruktionsmetode også anvendes ved ler. Men dette vil normalt kræve yderligere tiltag (eksempelvis frysning), hvilket vil medføre yderligere omkostninger.

Kalk- og klippegrund på lokaliteter, som er fundet velegnede til depotet, vurderes som middelgode eller gode forhold. Dette betyder, at udgravningen i vid udstrækning vil være stabil med et minimum af støtte.

SCL kan anvendes både ved konstruktion af skakt og underjordiske rum. I optimal klippegrund kan understøtning måske helt udelades, men typisk vil den bare klippe blive dækket med et sprøjtet betonlag på 50 - 250 mm afhængigt af klippekvaliteten. Det tyndere lag er relevant for skakter og rum i klippe, og det tykkere lag er relevant for skakter og rum i kalk.

Ankre i klippe anvendes for at aktivere zonen omkring rummet/skakten, således at en tilstrækkelig bæreevne opnås ved hjælp af både betonforingen og den omgivende klippe.

Den sprøjtede beton foring er ikke dimensioneret til at modstå vandtryk. Det betyder, at klippen omkring rum og skakt skal drænes. Det opnås ved borede drænrør og anvendelse af drændtiltag (måtter eller lign.) på ydersiden af betonforingen. Det herved drænede vand samles inde i udgravningen og bortledes eller reinfiltreres under konstruktionsfasen. Dræning af området bag betonforingen kan først ophøre, efter at en vandtæt permanent foring er monteret.

For klippeforhold kan det være tilstrækkeligt at tilmure vandlidende sprækker og styrke lokale svage zoner med sprøjtebeton og jordankre.

Udgravningen i kalk foretages enten med hydraulisk udstyr eller med roadheader. Den sidstnævnte metode er mere præcis, men kræver særlige arbejdsmiljø hensyn til beskyttelse af mandskabet mod alpha-kvartsstøv fra fræsningen. Ventilation og brug af udstyr med trykkabiner eller fjernstyret udstyr er mulige arbejdsmsiljøtiltag.

Udgravning i klippe foretages med bor og sprængning, hvor sprængladningerne placeres i mønstre af huller, typisk 4-5 m langt/dybt. Sprængladningerne detoneres i forskellig rækkefølge for at styre formen af skakten/rummet.

4.2.4 Drift og overvågning af depot

Dette afsnit beskriver drift og monitering af depotet gældende for alle typer depoter. Specielle hensyn gældende for særlige depottyper er behandlet i de tilhørende afsnit 4.4 til 4.10.

Drift af depot

Det skønnes, at den indledende opfyldningsperiode, hvor størstedelen af affaldet anbringes i depotet, vil vare omkring et år[9]. Aktiviteterne i denne periode inkluderer endelig konditionering pakning af affaldet på Risø, transport til depotet og placering af affaldet i depotet, inklusiv placering af eventuelt fyldmateriale mellem beholderne i depotet.

Derefter er det antaget, at den aktive drift fortsætter i 30 år med tilførsel af 8 m^3 affald pr. år. Efter den aktive drift vil depotet blive lukket. En moniteringsperiode på mindst 30 år[10] vil følge, inden depotet efterlades uden monitering.

Monitering

Moniteringen foretages for at holde øje med depotets indvirkning på miljøet. Principielt overvåges to forhold: mulig vandstrømning ind og ud af depotet samt udsivning af gas (hvis det forekommer).

Moniteringen skal foregå under og efter konstruktion og drift af depotet og skal baseres på et på forhånd godkendt program.

Monitering i forhold til vand skal omfatte målinger i de terrænnære jordlag, overfladevand, vand inde i depotet (hvis det findes) og grundvand (prøver fra boringer) med bestemmelse af bl.a. de primære radionuklider. Der måles typisk fra en boring opstrøms (i forhold til retningen af grundvandsstrømning) og fra tre boringer nedstrøms. Afstanden mellem boringerne og depotet kan variere fra få hundrede meter til en kilometer afhængigt af de hydrogeologiske forhold i området.

[9] Dette inkluderer ikke tiden til forberedelse af affaldet inden det anbringes i depotet.
[10] Moniteringsprogrammet skønnes revurderet for hver tredivte år, hvor der tages stilling til ændrigner eller ophør.

Gas, som kan opstå, når affaldet nedbrydes, skal overvåges ved bestemmelse af de relevante radionuklider på afkastet fra ventilationsrør, som er dimensioneret til at opfylde de specifikke krav til den enkelte depottype. For eksempel kan ventilationsrørene bestå af 300 Ø HDPE rør udstyret med afkast[11] overjorden,.

4.3 Generel udformning af depotanlægget

Uanset hvilke typer af depotfaciliter, der vil indgå i det endelige depotanlæg, så vil anlægget skulle omfatte forskellige generelle faciliteter som vist på Figur 4.4.

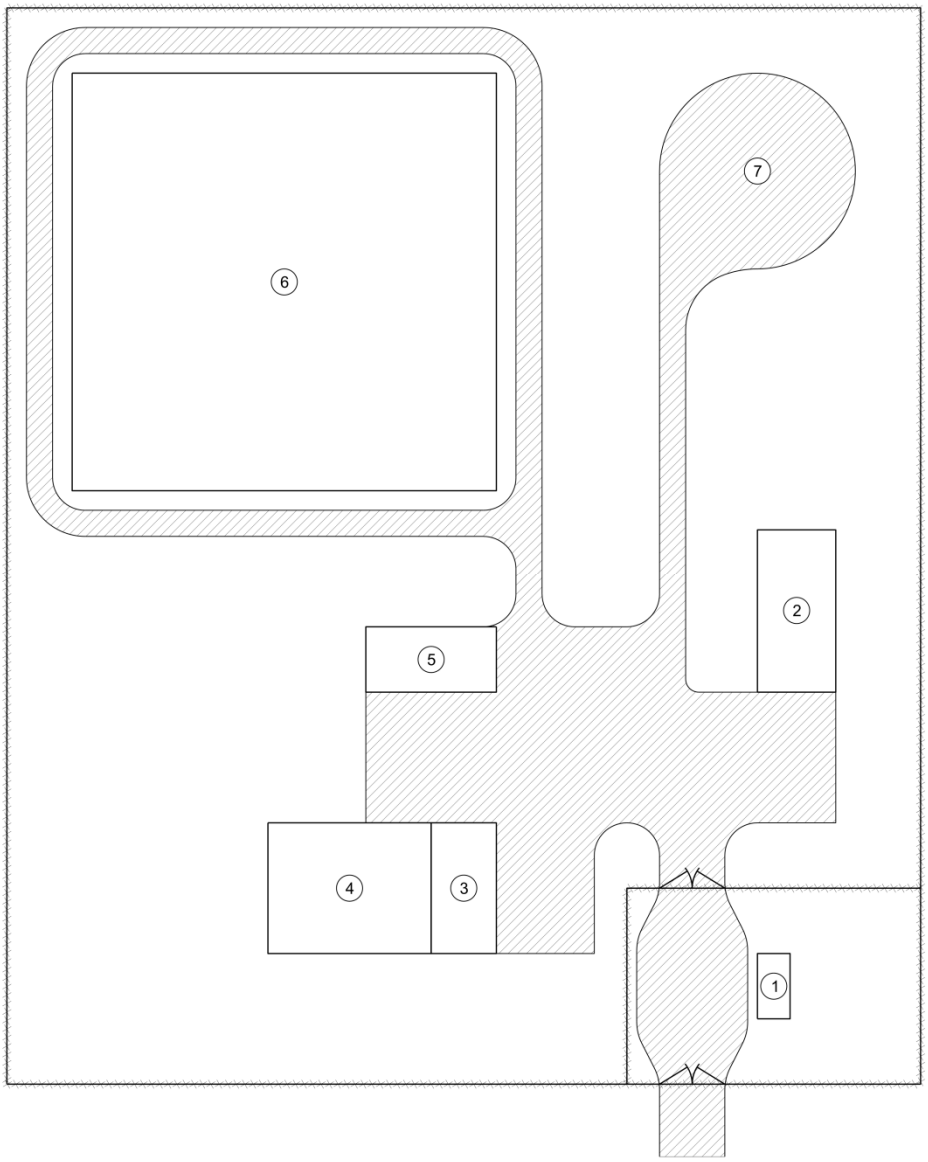
Et borehul kan principielt etableres på en anden lokalitet end depotet for hovedparten af affaldet. I Figur 4.4 er det antaget, at alle depotfaciliteter er placeret på samme lokalitet.

Depotanlægget forventes at omfatte følgende faciliteter:

1 Vagt (cirka 50 m2)
2 Kontor og mandskabsfaciliteter (cirka 300 m2)
3 Konditioneringsfaciliteter (cirka 200 m2)
4 Bygning til midlertidig opbevaring af affaldet inden placering i depotet (cirka 500 m2)
5 Garage / vedligeholdelsesværksted (cirka 200 m2)
6 Hoveddepot (max. 4700 m^2)
7 Borehulsdepot (hvis besluttet)

Det samlede nødvendige areal til slutdepotanlægget forventes at ligge på omkring 2-3 ha.

[11] som er beskyttet mod indtrængen



Figur 4.4 Plan over slutdepotanlæg. Se også tegning No. 2-01 i Bilag C.

I afsnit 4.4 til 4.10 er det indledende design for forskellige depottyper beskrevet. Disse omfatter:

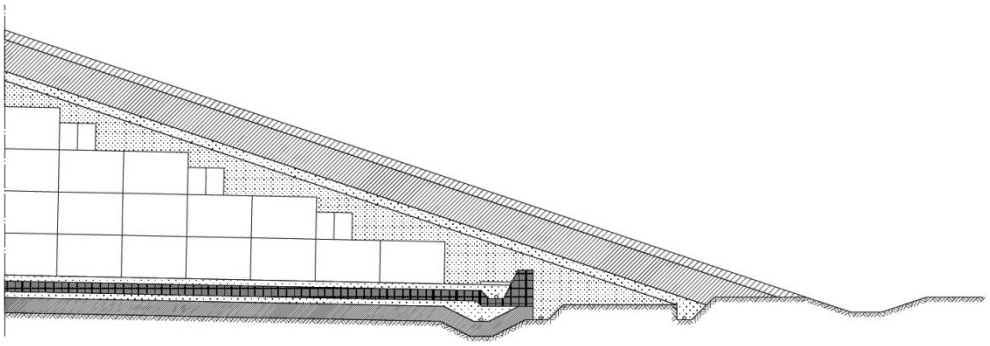
- Depot placeret ovenpå
- Terrænnært depot under jordoverfladen
- Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn, irreversibel
- Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn, reversibel
- Mellemdybt depot, skakt tilgængelig fra depot
- Mellemdybt depot, underjordisk rum tilgængeligt fra depot
- Borehul

4.4 Depot placeret ovenpå terræn

Denne type depot er i sikkerhedsvurderingen kaldt ASR eller Depottype 1.

4.4.1 Udformning og konstruktion

Depotet på terræn er udformet som et fler-barriere system etableret over grundvandsspejlet, som vist på tværsnittet i Figur 4.5. Lignende typer af depoter findes ved for eksempel OKG i Oskarshamn i Sverige (Sveriges Miljøministerium, 2007).



Figur 4.5 Tværsnit af depot på terræn. Se også Tegning n. 1-01 i Bilag C, hvor de forskellige materialer er beskrevet.

Den nedre hydrauliske barriere består af:

- en 0,5 m tyk lermembran
- en 2,0 mm tyk HDPE-membran
- en 0,35 m tyk armeret betonplade

Den øvre hydrauliske barriere består af:

- en 2,0 mm tyk HDPE-membran
- et 1,0 m tykt jordlag (f.eks. lerholdigt materiale)

Barriererne er beskrevet mere detaljeret nedenfor.

Lermembran

Lermembranen skal etableres som et lag med en endelig tykkelse på mindst 0,5 m og en endelig permeabilitetskoefficient på maksimalt 10^{-10} m/s. Lermembranen kan bestå af et eksisterende lerlag, (en naturlig geologisk barriere), givet at kvaliteten er tilstrækkelig. Eller leret kan stamme fra et andet sted og så indbygges ved depotet (en kunstig geologisk barriere)

Før lermembranen etableres, skal det sikres, at underliggende lag besidder tilstrækkelig stabilitet, for at undgå at mulige sætninger forsager skader på membranen eller på konstruktioner, som skal etableres ovenpå. Mulige underliggende ustabile lag skal bortgraves og erstattes med et passende friktionsmateriale.

Det anbefales, at lermembranen skal leve op til kravene for kunstige geologiske barrierer, ifølge DS/INF 466 (1999). Ler til konstruktion af sådanne barrierer skal for kontrollerede lossepladser leve op til følgende krav:

- lerindholdet, L, skal være minimum 14 % i den endelige lermembran (L er mængden af materiale med kornstørrelse mindre end 0,002 mm i forhold til vægt og målt i %)
- plasticitetsindekset, Ip, skal være højere end 5 %
- kalkindholdet skal være mindre end 30 %
- vandindholdet under etableringen skal være mellem W_{opt} og W_{opt} + 3 % (W_{opt} er det optimale vandindhold som bestemmes ved en Standard Proctor Test)
- ingen sten eller grus partikler må være større end 100 mm i diameter.

Lermembranen er konstrueret af minimum to lag, hvor hver af disse skal homogeniseres og kompakteres til en tæthed på minimum 95 % Standard Proctor.

Lermembranen skal etableres med et ensartet fald på 20 ‰ mod den ene side af depotet.

Nedre HDPE-membran

En 2,0 mm tyk HDPE-membran (High Density Polly Ethylene) skal etableres direkte ovenpå den udjævnede og kompakterede lermembran. HDPE-membranen skal som minimum opfylde kravene fra DS/INF 466 (1999).

HDPE-membranen skal etableres med et ensartet fald på 20 ‰ mod den ene side af depotet.

Armeret betonplade

En omkring 0,35 m tyk armeret beton plade skal etableres oven på et drænlag placeret ovenpå lermembranen. Betonpladen skal dimensioneres til at bære tunge laster, f.eks. fyldte containere i minimum 4 lag og et toplag af drænsand og jord som beskrevet nedenfor.

Betonpladen skal etableres med et ensartet fald på 20 ‰ mod den ene side af depotet.

Øvre HDPE-membran

Når affaldscontainerne og tromlerne er blevet placeret i depotet, skal et passende fyldmateriale indbygges mellem og ovenpå containere og tromler og derefter kompakteres og formes som en bakke med fald til alle sider (maks. fald er 1:3 for at undgå erosion af lag ovenpå membranen). Forskellige typer af fyldmateriale kan anvendes afhængigt af den ønskede funktion af depotet (reversibelt eller irreversibelt), se kapitel 3 og 9.

En øvre HDPE-membran i lighed med den ovenfor beskrevne skal installeres ovenpå fyldmaterialet.

Det anbefales at installere et elektronisk lækagedetektionssystem under HDPE-membranen. Sådan et system skal være i stand til at identificere og lokalisere mulige lækager i membranen, i tilfælde af at membranen bliver beskadiget.

Jorddæklag

Et 0,3 m tykt lag af drænsand skal udlægges ovenpå den øvre HDPE-membran for at reducere mængden af nedsivende regnvand og beskytte membranen.

Et omkring 1 m tykt jordlag skal udlægges ovenpå depotet som en barriere mod indtrængende dyr etc. Yderligere vil infiltration af overfladevand blive begrænset, hvis lerholdig jord anvendes som dæklag.

Til sidst skal et 0,3 m tykt lag muldjord udlægges ovenpå depotet. Her kan sås græs og plantes for at beskytte mod erosion.

Gasventilation

Gasproduktion fra nedbrydning af affaldet forventes at være meget begrænset. Alligevel bør en eller flere ventilationskanaler etableres gennem toplagene for at sikre en kontrolleret udledning af eventuelle gasser. Dette vil yderligere gøre det muligt at overvåge, om der sker gasudslip.

4.4.2 Drift af depotet

Opfyldning af depotet

Fyldning af denne type depot er ukompliceret, eftersom containere og tromler kan placeres med enten gaffeltruck eller ved hjælp af en kran.

Overfladevand vil under opfyldningsperioden blive opsamlet i drænlaget og ledt til drænrøret nedstrøms, hvorfra det kan ledes til et åbent opsamlingsbassin for monitering, inden det ledes til en recipient.

Denne type depot er ikke egnet til at blive holdt åbent gennem en lang driftsperiode (f.eks. flere år). Når depotet er fyldt, skal det helst lukkes og afdækkes. Ellers kan det blive svært at kontrollere og overvåge de nedre barrierer, pga. regnvandtilstrømning.

Drift efter lukning

Der vil ikke være behov for anden drift end vand- og gasmonitering. Eftersom koten af betonpladen er højere end det omkringliggende terræn, vil overfladevand ikke trænge ind i depotet under normale forhold.

4.4.3 Muligheder for udvidelse

Som nævnt ovenfor, skal depotet helst lukkes efter opfyldning med affald leveret fra det eksisterende lager. Udvidelse af det lukkede depot er muligt, men det er kun rentabelt i tilfælde af større yderligere tilførsel af affald, hvilket er meget usandsynligt. Alternativt kan endnu et depot af samme type blive etableret, hvis det er skønnes påkrævet efter nogle år.

4.4.4 Overvågning af depotet

Overvågning af mulig infiltration af regnvand

Hvis ingen ydre skade påføres depotet, og hvis depotet bliver hyppigt overvåget, vil infiltrerende regnvand ikke nå frem til affaldet på kortere til mellemlangt sigt. Størstedelen af den årlige nedbør vil fordampe eller løbe af som følge af beplantningen, det relativt tætte dækjordslag og den bakkede form af depotet.

Nettoinfiltration gennem toplagene (sandsynligvis mindre end 50 mm per år) vil blive opfanget i drænlaget og ledt til det omgivende drænsystem, hvor det kan moniteres, inden det udledes.

I tilfælde af revner eller huller i den øvre HDPE-membranen vil en begrænset vandmængde passere membranen og sive ind i fyldmaterialet, som omgiver affaldscontainerne. Forudsat at et lækagedetekteringssystem er installeret, vil det være muligt at registrere, hvornår og hvor en lækage opstår. Det berørte område af HDPE-membranen kan dernæst afdækkes og repareres.

Hvis en lækage ikke registreres, eller hvis membranen ikke bliver repareret[12], kan infiltrerende vand komme i kontakt med affaldsbeholderne (afhængigt af typen af fyldmateriale anvendt ovenpå og mellem beholderne.) Hvis f.eks. beton eller bentonit bliver anvendt som fyldmateriale, vil det tage en væsentlig tid, inden vand vil nå beholderne. En del af vandet vil passere mellem beholderne og blive opfanget af drænsystemet ovenpå betonpladen, hvorfra det vil blive ledt til det omgivende moniterings- og kontrolsystem. Hvis der skulle være revner i betonpladen, er der yderligere barrierer nedenunder i form af den nedre HDPE-membran og lermembran.

Monitering af vand kan omfatte følgende 5 niveauer:

- Afløb fra overfladedræn
- Afløb fra dræn under dækjorden
- Afløb fra dræn ovenpå betonpladen
- Afløb fradræn ovenpå den nedre kompositmembran (HDPE og ler)
- Nedstrøms overvågningsbrønde (afhængigt af lokal hydrogeologi)

Gas overvågning

Gas kan overvåges ved gasventilationskanalerne etableret gennem toplagene.

4.4.5 Åbning / tømning af reversibelt depot

Depotet vil forblive reversibelt, da det til enhver tid vil være muligt at åbne depotet og fjerne dele af eller alt affaldet (dog afhængigt af de anvendte fyldmaterialer omkring og i beholderne).

4.5 Terrænnært depot under jordoverfladen

Dette afsnit beskriver konstruktionsmæssige løsninger for terrænnære depoter under jordoverfladen ned til en dybde af 10 m under terræn. Lignende typer depoter findes i f.eks. Japan, ref. IAEA (2005). Denne depottype bliver i sikkerhedsvurderingen kaldt NSR eller Depottype 2.

Udbudsdokumenterne beskriver depoter i en dybde mellem 0 m og 30 m som terrænnære depoter. Men den optimale udformning af underjordiske konstruktioner dybere end 10 m er forskellige fra den optimale udformning af depoter nær terræn.

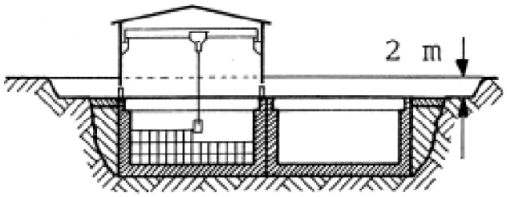
[12] Når depotet ikke længere overvåges

4.5.1 Udformning / dimensionering

Et terrænnært depot kan konstrueres under jorden, men over grundvandsspejlet og med ubegrænset dræning. Dette kan styrkes ved at placere depotet i en (kunstig eller naturlig) hævning over det omgivende terræn.

Ned til en dybde omkring på 10 m, kan kasseformede konstruktioner betragtes som en hensigtsmæssig løsning. Den optimale udformning af depoter ved større dybder er baseret på en cylindrisk ydre væg. Dette vil tillade jord- og vandtryk at blive absorberet i ringspændinger, dvs. som circumferentielle trykspændinger. I betragtning af at beton er stærk i tryk, men svag i træk, er dette af særlig betydning for betonkonstruktioner.

Som vist i udbudsdokumenterne kan et depot nær jordoverfladen etableres med adgang direkte fra terræn eller med adgang indefra depotet, se henholdsvis Figur 4.6 og Figur 4.7.

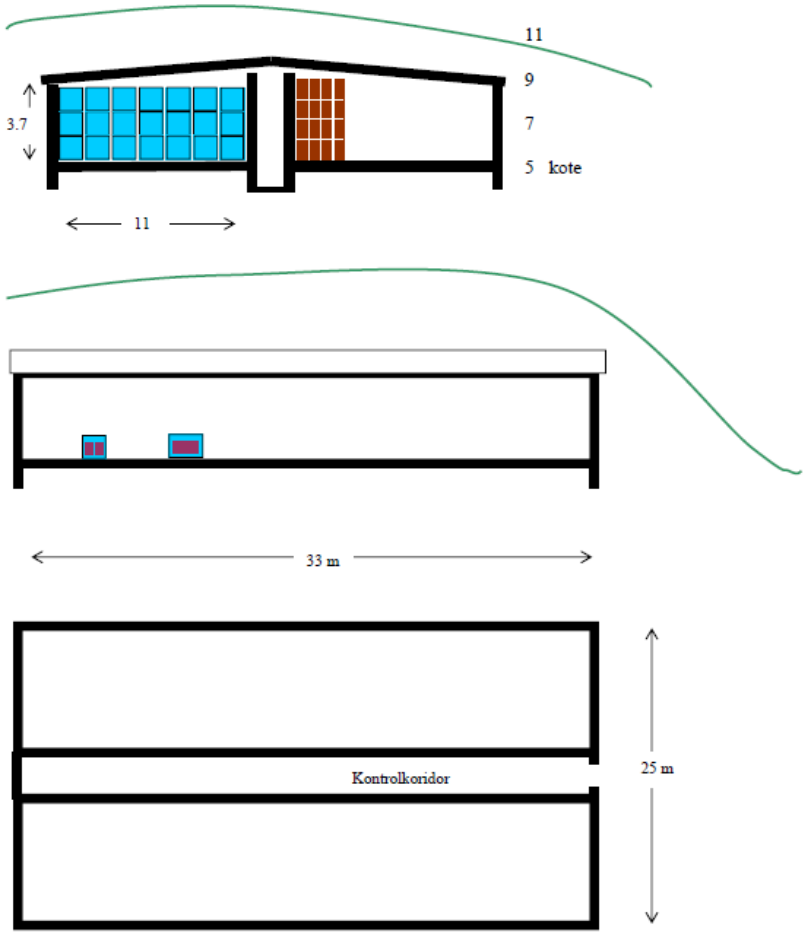


Figur 4.6 Tværsnit af mulig konstruktionsmæssig løsning for terrænnært depot under overfladen med direkte adgang fra terræn. Fra Dansk Dekommissionering (2009).

Et terrænnært depotet under jordoverfladen skal have et samlet volumen på omkring 8.200 m^3 [13]. En udformning med indre mål på 50 m × 28.5 m × 6 m er valgt, hvilket giver et volumen på 8.550 m^3.

Under en dybde på 10 m, stiger jordtrykket (og vandtrykket) til en sådan størrelse, at en cylindrisk skal, som tillader trykket at blive optaget som ringspændinger, er en mere passende konstruktionsmæssig løsning. Løsninger til dybder større end 10 m (og indtil 100 m) er her opfattet som mellemdybe depoter. Forskellige udformninger af mellemdybe depoter bliver behandlet i afsnit 4.6 til 4.9.

[13] Se Tabel 3.2



Figur 4.7 *Tværsnit og plan af mulig konstruktionsmæssig løsning for et terrænnært depot under terræn med adgang indefra depotet. Fra Dansk Dekommissionering (2009). De viste dimensioner er et eksempel. De faktiske (nødvendige) dimensioner fremgår af nedenstående tekst.*

4.5.2 Konstruktion

Den begrænsede dybde af depotet tillader brug af alle relevante afskærende konstruktioner (jf. afsnit 4.2.3). Brug af spuns- eller sekantvægge er at foretrække i henholdsvis ler eller kalk.

Depotet selv kan være en relativ simpel betonkonstruktion. Men hvis det er placeret over grundvandsspejlet, bør en membran placeres for at undgå udsivning. De armerede 0,5-1 m tykke vægge skal udføres af tæt beton af god kvalitet, og dimensioneringen skal sikre, at revnedannelse (også på grund af differenssætninger) undgås. Bundpladen for begge muligheder; tilgængeligt fra terræn og tilgængeligt indefra depotet (henholdsvis Figur 4.6 og Figur 4.7), skal støbes in situ, men andre dele af konstruktionen kan bestå af præfabrikerede elementer (muligvis med in situ støbt toplag). Denne fremgangsmåde vil normalt medføre mere rentable løsninger.

4.5.3 Drift af depotet

Den maksimale last fra stablede containere og tønder må ikke overskrides. Hvis dette overholdes, kan begge løsninger betragtes som reversible muligheder. Baseret på tilgængelig information om de eksisterende containere i brug hos Dansk Dekommissionering antages det at, stålcontainere og ISO-containere kan stables i en højde af 4, mens tromler forventes at blive stablet i højde af seks.

Det er muligt at sænke alt affald ned til endelig placering og aflæsse det uden brug af personale i depotet med adgang fra terræn (Figur 4.6). Den anden depotløsning (Figur 4.7) fyldes indefra ved brug af kraner eller gaffeltruck.

4.5.4 Lukning af depotet

Efter den intensive indledende periode med opfyldning af affaldet, som p.t. er oplagret på Risø, vil yderligere affald kun kunne blive flyttet til depotet få gange per år. Af sikkerhedshensyn foreslås det, at adgangsfaciliteterne bliver aflåst for at hindre adgang efter den indledende opfyldningsperiode.

Når depotet med opfyldning fra terræn (Figur 4.6) er fyldt endeligt med affald og eventuelle fyldmaterialer, skal stålkonstruktionen fjernes og selvbærende betonkonstruktioner skal støbes ovenpå depotet. Der skal etableres en tæt topmembran, der skal samles med den omgivende ydre membran. Ovenpå denne membran skal støbes et lag af beskyttende beton, f.eks. 300 mm stålfiberarmeret højstyrkebeton. Herover skal der udlægges friktionsmateriale (f.eks. grus) op til terrænniveau.

Depotet med opfyldning indefra skal lukkes og forsegles med en betonkonstruktion. Om nødvendigt kan opfyldning ske gennem f.eks. en åbning i toppen, som efterfølgende også skal forsegles med en betonplade.

4.5.5 Muligheder for udvidelser

Udvidelse af det lukkede depot er mulig, men det vil i princippet inkludere konstruktion af et nyt terrænnært depot opad det eksisterende. Alternativt kan endnu et depot af samme type blive etableret et andet sted (ved anlægget eller et andet anlæg), hvis der er behov for dette efter et nogle år. Udvidelse af det lukkede depot er kun rentabelt i tilfælde af større yderligere tilførsel af affald, hvilket er meget usandsynligt.

4.5.6 Overvågning af depotet

Se afsnit 4.2.4.

4.5.7 Åbning / tømning af depotet

Så længe at der ikke er efterfyldt mellem affaldsbeholderne, er det relativt enkelt at tømme en given celle ved at fjerne betonpladen over cellen og hejse affaldsbeholderne op.

Hvis det besluttes at genåbne depotet, efter at det er blevet endeligt forseglet, skal tilstanden af spuns- eller sekantvæggene først vurderes. Så kan membran og beskyttende betonplader afmonteres. Særlig opmærksomhed er påkrævet ved den samtidige fjernelse af fyldmateriale fra depotet. Håndteringen af containere og tromler vil afhænge af deres tilstand.

4.6 Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn, irreversibel

Depoter i en dybde mellem 10 m og 100 m under terræn betragtes som mellemdybe depoter. Sådanne typer depoter findes flere steder, f.eks. ved SFR i Forsmark, Sverige, ref. SKB (2006). Denne depottype bliver i sikkerhedsvurderingen kaldt MDR, GI eller Depottype 3, 4 eller 5 afhængigt af diameter og maksimal dybde af depotet, se afsnit 4.6.2.

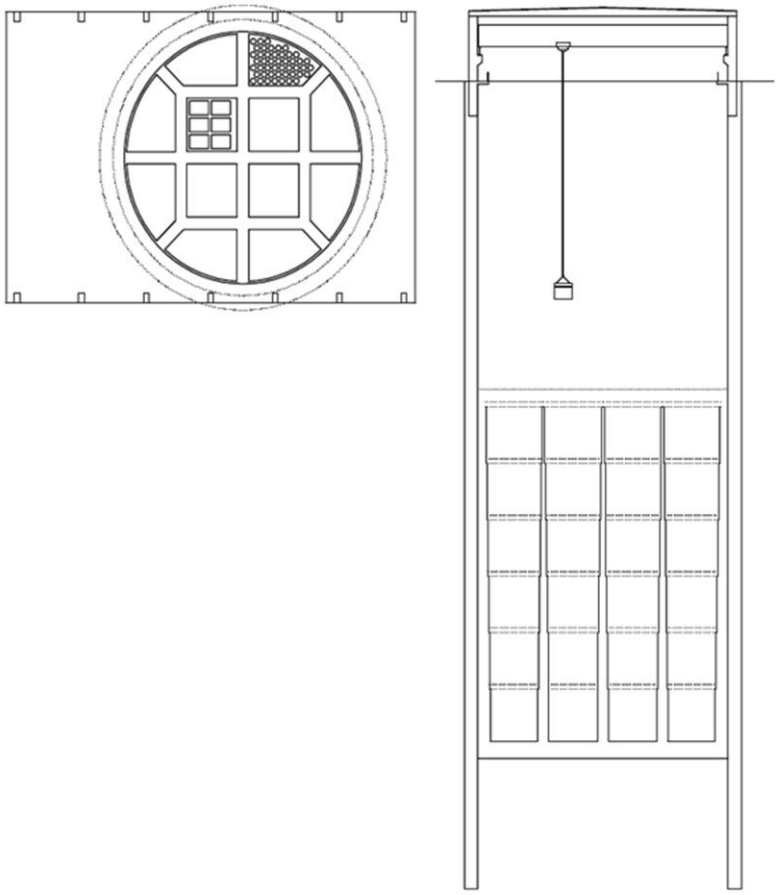
Irreversible depoter er dimensioneret uden hensyn til, hvorvidt containere og tromler kan optage lasten fra overliggende lag, dvs. containere og tromler kan deformere på ukontrolleret vis.

4.6.1 Udformning / dimensionering

Som nævnt i afsnit 4.5 er den optimale udformning af konstruktionen af et depot ved dybder større end 10 m baseret på en cylindrisk ydervæg.

Mellemdybe depoter kan etableres i en skakt, som beskrevet i afsnit 4.2.3. Tre generelle udformninger er blevet overvejet med hensyn til mellemdybe depoter baseret på en skakt. En indre diameter på henholdsvis 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m ved depotets bund, blev valgt, og vægtykkelsen blev sat til 1,5 m. Den optimale afskæringsløsning afhænger af den givne dybde og geologi, som beskrevet i afsnit 4.2.3. I nærværende design antages slidsevægge med en tykkelse på 1,52 m. Det cirkulære tryk i slidsevæggen begrænser dybden af de tre depotudformninger.

Ved mellemdybe depoter tilgængelige fra terræn skal den åbne skakt dækkes af en halkonstruktion forsynet med en løbekran, se Figur 4.8.



Figur 4.8 Grundplan og tværsnit af depot drevet gennem skakt fra terræn. Se også tegning n. 1-10 in Bilag C.

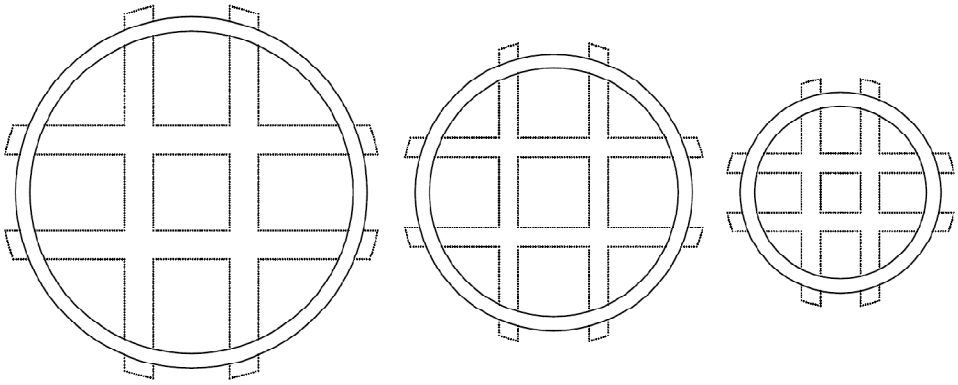
Alt materiale, som skal deponeres i depotet, transporteres til hallen og sænkes derfra ned i depotet.

4.6.2 Konstruktion

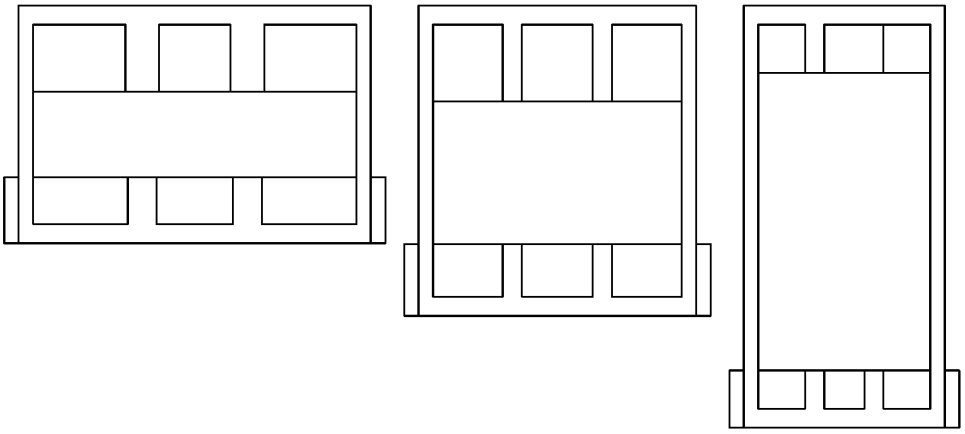
Figur 4.8 viser en hal bygget af profilerede tagplader på forstøbte Paroc-paneler. For tiden vil dette oftest være den billigste løsning.

Skakten kan ikke konstrueres med samme holdbarhed som almindelige beton-konstruktioner ved alle afskærende konstruktioner (jf. afsnit 4.2.3). Således skal alle mellemdybe depoter baseret på en skakt støbes mod skaktvæggene med mellemliggende dræn og membran, jf. tegningsnummer 1-06 til 1-11 i Bilag C.

Grundplan og tværsnit af de foreslåede udformninger af irreversible depoter baseret på en skakt med adgang fra terræn er vist i Figur 4.9 og Figur 4.10.



Figur 4.9 Grundplaner af foreslået design af irreversible depoter med adgang fra terræn. Indre diametre er 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m. Se tegning n. 1-06 til no.1-11 i Bilag C for mulige afskærende konstruktioner.



Figur 4.10 Tværsnit af foreslået design af irreversible depoter med adgang fra terræn. Indre diametre er 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m. Se tegning no. 1-06 til no. 1-11 i Bilag C for mulige afskærende konstruktioner.

Ved udformningerne vist i Figur 4.9 og Figur 4.10 er det nødvendigt at bund- og toppladen konstrueres særligt robust.

Bundpladekonstruktionen er nødvendig for at optage vandtryk. De fire krydsende bjælker føres ind i slidsevæggen (ikke vist på Figur 4.9 og Figur 4.10), hvilket medfører at vandtrykket overføres til væggene.

Tilsvarende er toppladen nødvendig for at overføre tyngden af jord og grundvand samt last fra terræn til cylindervæggen. Sætninger i affald og opfyldning skal medregnes, hvilket betyder, at toppladen skal dimensioneres til at spænde frit over hele depotet for at undgå brud medførende lækage. Ellers er det sandsynligt, at toppladen vil knække få år efter konstruktionen.

Tykkelsen af bund og topplade vist i Figur 4.10 svarer til den dybest mulige placering.

Depotet med en indre diameter på 33,8 m er 8,9 m højt. Den nederste side af bundpladen kan ikke placeres dybere end 58 m under terræn. Ved den placering skal bundpladen være 7 m tyk, gulvet er således 51 m under terræn. Toppladen skal være 9 m tyk.

Depotet med en indre diameter på 26 m er 15 m højt. Den nederste side af bundpladen kan ikke placeres dybere end 79 m under terræn. Ved den placering skal bundpladen være 7,5 m tyk, gulvet er således 71,5 m under terræn. Toppladen skal være 10 m tyk.

Depotet med en indre diameter på 18 m er 31,2 m højt. Den nederste side af bundpladen kan ikke placeres dybere end 106 m under terræn. Ved den placering skal bundpladen være 6 m tyk, gulvet er således 100 m under terræn. Toppladen skal være 7 m tyk.

4.6.3 Drift af depotet

Det er muligt at sænke alt affald ned til endelig placering og aflæsse det uden brug af personale nede i det underjordiske depot. Dette er muligt, både hvis depotet er tørt eller fyldt med vand.

Når en passende mængde affald er nedsænket, tilføres fyldmateriale, hvorefter nedsænkning af yderligere affald kan foretages.

4.6.4 Lukning af depot

Efter den indledende periode med opfyldning af affaldet, som p.t. er oplagret på Risø, vil yderligere affald kun blive flyttet til depotet få gange per år. Af sikkerhedshensyn foreslås det, at skakten ned til depotet dækkes af en stålkonstruktion, som hindrer adgang efter den indledende periode. Stålkonstruktionen skal udstyres med tunge, låste lemme, som tillader efterfølgende opfyldning i depotets aktive periode.

Når depotet er fyldt endeligt med affald og fyldmaterialer, skal stålkonstruktionen fjernes og en selvbærende betonkonstruktioner skal støbes ovenpå depotet. Der skal etableres en topmembran, som skal forbindes tæt med membranen på den ydre omkreds. Oven på denne membran skal støbes et lag af beskyttende beton, f.eks. 300 mm stålfiberarmeret højstyrkebeton. Herover udlægges friktionsmateriale (f.eks. grus) op til niveau med terræn.

4.6.5 Muligheder for udvidelse

Udvidelse af denne type depot er ikke muligt og et separat yderligere depot kan konstrueres, hvis det kræves efter nogle år. Dette er kun rentabelt i tilfælde af stor yderlig tilførsel af affald, hvilket er meget usandsynligt.

4.6.6 Overvågning af depot

Se afsnit 4.2.4.

4.6.7 Åbning / tømning af depotet

Åbning / tømning af depotet er ikke forventet for det irreversible mellemdybe depot tilgængeligt fra terræn.

4.7 Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn, reversibel

Denne depottype bliver i sikkerhedsvurderingen kaldt MDR, GR eller Depottype 6, 7 eller 8 afhængigt af diameter og maksimal dybde af depotet, se afsnit 4.7.2. Dimensioneringen af reversible depoter tager højde for den største last, som kan optages af stablede containere og tromler.

4.7.1 Udformning / dimensionering

Svarende til det irreversible mellemdybe depot tilgængeligt gennem en skakt fra terræn (jf. afsnit 4.6) er det foreslåede design af reversible mellemdybe depoter tilgængelige fra terræn baseret på cylindriske betonkonstruktioner med en indre diameter på 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m og en vægtykkelse på 1,5 m ved det dybeste niveau. Konstruktionen antages at blive støbt mod slidsevægsskakten med mellemliggende dræn og membran. Som ved den irreversible løsning er en driftshal med løbekran over skakten nødvendig.

I modsætning til dimensionering af den irreversible løsning inddrages den maksimale last, som kan optages af stablede containere og tromler, i den forslåede dimensionering af reversible depoter. På baggrund af informationer fra udbudsdokumenterne, er det blevet vurderet, at containere kan stables i højder af fire, og at tromler kan stables i højder af fem (hvilket medfører, at cellerne har samme højde).

4.7.2 Konstruktion

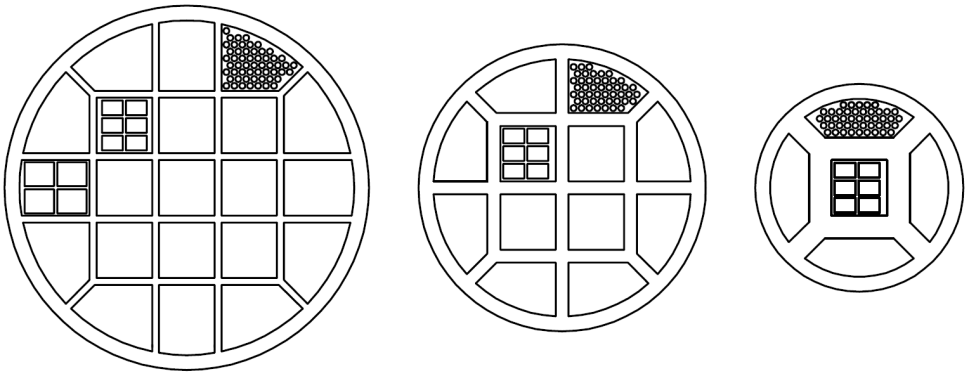
Depotet er udstyret med en cylindrisk ydre væg, som skal dimensioneret til at optage jord- og vandtryk som ringspændinger. Inde i cylinderen er rummet opdelt i celler både horisontalt og vertikalt.

Horisontal opdeling

Vandtrykket på bunden overføres af en 2 m tyk bundplade direkte til cylindervæggen og indervæggene. Fra cylindervæggen overføres kræfterne til skaktvæggen.

Ligeledes overfører en 2 m tyk topplade tyngden af jord og grundvand samt overfladelaster fra terræn til cylindervæggene og de indre vægge. Disse overfører lasterne direkte til bundpladen, som i dette tilfælde fungerer som standard fundament.

Den horisontale inddeling er vist i Figur 4.11.



Figur 4.11 Grundplaner af foreslået design af reversible depoter med adgang fra terræn. Indre diametre er 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m. Se tegning n. 1-06 til no.1-11 i Bilag C for mulige afskærende konstruktioner.

Cellestørrelserne vist i Figur 4.11 er valgt, så de kan dækkes med et enkelt betonpladeelement, som ikke overstiger løbekranens maksimale løfteevne.

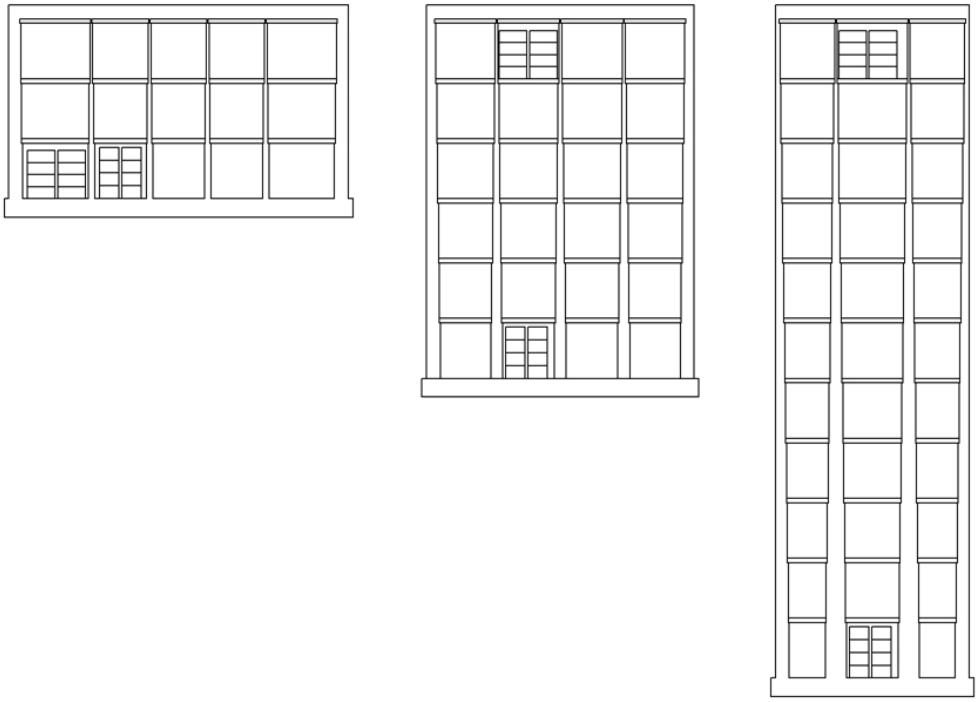
Celleopdelingen og den begrænsede stablehøjde medfører, at depotet har overskydende plads: Den teoretiske volumen af affaldet (forudsat en afstand på 300 mm mellem enhederne) er omkring 4.940 m^3. Depotdimensioneringen med 21 celler i tre lag (samlet 63 celler) rummer samlet omkring 14.400 m^3. Depotdimensioneringen med 12 celler i seks lag (samlet 72 celler) rummer samlet omkring 16.550 m^3, og depotdimensioneringen med fem celler i 11 lag (samlet 55 celler) rummer samlet omkring 14.990 m^3.

Vertikal opdeling

En højde på 6 m er blevet valgt for hver celle, så containere og tromler kan stables i den maksimalt tilladelige højde. Væggene er blevet dimensioneret til at reducere tykkelsen med 100 mm på hver side for hvert niveau.

Oven på hver celle sænkes et 500-600 mm tyk betonpladeelement fra terræn. Pladen skal monteres på 100 mm brede hylder med stødsamlinger uden yderligere støbning.

Den vertikale opdeling er vist på Figur 4.12.



Figur 4.12 Tværsnit af foreslået design af reversible depoter med adgang fra terræn. Indre diametre er 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m. Se tegning n. 1-06 til no.1-11 i Bilag C for mulige afskærende konstruktioner.

Depotet med en indre diameter på 33,8 m er 23 m højt målt fra nederst på bundpladen til øverst på toppladen. Den nedre side af bundpladen kan ikke placeres dybere end 58 m under terræn, og gulvet er 56 m under terræn. Således er toppladen ikke placeret dybere end 35 m under terræn.

Depotet med en indre diameter på 26 m er 42,5 m højt målt fra nederst på bundpladen til øverst på toppladen. Den nedre side af bundpladen kan ikke placeres dybere end 79 m under terræn, og gulvet er 77 m under terræn. Således er toppladen ikke placeret dybere end 36,5 m under terræn.

Depotet med en indre diameter på 18 m er 75,5 m højt målt fra nederst på bundpladen til øverst på toppladen. Den nedre side af bundpladen kan ikke placeres dybere end 102 m under terræn, og gulvet er 100 m under terræn. Således er toppladen ikke placeret dybere end 26,5 m under terræn.

Under bundpladen, på den ydre omkreds og på oversiden af toppladen skal monteres en membran, og toppladen skal forsynes med beskyttende beton.

4.7.3 Drift af depotet

Det er muligt at sænke alt affaldet ned til endelig deponering og aflæsse det uden brug af personale nede i det underjordiske depot. Dette er muligt både, hvis depotet er tørt eller fyldt med vand.

Når en depotcelle er fyldt, sænkes en betonplade ned fra terræn (jf. Figur 4.12). Efterfølgende kan den næste celle fyldes med affald.

I væggene løber rør som tillader opfyldning af cellerne med f.eks. bentonit.

4.7.4 Lukning af depotet

Proceduren til lukning af et reversibelt mellemdybt depot baseret på skakt med adgang fra terræn svarer til proceduren for et irreversibelt mellemdybt depot med adgang fra terræn (jf. afsnit 4.6.4).

4.7.5 Muligheder for udvidelser

Udvidelse af denne type er ikke muligt, og et separat yderligere depot kan konstrueres, hvis det ønskes efter nogle år. Dette er kun rentabelt i tilfælde af stor yderlig tilførsel af affald, hvilket ikke er sandsynligt.

4.7.6 Overvågning af depot

Se afsnit 4.2.4.

4.7.7 Åbning / tømning af depot

Så længe mellemrummene mellem affaldsbeholderne ikke er fyldt op, er det relativt enkelt at tømme en given celle ved at fjerne betonpladen over cellen og hejse affaldsbeholdere op.

Hvis det besluttes at åbne depotet, efter at det er blevet endeligt forseglet, skal tilstanden af slidsevæggene først vurderes. Hvis slidsevæggens tilstand er god, kan friktionsmaterialet fjernes, så depotets topplade afdækkes. Hvis slidsevæggen ikke vurderes til at være tilstrækkeligt stærke på tidspunktet for åbning af depotet, skal nye slidsevægge eller lignende afskærende konstruktion etableres, inden friktionsmaterialet fjernes.

Efterfølgende kan membran og beskyttende betonplader afmonteres og pladerne over cellerne kan åbnes, og cellerne tømmes hver for sig. Særlig opmærksomhed er nødvendig ved den samtidige fjernelse af fyldmaterialer omkring beholderne.

Håndtering af containere og tromler afhænger af deres tilstand. Hvis de er intakte, kan de håndteres fra terræn. Hvis løfteøjerne på containerne er stærkt korroderede, kan mandskab med sikkerhedsudstyr være nødvendigt i depotet for at hægte containerne til løfteudstyret.

4.8 Mellemdybt depot, skakt tilgængelig fra depot

Denne depottype bliver i sikkerhedsvurderingen kaldt MDR, IR eller Depottype 9.

4.8.1 Udformning / og dimensionering

Svarende til de irreversible og reversible mellemdybe depoter med adgang fra terræn (jf. afsnit 4.6 og 4.7) er det foreslåede design af et mellemdybt depot baseret adgang inde fra depotet baseret på cylindriske betonkonstruktioner med en indre diameter på 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m og en vægtykkelse på 1,5 m ved det dybeste niveau.

I lighed med de reversible mellemdybe depoter med adgang fra terræn inddrages den maksimale last, som kan udgøres af de stablede containere og tromler, i den foreslåede dimensioneringen af et mellemdybt depot med adgang inde fra depotet (jf. afsnit 4.7). Således bliver denne udformning et reversibelt depot.

I modsætning til de mellemdybe depoter tilgængelige fra terræn (jf. afsnit 4.6 og 4.7), kræver mellemdybe depoter, som drives indefra, tilstedeværelse af tungt transportudstyr i selve depotet.

4.8.2 Konstruktion

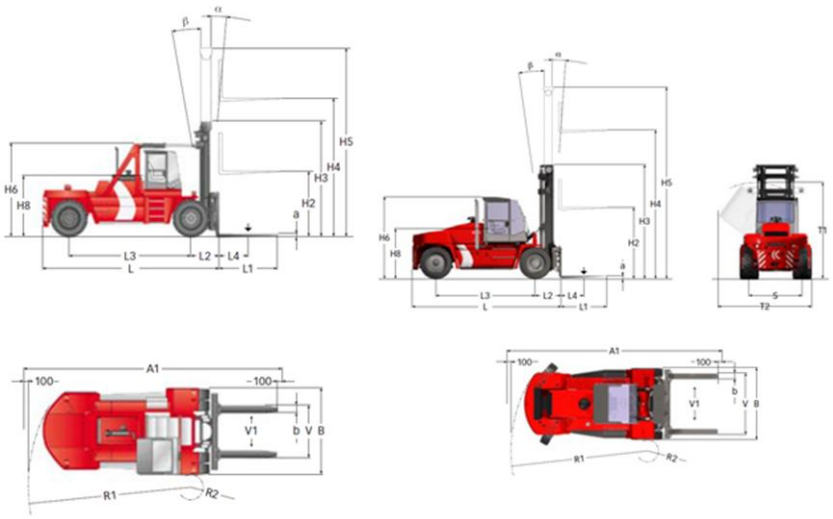
I lighed med de mellemdybe depoter med adgang fra terræn (jf. afsnit 4.6 og 4.7), er mellemdybe depoter, som betjenes indefra, etableret i en skakt som en cylindrisk betonkonstruktion støbt mod en for en given dybde passende afskærende konstruktion, (jf. afsnit 4.2.3). En slidsevæg (med dræn og membran mod den indre konstruktion) er forudsat i dimensioneringen.

Affaldet kan i denne depottype kun håndteres hensigtsmæssigt ved hjælp af gaffeltruck og kran.

Gaffeltruck løsning

Vægten af containerne medfører, at kapaciteten af en el-drevet gaffeltruck er utilstrækkelig, hvorfor dieseldrevne gaffeltrucks skal anvendes. Dette vil kræve store ventilationssystemer.

Figur 4.13 viser dimensionerne af en af de undersøgte gaffeltrucks.



Figur 4.13 Dimensioner af gaffeltruck modeller.

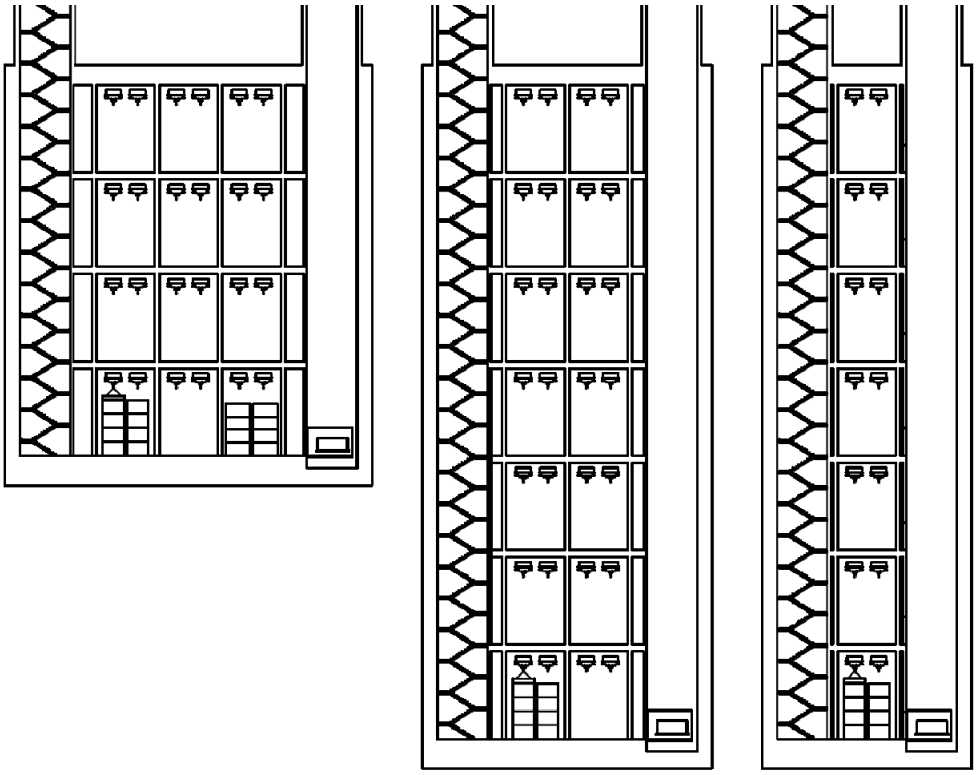
Gaffeltrucken til venstre i Figur 4.13 er den mindste model (af de undersøgte mærker), som kan håndtere en 21 tons ISO container. Den samlede længde og bredde (A1 og B på figuren) er 9,2 m og 3,1 m. Dødvægten er 31,2 tons, og det maksimale akseltryk er 49,5 tons. Længden uden gafler (af hensyn til elevator- eller skaktstørrelse til nedsænkning, L i Figur 4.13) er 6,1 m. Denne gaffeltruck kræver en fri bredde på 10 m til at manøvrere.

Gaffeltrucken til højre i Figur 4.13 er den mindste model af samme mærke, som kan håndtere en13 tons container. Den samlede længde og bredde er 8,3 m og 2,5 m. Dødvægten er 21,4 tons, og det maksimale akseltryk er 33,8 tons. Længden uden gafler er 5,4 m. Denne gaffeltruck kræver en fri bredde på 7 m til at manøvrere.

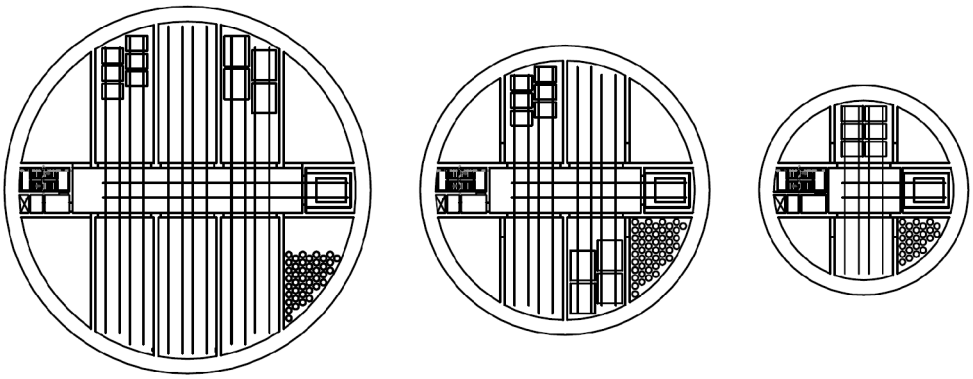
Det vil kræve en meget stor fragtelevator at få en gaffeltruck til at håndtere containere ned i depotet. I betragtning af de ovenfor beskrevne tiltag og laster vurderes gaffeltruckløsningen som urealistisk.

Kranløsning

I betragtning af containerstørrelse og last, er kun løbekraner og tosporede kraner en realistisk løsning. Begge kan anvendes som vist på tværsnittene og grundplanerne i Figur 4.14 og Figur 4.15



Figur 4.14 Tværsnit af foreslået design af depoter med adgang indefra. Indre diametre er 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m. Se tegning n. 1-06 til no.1-11 i Bilag C for mulige afskærende konstruktioner.



Figur 4.15 Grundplan af foreslået design af reversible depoter med adgang indefra. Indre diametre er 33,8 m, 26,0 m og 18,0 m. Se tegning n. 1-06 til no.1-11 i Bilag C for mulige afskærende konstruktioner.

Depotet med en indre diameter på 33,8 m er 42,1 m højt målt fra nederst på bundpladen til øverst på toppladen. Den nedre side af bundpladen kan ikke placeres dybere end 58 m under terræn, og gulvet er 55 m under terræn. Således er toppladen ikke placeret dybere end 15,9 m under terræn.

Et mellemdybt depot med drift i selve depotet bør kun være en mulighed, hvis der er tale om et reversibelt depot. De enkelte rum er så høje, at kun depotet med den maksimale diameter på 33,8 m kan etableres i én skakt. De to andre løsninger kræver to eller tre skakte. Dertil kommer trappeskakt(e) og elevatorskakt(e), som vil gå op over terræn. Derudover vil det være nødvendigt at etablere flugtveje (trapper), forskellige installationer (ventilation, kloakering, el og nødbelysning etc.) og faciliteter til bemandingen.

På baggrund af de ovennævnte forhold anbefales det, at udelukke denne depottype fra videre overvejelser.

4.8.3 Drift af depotet

Når et rum er blevet fyldt med affald, skal det forsegles med stålplader, som monteres med bolte, og rummet opfyldes med passende fyldmateriale.

4.8.4 Lukning af depotet

Proceduren for lukning af reversible mellemdybe depoter med adgang indefra svarer til procedurerne for mellemdybe depoter med adgang fra terræn (jf. afsnit 4.6.4). De skal bemærkes, at sikkerhedshensyn fordrer, at hele skakten (inklusiv trappeskakter og elevator skakter) fyldes med passende fyldmateriale efter endt opfyldning.

4.8.5 Muligheder for udvidelser

Udvidelse af denne type er ikke muligt, og et separat yderligere depot kan konstrueres, hvis det er påkrævet efter nogle år. Dette er kun rentabelt i tilfælde af stor yderlig tilførsel af affald, hvilket ikke er sandsynligt.

4.8.6 Overvågning af depot

Se afsnit 4.2.4.

4.8.7 Åbning / tømning af depotet

Så længe mellemrummene mellem affaldsbeholderne ikke er fyldt op, er det relativt enkelt at tømme et givet rum. Fordelen ved et mellemdybt depot med drift i selve depotet sammenlignet med depoter med opfyldning fra terræn er, at ethvert rum kan nås og tømmes uden at fjerne affaldet over det..

Hvis det besluttes at åbne depotet, efter at det er blevet endeligt forseglet, skal tilstanden af slidsevæggene først vurderes. Hvis slidsevæggens tilstand er god, kan friktionsmaterialet fjernes, så depotets topplade afdækkes.

Hvis slidsevæggen ikke vurderes at være tilstrækkeligt stærk på tidspunktet for åbning af depotet, skal nye slidsevægge eller lignende afskærende konstruktioner etableres, inden friktionsmaterialet fjernes.

Efterfølgende kan membran og betonplader afmonteres, plader ovenpå cellerne kan åbnes, og cellerne tømmes hver for sig. Særlig opmærksomhed er nødvendig ved den samtidige fjernelse af fyldmaterialer fra depotet.

Håndtering af containere og tromler afhænger af deres tilstand. Hvis de er intakte, kan de håndteres fra terræn. Hvis løfteøjerne på containerne er stærkt korroderede, kan mandskab med sikkerhedsudstyr være nødvendigt i depotet for at hægte containerne til løfteudstyret.

4.9 Mellemdybt depot, kaverne med betjening indefra

Denne depottype bliver i sikkerhedsvurderingen kaldt MDR, CA eller Depottype 10.

4.9.1 Udformning / dimensionering

Den foreslåede udformning af det mellemdybe depot udformet som en kaverne og med drift indefra er baseret på en betonkonstruktion i form af en cylindrisk skakt med en indre diameter på 12 m ned til et niveau med horisontale rum.

De horisontale rum kan udnyttes på mange måder. For eksempel kan forskellige rum bruges til deponering af forskellige affaldstyper.

Kapaciteten af rummene er afhængig af tværsnitsarealet og længden. I dette forslag er tværsnittet holdt på et minimum med en maksimal indre diameter på omkring 8 m for at skabe en så robust konstruktion som muligt. Længden af hvert rum kan varieres efter ønske.

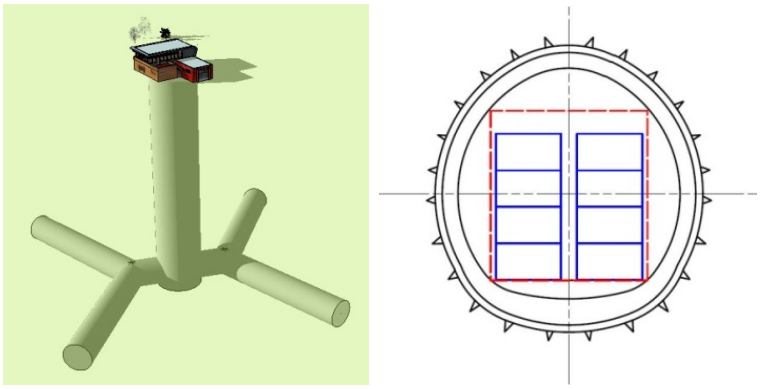
Generelt er kaverneløsningen kun udførlig i klippe eller kalk. I kalk kan dækket over rummet øges afhængigt af kvaliteten af de øvre kalklag ved den givne lokalitet.

Kavernen kan også bygges i ler. Men det må forventes, at en betydelig jordforbedring skal foretages i forbindelse med sådan et arbejde. Visse plastiske lerlag kræver ikke nødvendigvis jordforbedring under udgravning af rummet, og brug af industrielle tunnelteknikker kan være en mulighed, ref. Bastiaens & Bernier (2005). Men det vil altid være nødvendigt at etablere en midlertidig og/eller permanent membran under udgravningen af rum med den foreslåede diameter, altså omkring 8 m.

4.9.2 Konstruktion

Skakten ned til depotrummenes niveau skal have en størrelse, som lige akkurat er tilstrækkelig til transport (affald, udstyr og mandskab), og derfor er skakten til denne type depot meget mindre end til skaktdepottyperne beskrevet i afsnit 4.6, 4.7 og 4.8. Depotet er opbygget som korte rum, der strækker sig fra adgangsskakten.

Rummene er formet så betonforingen står i ringspænding. Dette vil tillade en konstruktion som bruger f.eks. stålfiberarmeret beton, hvilket er mindre sårbart overfor korrosion, fordi korrosion af fibrene ikke medfører forringelse af betonen. I den lukkede fase vil kapaciteten af betonforingen ikke afhænge af stålfibrene, fordi betonen kun udsættes for tryk.



Figur 4.16 Eksempel på udformning af mellemdybt depot som en kaverne betjent indefra depot. Se også tegning n. 1-12 i Bilag C.

Principielt kunne rummet udgraves med en tunnelboremaskine. Men på grund af det begrænsede volumen i depotet, vil denne metode ikke være økonomisk attraktiv.

Derfor er bore- og sprængmetoden beskrevet i afsnit 4.2.3 den anbefalede metode til udgravning i klippe og kalk.

Plastiske lerlag, som ikke kræver jordforbedring, kunne udgraves med traditionel mineteknik og for eksempel være permanent forede med stålfiberarmerede betonelementer. Den sikreste jordforbedringsmetode til udgravning i andre lerlag vil sandsynligvis være frysemetoden (antaget at leren er vandmættet og derfor fryseegnet). Frysning kan foretages med fryse rør, som bores horisontalt ud fra skakten. Med brug af retningsbestemt boring er det muligt på en gang at skabe en frysezone, som er mere end 100 m lang.

4.9.3 Drift af depotet

Stabling af containere og tromler inde i rummene svarer til stabling i hver celle i de reversible skaktløsninger (jf. afsnit 4.7 og 4.8)

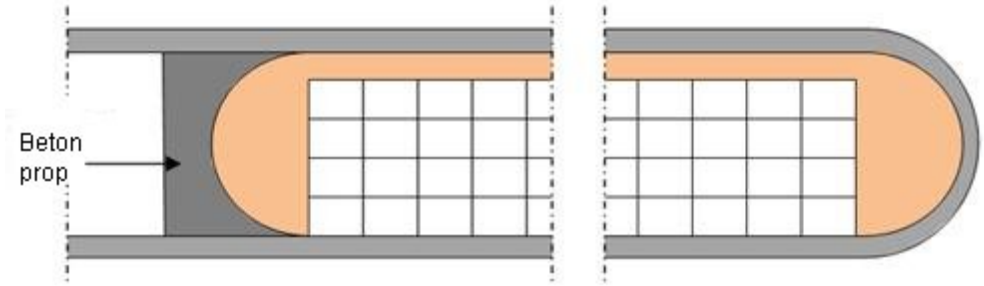
Ligesom det mellemdybe skaktdepot betjent indefra kræver det mellemdybe kavernedepot tungt transportudstyr i depotet. Da udformningen af rummene kan gøres mere egnet til manøvrering med gaffeltruck, er det antaget, at flytning af tromler og containere i depotet udføres med gaffeltruck, som løfter affaldet til dets endelige placering.

Vendeplads for gaffetrucks kan arrangeres i Y-formede gaffelsektioner. Se Figur 4.16 ovenfor.

Den nødvendige ventilation under opfyldning af depotet kan arrangeres i toppen af rummene (over den røde firkant i Figur 4.16). I skakten vil der være plads til vertikale ventilations rør.

4.9.4 Lukning af depotet

Et rum kan forsegles ad gangen, når det er fyldt. Forseglingen anbefales udført med en tyk betonprop ved skaktenden af rummet, udformet så det sikres, at den strukturelle stabilitet af det opfyldte depot ikke afhænger af armeringen, idet alle dele af foringen står i tryk.



Figur 4.17 Eksempel på endelig lukning af depot i underjordisk rum. Se også tegning no. 1-12 i Bilag C.

Det indre af rummet kan opfyldes med passende fyldmateriale mellem tromler og containere, f.eks. pumpet ind gennem rør som går igennem betonproppen.

4.9.5 Muligheder for udvidelser

Udvidelser af denne depottype er principielt mulig, hvis systemet er forberedt til yderligere rum i fremtiden. Desuden kan hvert rum, som ikke er blevet fyldt og forseglet, forlænges. Udvidelse af rum, som allerede er forseglede, kan ikke anbefales. Det betragtes som umuligt at udvide et fyldt og lukket depot, og det anses for at være at foretrække at etablere et separat yderligere depot af samme type, hvis det kræves efter nogle år. Dette er kun rentabelt i tilfælde af stor yderlig tilførsel af affald, hvilket ikke er sandsynligt.

4.9.6 Overvågning af depot

Se afsnit 4.2.4.

4.9.7 Åbning / tømning af depot

Inden den endelige lukning af rummene er det muligt at hente de deponerede containere og tromler, selvom adgang til det inderst placerede affald kræver flytning af senere deponeret affald foran i rummet. Således tænkes denne depottype reelt at være en reversibel løsning.

Det er muligt at holde skakten åben og således også åben for inspektion og vedligeholdelse, selv efter at de enkelte rum er blevet forseglet. Endelig kan en ny foring støbes i skakten, hvorved skaktens levetid øges betydeligt. I sådan et scenarie kan den interne betonprop brydes ned på et senere tidspunkt og give adgang til depotrummene. Disse muligheder kan udnyttes i 2-300 år.

På et tidspunkt bør skakten sandsynligvis fyldes med passende fyld, og åbning / tømning af depotrummene vil være som proceduren beskrevet for reversible skakt depoter, se afsnit 4.7 og 4.8

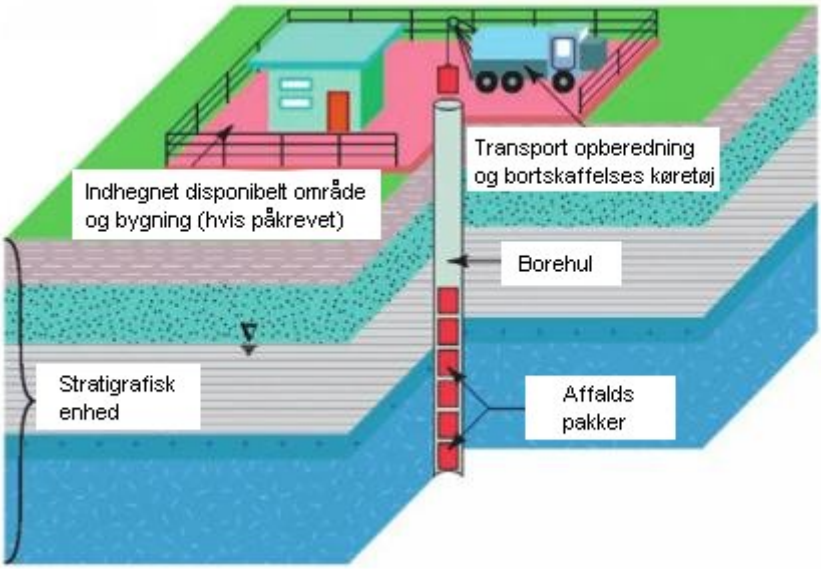
4.10 Borehulsdepot

Et borehulsdepot er hidtil ikke blevet brugt i Danmark til nogen typer af affald. I forstudiet defineres et borehulsdepot som et geologisk depot. Udtrykket "geologisk depot" henviser til deponering af affald i et geologisk stabilt område under jorden, og at det normalt ikke er hensigten at fjerne affaldet, efter det er deponeret, ref. IAEA (2009).

I forstudiet er deponering i et borehul i undersøgt for mellemdybe til dybe placeringer. Mellemdybt betyder i dette tilfælde dybere end 30 m under terræn, dvs. ved en dybde, hvor mulig menneskelig påvirkning er begrænset, f.eks. boring, tunneludgravning eller grusgravning osv. ref. IAEA (2009). Denne depottype bliver i sikkerhedsvurderingen kaldt BORE eller Depottype 11.

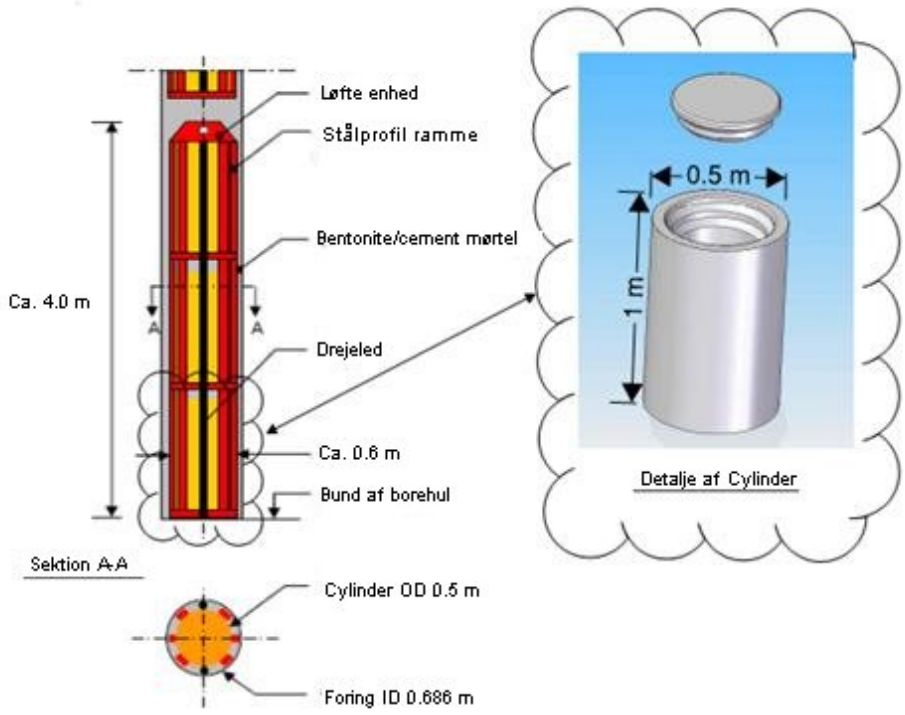
4.10.1 Udformning / dimensionering

Et borehulsdepot kan enten være placeret for sig selv eller sammen med andre typer af depoter. Den største forskel ved de to placeringer er, at en placering for sig selv er dyrere (erhvervelse af grund, anlæg af adgangsveje, faciliteter, forberedelsesbygninger osv.) Denne type depot findes i f.eks. Sydafrika, ref. NECSA (2004). En forenklet udformning er vist i Figur 4.18.



Figur 4.18 Skematisk udformning af borehulsdepotanlæg. Fra IAEA (2009).

Et muligt design af selve borehullet findes i IAEA (2009). Ved dimensioneringen antages det, at affaldet er pakket i tromler, af ca. 1 m's højde og med en ydre diameter på 0,5 m. Hver tromle kan rumme omkring 55 l affald. Det anbefales, at tromlerne pakkes tre ad gangen i et bur for anbringelse som vist i nedenstående Figur 4.19.

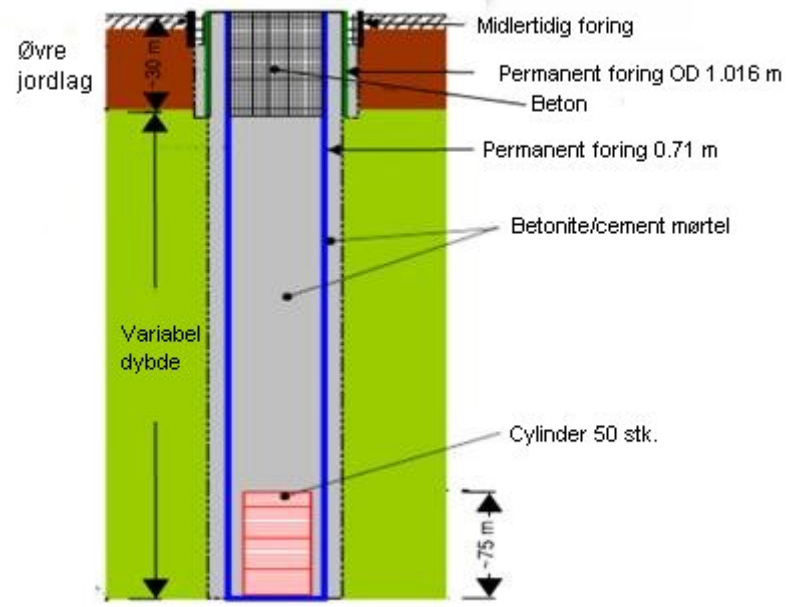


Figur 4.19 Beholder i stålbur. Fra IAEA (2009) og Dansk Dekommissionering (2008).

Det samlede volumen af et borehul vil afhænge af både borehullets dybde og højden, som tromlerne er stablet i. I IAEA (2009) foreslås 50 tromler per borehul, hvilket svarer til 2750 l per borehul. Med en afstand mellem burene på 4,5 m vil denne mængde svare til en højde på 75 m. Således bliver minimums boredybden (75 + 30) 105 m [14].

Med en samlet mængde affald svarende til mellem 43 til 72 tromler og en stablehøjde på 75 m (svarende til 50 tromler) vil det være nødvendigt med to borehuller. Men det burde også være muligt at stable alle tromler i ét borehul, hvis det anses for nødvendigt.

Den endelige udformning er vist nedenfor i Figur 4.20.



Figur 4.20 Borehulsdepot udformning

4.10.2 Udførelse

Borehullet etableres ved brug af forskellige teknikker afhængigt af jord- og klippetyper samt dybde.

Den mest udbredte metode til dyb boring er lufthæveboring eller omvendt skylleboring. Omvendt skylleboring udføres normalt uden foringsrør på nær de øverste meter. Borehullet støttes af boremudderet, som pumpes ned gennem borestrengen og fører opskyllet materiale mellem borevæg og borestreng til terræn.

[14] Bunden af borehullet kan være ned til 300 m under terræn

Lufthæveboring fungerer på tilsvarende vis. Luft presses ned gennem borestrengen i stil med cirkulation af boremudder. Luften blandes med vand og danner skum. Skummet opsamler det løsnede materiale fra borehovedet og fører det mellem borevæg og borestreng til terræn.

Specielt i de øvre jordlag er det ofte ikke muligt at knuse for eksempel større sten til finere materiale, fordi disse blot vil rulle rundt i blandingen af ler, sand og boremudder. Derfor kan det være nødvendigt også at bruge almindelig tørboringsmetoder. Tørboring udføres normalt med midlertidige forerør, som fremføres sammen med boringen. Tørboringer kan også udføres uden foringsrør, hvis geologien er stabil. Selvom det kaldes tørboring, er borehullet næsten altid fyldt med vand eller boremudder for at forhindre brud i jorden ved bunden af borehullet. Men tørboring er meget langsommere end omvendt skylleboring, fordi boret skal trækkes op efter hvert nedstik.

Billeder af en stor tørboringsrig er vist nedenfor. Riggen kan omstilles til at udføre omvendt skylleboring, ref. Schwank & Mielenz (2006).



Figur 4.21 *Venstre: Bauer tørboringsrig; højre: Bauer tørboringsenhed udstyret med bevægelig bundklemme.*

Når borehullet har nået den ønskede dybde, tages boret op og en permanent stålforing indsættes i borehullet. Den permanente stålforing injiceres med en cementblanding mellem stålforing og borehullets væg fra bund til terræn. Det indre af den permanente stålforing skylles med vand, indtil den er renset for boremudder. Herefter er borehullet klart til at modtage burene med tromlerne.

4.10.3 Drift af depotet

Opfyldning af depotet

Det er muligt at nedsænke buret og hægte det af fra overfladen ved brug af et simpelt wirespil med en specialkrog. Under nedsænkningen holdes borehullet fyldt med vand, og buret centreres med styrebøjler monteret på buret. Når et bur er placeret, fyldes mellemrummet mellem bur og afstivning med en blanding af bentonit og cement. Når blandingen er hærdet (i løbet af 24 timer), gentages processen.

Når det ønskede antal tromler er blevet placeret, fyldes borehullet til omkring 10 m fra terræn med bentonit (enten piller eller opslæmning), og det sidste stykke til terræn fyldes med beton.

Drift efter lukning

Der vil ikke være nogen drift af depotet, efter det er lukket, bortset fra overvågning, se afsnit 4.10.6 nedenfor.

4.10.4 Lukning af depot

Når opfyldningen er afsluttet, er depotet for lukket i alle praktiske henseender, og området kan føres tilbage til sit oprindelige udseende.

4.10.5 Muligheder for udvidelser

Når depotet er blevet fyldt til fuld kapacitet, vil der ikke være mulighed for udvidelse, og et nyt depot skal etableres om nødvendigt.

4.10.6 Overvågning af depotet

Moniteringen af et borehul placeret for sig selv kan antages at omfatte jordprøver fra de øvre lag og grundvandsprøver, ref. IAEA (2009).

Moniteringen skal foretages både før, under og efter konstruktion og drift, og består i målinger af stråling i luft, overfladejord, overfladevand samt grundvand (prøver fra borehuller) med bestemmelse af de primære radionuklider.

Et forslag til et monitorerings- og overvågningsprogram findes i IAEA (2009), Appendiks V.

4.10.7 Åbning / tømning af depot

Som nævnt vil det normalt ikke være hensigten at fjerne affaldet, efter det er blevet deponeret i et borehulsdepot.

5 Depotets visuelle udtryk

Som en del af vurderingen er depotanlæggets visuelle udtryk analyseret. Denne analyse omhandler de æstetiske aspekter af det funktionelle design og forskellige lokaliseringmuligheder i det danske landskab, kombineret med aspekter relateret til fremtidig og nutidig registrering af faciliteterne som værende specielle for at sikre, at alle opfatter faciliteterne, som det de er. Nogle aspekter antages at være ligetil og derfor lette at vurdere og konkludere på, mens andre er mere komplekse og derfor i sidste ende vil hænge sammen med den specifikke lokalitet og kræve en nærmere analyse på et senere tidspunkt.

Det visuelle design er baseret på det tekniske design, som er beskrevet i kapitel 4.

Depotet bør være en integreret del af landskabet. En urban placering har fra begyndelsen været anset som usandsynlig og vil derfor ikke indgå som en del af analysen. Ligeledes hører kyststrækninger, grundet tekniske aspekter og planmæssige restriktioner, under de usandsynlige placeringer.

Forudsætninger for designet har været:

- Depotet bør placeres på et område på størrelse med eller mindre end 25.000 m^2.
- Depotet bør være en integreret del af landskabet og bør derfor begrænses til mindre end 10 m i højden. Dette vil begrænse den visuelle påvirkning på omgivelserne.
- Depotet bør være genkendeligt som et særligt anlæg med specifikke funktioner.
- Anlægget bør fremstå imødekommende og tiltalende og på same tid overholde strenge sikkerhedsforanstaltninger.
- Anlægget bør sikre et godt arbejdsmiljø og nem vedligeholdelse.
- Ligeledes bør det være så bæredygtigt som muligt.

5.1 Principper for depot-design

Det er af stor betydning, at depotet kan genkendes som værende ekstraordinært over lang tid. Dette aspekt af det visuelle udtryk er derfor kernen i analysen. Dette er naturligvis svært, som det fremgår af arkæologernes forsøg på at oversætte skrevne sprog og symboler fra tidligere tider med mere eller mindre succes.

Erfaringen viser, at hvis en tekst eller anden form for objekt er beskrevet på mere end ét sprog, er det nemmere at forstå senere hen. En mulig udformning af dette kunne være en kort beskrivelse indarbejdet i anlægget med bogstaver, symboler, numre, mm.

Andre letgenkendelige strukturer, som repræsenterer aftryk fra forgangne tider er geometriske former i landskabet. Euklidiske former er meget forskellige fra de naturligt forekomnde former i landskabet, specielt hvis set fra luften[15]. Lokale eksempler på dette er vikingeborge, som for eksempel Trelleborg, Fyrkat o.a. Ingen tvivler på, at disse former har været brugt til specifikke formål, og at de er menneskeskabte. Derfor opfattes de også som bevaringsværdige.

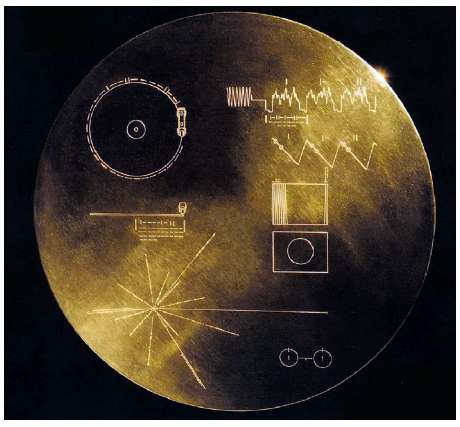




Figur 5.1 Geometriske former fra fæstninger og andre faciliteter fra fortiden set fra luften.

Hvis depotet designes med et element af æstetisk værdi, er der en øget chance for at fremtidens myndigheder og befolkning vil være tilbøjelige til at bevare og endda sætte pris på faciliteterne som værende værdig til bevarelse. Faciliteternes unikhed kan således blive yderligere forbedret ved at designe depotet ,således at det har en æstetisk værdi i sig selv.





[15] Luftbåren arkæologi er nu en integreret del af den løbende søgning efter spor af fortiden

Genkendelse over tid kan sammenlignes med at kommunikere med fremmede civilisationer. Et godt eksempel på kommunikation med andre civilisationer er pladerne på Voyager satellitterne. Hvis lignende åbenlyse symboler kan inkorporeres i depot-designet, er der en øget chance for at fremtidens generationer vil kende til formålet med depotetl. Dette kunne være i form af som indhugninger i betonmurene eller som indbyggede materialer, der formes som dele af formlerne for nogle af de relevante processer.

Symboler

Kløverbladet findes i gotisk arkitektur som et ornament benyttet i den øverste del af vinduer, stavværk, paneler, etc., i hvilke centeret tager form efter et trefliget blad (formet som delvist overlappende cirkler). Et kløverblad kombineret med en ligesidet trekant var ligeledes et forholdsvist almindeligt symbol på den kristne Treenighed gennem den sene Middelalder i nogle områder i Europa. To eksempler på dette er vist nedenfor:



Omkreds *Sammenflettet*

Det heraldiske kløverblad er en stilistisk kløver, og det universelt anerkendte symbol på radioaktivitet er et kløverblad. Det internationale strålingssymbol benyttedes første gang i 1946 på University of California Berkeley Radiation Laboratory. På det tidspunkt var det magenta og blev gengivet på blå baggrund. Den moderne version er sort mod en gul baggrund og tegnes som en central cirkel med radius R, en intern radius på 1,5 R og en ekstern radius på 5 R for vingerne som er separeret med 60^{o}.



Det internationalt kendte symbol for radioaktivitet er unikt og entydigt accepteret, ikke bare som et advarselstegn, men også som et symbol på radioaktivitet som sådan.

At have et unikt symbol er den specifikke genstand er en stor fordel. Ingen tvivler på hvad dette symbol betyder, og det er yderst usandsynligt, at symbolets betydning vil ændres eller miste sin betydning i forudseelig fremtid. Dette er selvfølgelig ikke sikkert, men det er et faktum, at mange andre symbolers betydning er tolket forskelligt i forskellige kulturer. Dette er dog ikke tilfældet med symbolet for radioaktivitet.. I det usandsynlige tilfælde hvor radioaktivitetssymbolet erstattes af et andet, vil det medføre en lang overgangsperiode, hvor det det eksisterende symbol til stadighed anerkendes grundet sin universelle accept og vide udbredelse.

Dette er årsagen til, at dette symbol er valgt som basis for depot-designet.

5.2 Mulige karakteristiske lokaliteter

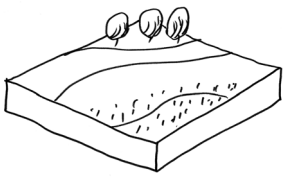
Landskabskarakter er et specifikt udtryk som er skabet i interaktionen mellem de grundlæggende naturformer, arealanvendelsen og de rumlige visuelle forhold. Det er landskabskarakteren, der afgør, hvordan en lokalitet skiller sig ud. Formålet med Landskabskarakter-metoden (Caspersen & Nellemann, 2005) er at udpege landskaber, som i særlig grad behøver omhyggelighed, når et landskab påtænkes ændret. Denne metode anbefales benyttet i processen for udvælgelse af de specifikke lokaliteter, se Part III.

Danmark har meget få dramatiske landskaber. Topografi er altid eller næsten altid kun let varieret med bølgende bakker eller helt flade, åbne områder med mere eller mindre beplantning.

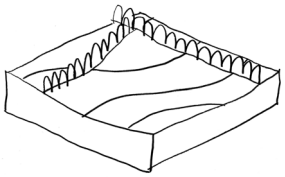
Hvis anlægget placeres i en skov, vil det kun være synligt fra de umiddelbare omgivelser. Hvis anlægget kan ses fra højere beliggende arealer, bør det visuelle aspekt overvejes på samme måde som ved placeringen i et åbent landskab.

Typer af landskaber der bør indgå i overvejelserne er f.eks.:

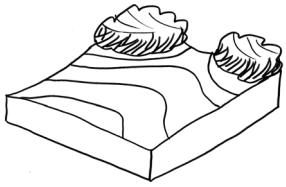
- Flade, åbne landbrugsarealer, engarealer eller moser uden eller kun med lav vegetation.



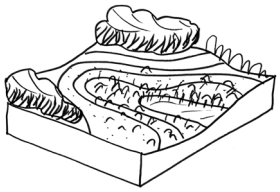
- Let bølgende bakkelandskaber med nogen, semi-transparant vegetation.



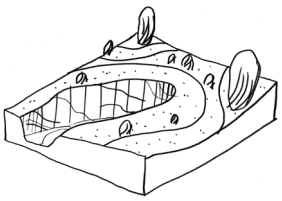
- Bakkede områder med anlægget placeret på en skråning.



- Komplekst område med flere af de ovenfor nævnte karakteristiska.



- Bornholm, som geplogisk er et særligt sted i Danmark på grund af det synlige grundfjeld.



5.3 Layout og design af depotet

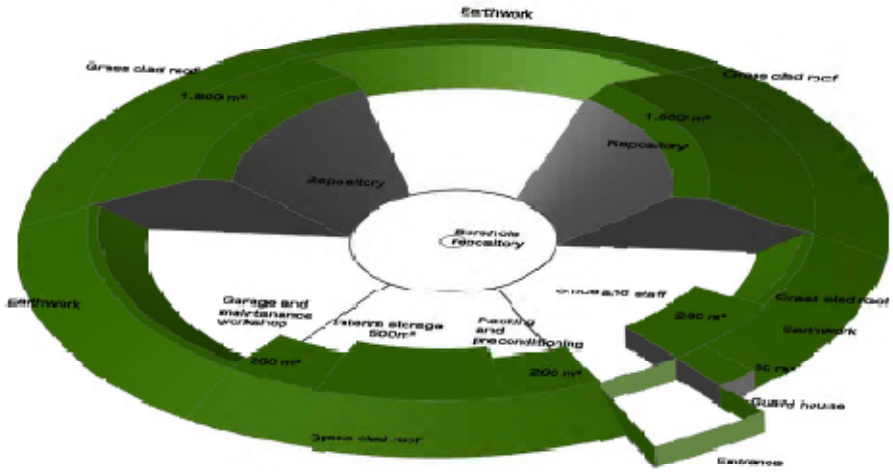
En undersøgelse af midlertidige og depoter slutdepoter i andre lande, viser at de i vid udstrækning er opført som tekniske anlæg uden hensyntagen til omgivelser og uden en klar holdning til design eller arkitektonisk fremtoning, bortset fra de tekniske aspekter. Alle disse anlæg har mange fællestræk med andre industrielle anlæg. Det betyder, at fremtidige generationer ikke nødvendigvis vil være i stand til at udpege disse faciliteter, som noget man bør være opmærksom på.

De fleste af anlæggene står i stor kontrast til omgivelserne. Dette får dem til at fremstå som sår i landskabet, og de er dermed genstand for megen offentlig kritik.

I de foreslåede design tages der højde for det omgivne landskab, mens depotet samtidigt fremstår som en unik genstand.



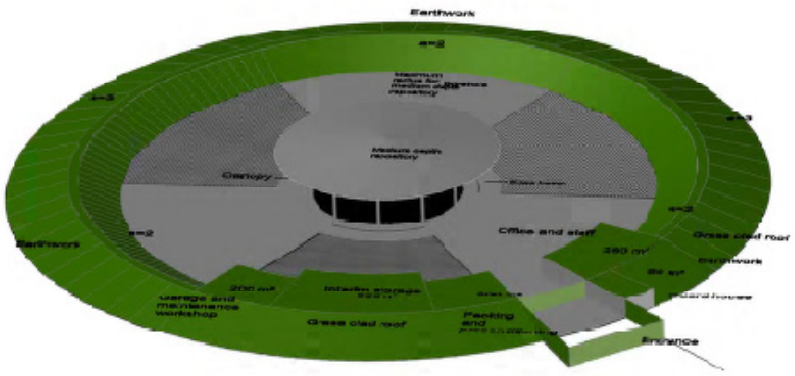
Figur 5.2 En visualisering af et depot i et typisk dansk landskab. Depotet vises uden besøgscenter og behandlingsanlæg.



Figur 5.1 Basismodelfor det terrænnære depo, se Bilag L for detaljert.

Figur 5.3 viser et basisdesign for det terrænnære depot. Alle bygningerne er integrerede som en del af anlægget, og tagene er beklædt med det samme materiale, f.eks. græs. Selve depotet er delt op i to dele med henblik på at kunne passe ind i kløverbladstemaet i symbolet.

Som en variation kan depotet samles i ét anlæg. For at passe ind i kløverbladstemaet i symbolet udgør det i givet fald et af mellemrummene mellem "kronbladene". Dette medfører, at området i den indre gårdsplads er større og mere alsidig. Et borehuls placeringen er ikke afgørnde for designet.



Figur 5.2 En basismodel for et mellemdybt depot, se Bilag L for detaljer.

Et mellemdybt depot kræver en overdækning eller bygning over udgravningen, her formelt placeret som center i den symbolske plan, se Figur 5.4. Alle de mindste bygninger er integreret som dele af anlægget. Alle foreslåede, mulige størrelser af et mellemdybt depot kan integreres i dette design.

Som supplement til selve anlægget kan det være ønskværdigt at opføre et besøgscenter med audiovisuel kapacitet til for eksempelvis besøgende skoleklasser. Bygningen bør have en begrænset størrelse, men bør dog være stor nok til at kunne rumme faciliteter, der dækker behovet for ca 25 personer.

Derudover er der behov for et anlæg til konditionering af affaldet m.m. Arealbehovet til dett er sat til 2-300 m^2. En sådan bygningen vil omfatte faciliteter til konditionering, kontorer m.m. Højden bør være mindst 5 m i behandlingsanlægget. Højden af kontorfaciliteterne m.m. kan være lavere. Behandlingsanlægget kan være en del af det overordnede layout og placeres udenfor hovedanlæggets omkreds, men indenfor sin egen sikkerhedszone, evt. i forbindelse med besøgscenteret, eller alternativt som en integreret del af anlægget, inde i hovedsikkerhedszonen.

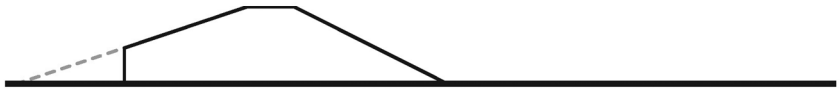
Disse faciliteter og depotet i sig selv behøver parkeringspladser til de ansatte, leverandører og besøgene.

Det foreslås, at besøgscenteret, behandlingsanlægget med kontorer samt parkeringsområdet udgør en supplerende del af hele layoutet, udenfor omkredsen af selve depotet. Det bør integreres i landskabet som vil være bestemmende for det endelige design af depotet og de supplerende anlæg.

Det vil være at foretrække, at de supplerende bygninger udgør en præciseret indgang til anlægget, som en port eller et landemærke, igen bestemt af det omkringliggende landskab og det deraf følgende foretrukne udseende set fra omgivelserne. Yderligere detaljer og mulige design variationer er vist i Bilag L.

Det generelle layout er baseret på ideen om at den ydre afgrænsende jordvold indhegner depotet og afskærmer det fra omgivelserne på en ikke-påtrængende måde og samtidigt skaber et fleksibelt indre område, hvor arbejdet kan foregå uhindret.

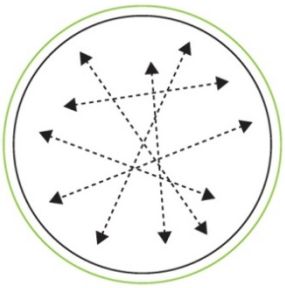
Der bør etableres en udvendig ydre sikkerhedsafgrænsning. Dette kan være en integreret del af jordvolden kombineret med en mur.



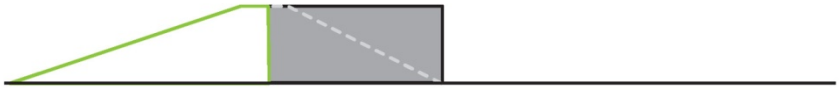


Belægninger skal udgøre et solidt underlag basis for tungt maskineri, som anvendes på anlægget og bør på samme tid antyde afgrænsningen af den indre radius og vingerne i det radioaktive symbol. Det er vigtigt, at belægningen opbygges af robuste og holdbare materialer. Det foreslås, at anvende unedbrydelige metaller, granit og beton til udformningen af radiussen og vingerne og benytte ned nedbrydelig belægning i mellemrummene mellem vingerne og den indre radius.

Anlæggets runde layout giver fleksibilitet både i forhold til detailplanlægningen af layoutet og i depotetsdriftstid. Desuden optager det minimal plads i forhold til omgivelserne, og det medfører, at de interne afstande mellem de forskellige funktioner er de kortest mulige. Disse aspekter af det runde design er selvfølgelig mindre vigtige end behovet for at adskille depotet fra stort set alle andre anlæg. Den eneste begrundelse for det "rationelt/firkantede/vinkelrette" design af andre industrielle anlæg er en meget begrænset design proces uden mange overvejelser vedrøremde æstetiske eller praktiske aspekter. I denne sammenhæng er det en stor fordel, at stort set alle andre anlæg er udført som variationer af vinkelrette mønstre, således at depotet kan fremstå som noget usædvanligt.

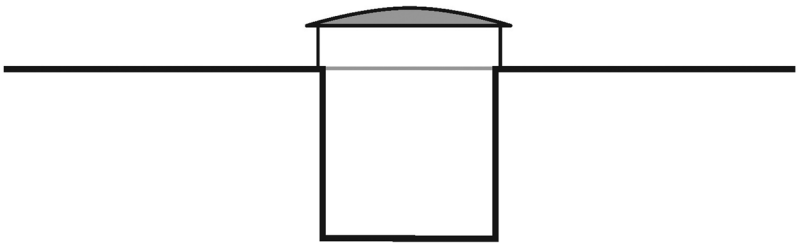


I et terrænnært depot udgør alle bygninger og selve depotet en integreret del af jordvolden som udgør omkredsen. Bygningerne foreslås at være lavere end jordvolden, integreret i jordvolden eller at stikke ud fra skråningen ind mod midten af anlægget. Tagbelægningen foreslås at være af samme materiale som volden, således græsbelagt, hvis volden er græsbeklædt.



Indhegningen af anlægget kan placeres udenfor volden j eller som et supplement til volden. Indhegningen kan eventuelt integreres i voldanlægget eller elektroniske løsninger kan overvejes med henblik på at undgå konstruktioner, der indebærer traditionelle trådhegn eller lignende.

Ved et mellemdybt depot dækkes den åbne udgravning i anlæggets centrum med en baldakin eller en mere lukket, men lettere, struktur, som vil kunne fjernes, når depotet er lukket. Strukturen bør være relativt diskret, når den betragtes fra omgivelserne.



Tekniske anlæg bør i vid udstrækning integreres i depotet. Størrelsen af de tekniske anlæg, såsom kraner, bør om muligt være lavere end jordvolden eller bør kunne løftes og sænkes med henblik på at minimere det visuelle indtryk, når de ikke er i brug.



5.4 Tilpasning til det omkringliggende landskab

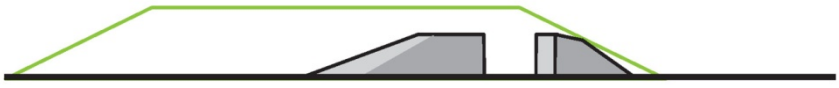
Som nævnt kan depot-designet ændres med henblik på enten at integrere det fuldstændigt med omgivelserne eller at adskille det fra landskabet som et geometrisk separat element.

Der er fordele ved begge løsninger:

- Hvis anlægget integreres så meget som muligt, vil ingen tage anstød af dat, da det er "usynlige". På den anden side kan depotet derved blive sværere at genkende i fremtiden.
- Hvis depotet er fuldt synligt i omgivelserne og kun i begrænset omfang inkorporerer landskabselementerne, vil det være lettere at blive opmærksom på anlægget og opretholde den nødvendige agtpågivenhed i fremtiden.

Den foreslåede løsning er at designe depotet med en ydre afgrænsning, som forbinder anlægget til omgivelserne, og samtidigt opretholde den indre geometri. Designet omfatter således både en lokal tilpasning og en mulighed for at genkende depot-strukturen set fra oven i lang tid fremover.

Hvis depotet placeres på en plan overflade, vil fanlægget blive opfattet som en lille bakke. Den runde form sikrer overensstemmelse med naturlige former i det omgivende landskab. I denne landskabsform anbefales det at opretholde den ydre omkreds som en ren geometrisk form. Tilhørende bygninger såsom besøgscenteret og behandlingsanlægget kan med fordel placeres tæt på indgangspartiet med henblik på at danne en "port".



Hvis anlægget placeres lavere end det omgivende landskab, vil referencen til den runde vikingeborg være mere indlysende. Det omgivende landskab kan integreres i den ydre del af jordvolden, hvis den indre form bevaret. Hvis depotet suppleres med bygninger beliggende udenfor, kan disse placeres på afstand, således at de har udsigt over anlægget.

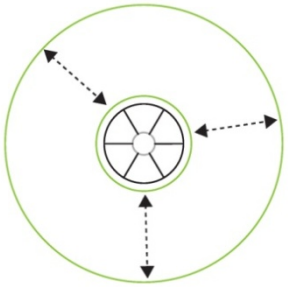


Hvis depotet placeres på toppen af en bakke eller ovenfor en skråning vil jordvoldenfå anlægget til at udgøre en integreret del af landskabet, hvis det ses nedefra. Den ydre omkreds bør formes i overensstemmelse med de omgivende landskabselementer. Tilhørende bygninger kan placeres på afstand således at de udgør anlæggets indgangsparti.



Depotets størrelse hænger sammen med de tekniske og funktionelle behov og krav, men det foreslåede design kan uden problemer transformeres til at kunne tilpasses de omgivende landskabselementer.

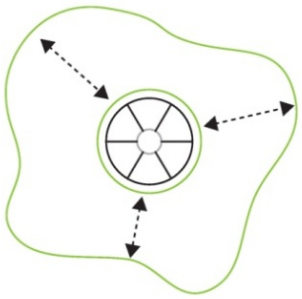
- Hvis den ydre omkreds, kan den indre omkreds bevares.



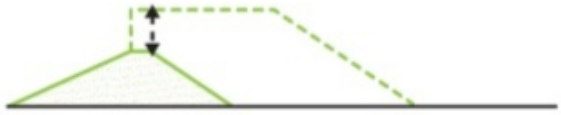
- Hvis omgivelserne kræver en begrænset højde på anlægget, kan designet ændres i overensstemmelse hermed.



- Hvis integrering i omgivelserne kræver, at den ydre form ændres til det mere uregelmæssige end den foreslåede cirkel, kan dette gøres, sålænge den indre cirkel bevares.



- Den ydre skråning hældning kan ændres med henblik på enten at styrke depotets fremtoning eller integrere anlægget yderligere.



- Skråningerne kan beklædes med græs, andre beplantninger, grus, sten eller andre materialer med henblik på at tilpasse dem til omgivelserne.

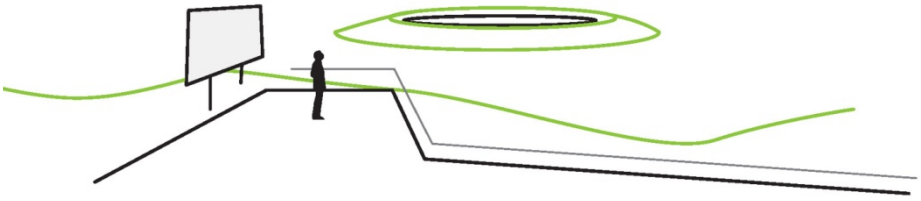


5.5 Offentlig adgang og lokalt visuelt udtryk

Depotet har offentlighedens bevågenhed, uanset hvad der gøres for at tilpasse det til omgivelserne. Anlæggets funktion er unik og har en indlysende uddannelsesmæssig værdi. Dette er baggrunden for forslaget om at opføre et besøgscenter, som vil opfylde de besøgenes behov for et interaktivt udstillingsområde kombineret med mere underordnede servicefunktioner. På trods af anlæggets høje sikkerhedsniveau må det ikke fremstå som hemmeligt. Forbindelsen mellem besøgscenteret og depotet skal være tæt, selvom besøgsceneteret er placeret uden for sikkerhedsafgrænsningen.

Adgangen til anlægget skal være lettilgængelig og ikke skjult. Den ovennævnte tilpasning til omgivelserne skal styrke den positive opfattelse af fremtoningen i nærområdet.

Hvis anlægget kan ses fra et givent udsigtspunkt i nærområdet, kan et karakteristik referencepunkt etableres sammen med en forklarende skiltning eller et besøgscenter.



Hvis det ønskes, kan besøgscenteret udformes som et lille landemærke ved indgangen til anlægget udenfor selve anlæggets afgrænsning. Centeret bør designes i henhold til principperne bag depotdesignet for at gøre tydeliggøre dem for omgivelserne.

5.6 Beplantning på depotet

Hvis depotet placeres i et område med sparsom eller uden beplantning, bør jordvolden beklades med græs, jord eller sten fradet omkringliggende landskab. Det er ikke tilrådeligt at anvende beplantning, der er fremmed for området.

Hvis det omgivende landskab har forholdsvis høj og lineær beplantning, kan detaljeringen af depotetsudformning i nogen grad forsøge at koble til dette. Linjerne i anlæggets belægningsvinger kan forlænges ud i omgivelserne for at koble til de lineære strukturer i omgivelserne.



Hvis depotet placeres i et tæt beplantet område, bør indhugget i denne tages i betragtning. Forholdet mellem depotets strikse geometri og indhugget i beplantningen skal overvejes nøje. Når et objekt (depotet) skal placeres i et defineret rum (indhugget i beplantningen), er resultatet symbiotisk eller modsætningsfyldt. Lokale overvejelser eller det endelige depot-design vil have betydning for, hvorvidt den symbiotiske eller den modsætningsfyldte løsning er den rigtige. Depotet bør opfattes som et "møbel" i et rum, hvor beplantningen udgør murene.



Hvis lavere beplantning som for eksempel buskads, højt græs eller siv er hovedbestanddelen i omgivelserne, kan mønstre i disse lave beplantninger rage ind over depotets omkreds for at integrere faciliteterne i omgivelserne.

5.7 Bæredygtighed

For at sikre størst mulig bæredygtighed af anlægget, bør den ydre vold og tagene på bygningerne beklædes med samme, gennemtrængelige materiale som omgivelserne.

Om muligt bør lokal håndtering af regnvand være en del af projektet. Dette medfører, at forholdet mellem hårde og bløde, gennemtrængelige overflader om muligt skal sikre, at regnvand som falder på og udenom depotet, kan nedsives lokalt. Der bør naturligvis tages højde for, at mængden af regnvand der trænger ind i selve depotet, minimeres.

Jordbalancen skal så vidt det er muligt opretholds. Dette vil indebære, at de materialer, der er udgravet i forbindelse med anlæggelsen af depotet, genbruges i selve anlægget, eksempelvis som del af den ydre jordvold. Materialer kan også hentes i nærheden om muligt. Noget materiale til jordvolden kan fremkomme som resultat af anlæg af grøfter eller regnvandsbassiner til at bortlede overfladevand fra depotet.

Alle de benyttede materialer bør være svært nedbrydelige.

Alle fdele af anlægget skal være lette at vedligeholde. Buskads kan plantes på jordvolden. Det er vigtigt, at de valgte plantearter kræver meget lidt vedligeholdelse, kan vokse i den øverste meter jord og på samme tid forebygge jorderosion.

5.8 Håndtering af depotets fremtoning i hele dets levetid

I løbet af den periodehvor depotet er åbent (de første 30 år), bør depotet bibeholde sit udseende som ved etableringen, muligvis med mindre interne og eksterne bygnngstilføjelser. Hovedindtrykket af anlægget bør i vid udstrækning fremstå som uændrede. For at vedligeholde indtrykket, anbefales det at implementere en vedligeholdelsesplan. Dele af anlægget er muligvis afspærrede i dele af denne periode, men dette bør ikke have indflydelse på det overordnede indtryk.

Det anbefales, at depotet derudover i vid udstrækning bevarer sit udseende de næste 30-100 år med den samme omkreds som anlagt fra begyndelsen. Indercirklen bør vedligeholdes og holdes fri for uønsket plantevækst, således at det er muligt at se symbolet for radioaktivitet og derigennem forstå, at området er et særligt sted med en speciel funktion.

I årene her vil det være muligt at opretholde især den indvendige cirkulære gård og måske revurdere sikkerhedsafgrænsningen. Det kan tillades, at anlægget blandes mere med det omkringliggende landskab ved at integrere de ydre skråninger mere med omgivelserne.

Det er vigtigt, at anlægget og vedligeholdelsesplanen nævnes i alle optegnelser og databaser, således at anlægget opfattes som et sted, der skal passes på og bevares så uberørt som muligt.

6 Koncept for den indledende sikkerhedsanalyse

Formålet med den indledende sikkerhedsanalyse er at etablere et grundlag for valg af depotdesign og placering. Analysen omfatter primært en sammenligning af depottyper og de geologier, hvori depotet placeres. Sekundært vurderes affaldets konditionering og emballage samt virkningen af at anvende fyldmaterialer.

Sammenligningen sker på basis af identifikation og kvantificering af de mulige uheld og uønskede konsekvenser (hasarder), der vil være knyttet til de forskellige alternativer. De mulige påvirkninger varierer betydeligt med både depotets placering i forhold til jordoverfladen og de geologiske lag, hvori det er placeret. Derfor er et stort antal relevante placeringer undersøgt.

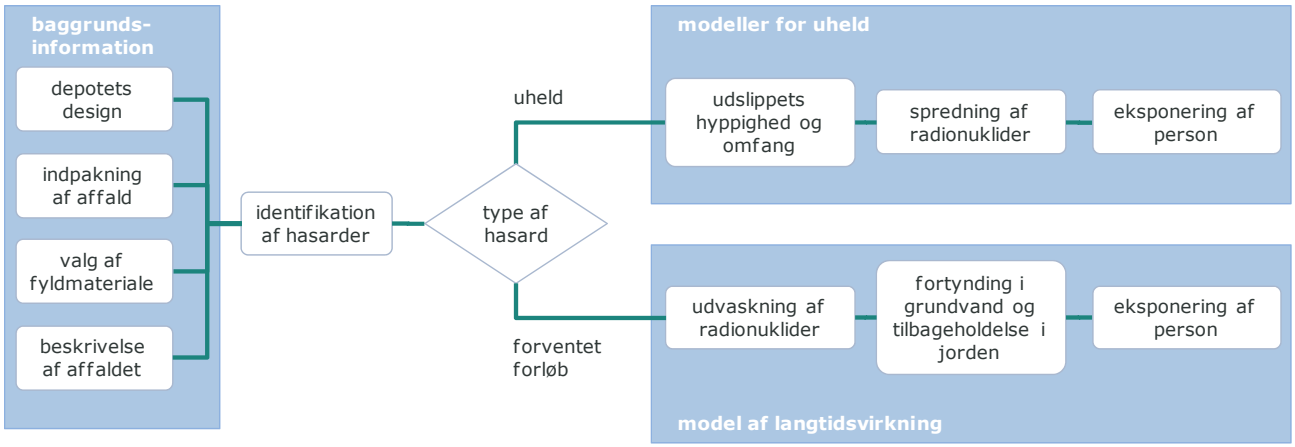
I sikkerhedsanalysen sker vurderingen på basis af eksponeringen af en på forhånd defineret repræsentativ person, som er en relativ tæt nabo til depotet.

En af de væsentligste årsager til potentielt uønsket eksponering fra depotet er den udvaskning af de radioaktive stoffer, der vil ske med tiden, fordi vand trænger ind i depotet og depotets konstruktioner såvel som affaldsbeholderne vil blive nedbrudt. Ud fra en statistisk betragtning er sandsynligheden for denne hændelse 1. Spørgsmålet er, hvordan sikres det, at udvaskningen forsinkes så længe, at de radioaktive stoffer når at henfalde så meget, at strålingspåvirkningen bliver lille sammenlignet med baggrundsstrålingen. Af denne grund er modelleringen af udvaskningen af de radioaktive stoffer og materialer fra depotet og deres transport til overfladerecipienter og grundvand en vigtig del af sikkerhedsanalysen, tillige med eventuel langsigtet udsivning af gasformige nuklider til atmosfæren.

For denne type påvirkning ser analysen på betydningen af den mulige variation i de parametre, der har betydning for eksponeringen af den repræsentative person. På grund af den generiske form som en indledende sikkerhedsanalyse nødvendigvis må have, fordi de konkrete lokaliteter endnu ikke er kendt, kan denne variation være meget stor. Det vil ikke på samme måde være tilfældet for en konkret lokalitet, hvilket også diskuteres i anbefalingerne. Den store usikkerhed, der knytter sig til resultaterne af den indledende sikkerhedsanalyse er også baggrunden for de senere anbefalinger med hensyn til den mere specifikke dataindsamling, der skal udføres senere i processen for de udpegede lokaliteter.

Uheld, dvs. uønskede hændelser, der måske vil indtræffe (sandsynligheden er mindre end 1) er en anden væsentlig mulighed for, at anlæggets omgivelser og naboer kan udsættes for uønskede påvirkninger. Udslip af skadelige stoffer vil typisk ske til atmosfæren og/eller til overfladevand.

Figur 6.1 giver et overblik over forløb og hovedpunkter i sikkerhedsanalysen.



Figur 6.1 Forløb og hovedpunkter i sikkerhedsanalysen

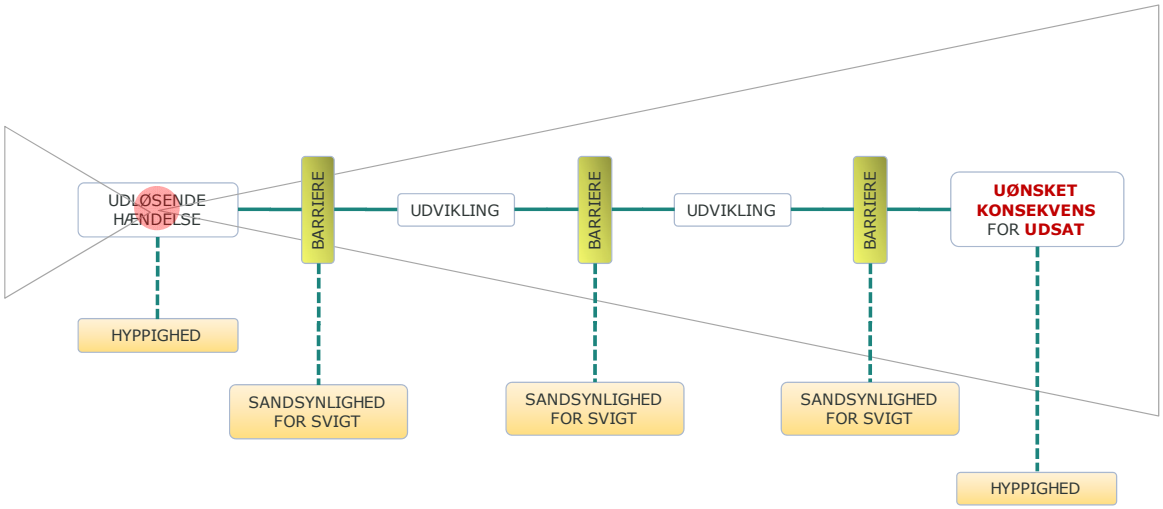
De kvantitative modeller, der er udviklet for at beregne den dosis, den repræsentative person modtager, indeholder som nævnt et meget stort antal parametre, hvis størrelse ikke kendes præcist. I nogle tilfælde skyldes usikkerheden en naturlig variabilitet (f.eks. vejrforhold), i andre tilfælde består usikkerheden som nævnt i en manglende viden om specifikke lokale forhold (f.eks. hydraulisk ledningsevne af geologisk lag). For at belyse betydningen af disse usikkerheder er der foretaget Monte Carlo simuleringer, hvor væsentlige parametre varierer indenfor forventelige intervaller.

6.1 Begreber

En *hasard* kan defineres som en mulighed for at forvolde skade. En *risiko* er en kombination af sandsynligheden for skade under veldefinerede omstændigheder samt en beskrivelse af skadens omfang.

I løbet af depotets levetid kan en hasard realiseres og uønskede konsekvenser forekomme; men det er ikke altid sikkert, at det vil ske.

En hasard kan illustreres som vist på Figur 6.2. En udløsende hændelse starter en udvikling frem mod en uønsket konsekvens for den, der eksponeres. For at standse uheldet eller reducere dets konsekvenser kan der være etableret et antal sikkerhedsforanstaltninger eller *barrierer*. Hyppigheden af den udløsende hændelse sammen med sandsynligheden for at barriererne fejler, bestemmer den hyppighed, hvormed de uønskede konsekvenser for den eksponerede forekommer. Hasardens risiko er kombinationen af hyppighed af forekomst og omfang og alvor af de uønskede konsekvenser.



Figur 6.2 *Illustration af hasard. En udløsende hændelse starter et forløb frem mod uønskede konsekvenser.*

Der kan være adskillige årsager til, at den udløsende hændelse indtræffer og hasarden kan udvikle sig frem mod uønskede konsekvenser af forskelligt omfang. Når man ønsker at bestemme hasardens risikoniveau, skal man i princippet addere risikobidrag for alle de del-hasarder, hasarden dækker. Ofte simplificeres beregningerne således: 1) Der gives en samlet værdi for hyppigheden af den udløsende hændelse og 2) Der udvælges én enkelt konsekvens, som repræsenterer alle uønskede konsekvenser. Denne konsekvens vælges som et "værste tilfælde". Øvrige uheldforløb og deres risici betragtes som små og de analyseres ikke.

De vigtige hasarder i dette forprojekt indeholder transportprocesser. Skadelige stoffer kan tilbageholdes eller transporteres gennem forskellige materialer, før en brøkdel når en udsat person. Parametre som den brøkdel, der tilbageholdes af forskellige barrierer, den fortynding der sker inden stoffet når frem eller den tid der medgår (her er radioaktivt henfald en væsentlig barriere) er usikre parametre som bedre kan beskrives ved en sandsynlighedsfordeling frem for en enkelt parameter. Sådanne fordelinger modelleres ved hjælp af en Bayesiansk beregningsmodel.

6.2 Planlægning af analysen

6.2.1 Formål

Identifikation of kvantificering af hasarder udføres i to trin med hvert sit sigte:

- Udvælgelse af de depottyper og placeringer, der kan være acceptable
- Udvælgelse af optimalt design og placering.

Formålet med det første trin er at understøtte udvælgelsen af acceptable alternativer for design og placering af depotet. Nogle alternativer kan evt. medføre en uacceptabelt høj sandsynlighed for uheld eller en udvikling, der kan føre til uønskede konsekvenser, dvs. alternativets risiko er uacceptabel. Disse muligheder udelukkes fra videre analyse.

Formålet med trin to er at understøtte valget af den optimale løsning. Løsningen optimeres med hensyn til omkostninger. Ud over de planlagte omkostninger til etablering og drift kan også uheld medføre omkostninger. I dette trin prissættes og analyseres ulykker og de vægtes med deres sandsynlighed for at indtræffe.

I forstudiet er der primært arbejdet med det første trin, fordi der i forstudiet arbejdes med generiske typer af anlæg og placering. Når anlæggets nøjagtige placering og omgivelser ikke kendes, er det vanskeligt at bedømme uhelds omfang og dermed deres omkostninger. Andet trin kan udføres i et senere studie, hvor der skal vælges mellem specifikke lokaliteter. Her kan omkostninger fastsættes med langt mindre usikkerhed, og der kan gives bedre skøn over antallet af udsatte nu og i fremtiden.

I forstudiet er der dog givet vejledende opgørelser af samfundets tab i forbindelse med forskellige typer af uønskede konsekvenser, se Kapitel 10.

6.2.2 Afgrænsning

Værdien af en risikoanalyse er meget afhængig af, om alle væsentlige hasarder er identificeret og vurderet. De hasarder, der udgør den væsentligste risiko, skal analyseres i detaljer.

Planlægning af identifikationsprocessen kræver en klar definition af hvilke typer af hasarder, der skal undersøges. Dvs.

- Hvem er udsat?
- Hvilke konsekvenser er uønskede
- Hvilke typer hasarder kan forårsage denne skade?

Når disse spørgsmål er besvaret kan arbejdet med identifikation af hasarder planlægges, se figur 6.3.



Figur 6.3 Planlægning af identifikation af hasarder

Afsnit 6.4 beskriver valget af betragtede udsatte. En nærmere diskussion af hvilke typer af hasarder, der er relevante for sikkerhedsanalysen er givet i afsnit 6.5. I afsnit 6.6 gives en gennemgang af typiske uheldsscenarier.

6.2.3 Identifikation og screening af hasarder

Den grundlæggende identifikation af hasarder er sket på en workshop. Her deltog en række af projektets eksperter samt medarbejdere fra Dansk Dekommissionering. På workshoppen blev identifikationen styret af en i forvejen udarbejdet liste over mulige typer af uheld. Med udgangspunkt i listen formulerede deltagerne de præcise hasarder for de alternative design og placeringer af depotet. Den systematiske fremgangsmåde sikrede, at alle relevante typer af hasarder blev gennemgået.

Hasarderne er dokumenteret i en hasard liste.

På workshoppen udførte eksperterne en screening af hasardernes risikoniveau. I nogle tilfælde kunne det umiddelbart afgøres, at risikoniveauet var så lavt, at yderligere analyse og undersøgelse ikke var nødvendig.

6.2.4 Detaljeret vurdering af hasarder

Når det ikke umiddelbart kunne afgøres, at hasardens risikoniveau er uden betydning er hasarden efterfølgende blevet analyseret i detaljer. Hasarden, dvs. uheldsscenariet er beskrevet omfattende:

- Den udløsende hændelse og et estimat af dennes hyppighed
- Mulige konsekvenser og de, der er udsat
- En række tilstande i hasardens udvikling frem mod de beskrevne uønskede konsekvenser
- Alle barrierer, der forhindrer udvikling af hasarden fra en udviklingstilstand til den næste og en vurdering af barriernes sandsynlighed for at svigte
- En vurdering af hasardens risikoniveau baseret på hyppigheden af den udløsende hændelse, barriernes sandsynlighed for at svigte og den uønskede konsekvens.

I nogle tilfælde har det været nødvendigt at gennemføre meget detaljerede konsekvensberegninger. Dette gælder specielt, når hasarden omfatter spredning af radionuklider til omgivelserne i form at støv eller opløst i grundvand eller overfladevand.

6.3 Valg af udsatte

Sikkerhedsanalysen giver et estimat af den dosis en repræsentativ person vil modtage både pga. at depotets forventelige udvikling og som følge af uheld. En "repræsentativ person" er det begreb, der har erstattet begrebet "kritisk gruppe" i ICRPs anbefalinger. I overensstemmelse med disse anbefalinger vil den repræsentative person være en hypotetisk person, men de vaner og den levemåde, der karakteriserer personen skal være typiske for den lille del af befolkningen, der forudses at udgøre de mest udsatte personer - dvs. ikke den person, der har de allermest uhensigtsmæssige vaner i forhold til eksponering. Vaner omfatter emner som fødemidler, kostsammensætning, indåndingsvolumen, placering, forbrug af lokale ressourcer og lignende, der kan påvirke dosis (ICRP, 2006 & 2007).

På nuværende tidspunkt findes der ikke fastsatte dosisgrænser for beskyttelse miljøet, selvom sådanne har været under udarbejdelse i nogen tid[16]. Svarende til det, der nu gælder for mennesker, arbejdes der frem mod en definition af "repræsentative dyr og planter" i ICRP publikation 108 (ICRP, 2008). På denne baggrund og på grund af undersøgelsens generiske karakter, hvor den faktiske placering af depotet ikke kendes er det besluttet[17] ikke at udarbejde en undersøgelse af eksponeringen af miljøet på nuværende tidspunkt.

Ligeledes er der ikke udarbejdet en særlig analyse af eksponeringen af medarbejdere. En sådan undersøgelse bør foretages i henhold til de metoder der generelt anvendes for dette formål i forbindelse med aktiviteterne i Risø-området. I analysen er der identificeret en række uheld i forbindelse med anbringelse og en evt. senere fjernelse af affaldet fra depotet. For disse er forskelle mellem depottyperne fremhævet og anbefalinger om risikoreducerende foranstaltninger givet.

6.4 Hasarder relevante for sikkerhedsanalysen

6.4.1 Uønskede påvirkninger

Depotet har potentiale for at udsætte den repræsentative nabo for følgende typer af uønskede påvirkninger:

[16] En generisk værdi på 10 microGy pr time er foreslået i Andersson et al (2009): Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (protect): Proposed numerical values, Journal of Environmental Radioactivity, 100, pp 1100 - 1108.

[17] På møde med Dansk Dekommissionering

- Stråling
- Giftige stoffer[18].

De to typer af farlige påvirkninger er forskellige på den måde, at de radioaktive stoffer henfalder med tiden, medens de giftige stoffer vedvarende vil være farlige.

Den indledende sikkerhedsanalyse behandler primært de farer, der vedrører stråling, da denne fare ved analysens start blev vurderet som den betydeligste.

Udsættelse for giftige stoffer (primært tungmetaller) er vurderet ved at sammenligne de koncentrationer, det er muligt at opnå i omgivelserne med de kriterier, der gælder for drikkevand i Danmark[19] eller hvor sådanne ikke findes med typiske baggrundsværdier eller tilsvarende andre kriterier for drikkevand. Denne fremgangsmåde er benyttet, fordi der ikke er givet værdier for acceptable koncentrationer af alle relevante tungmetaller[20].

Skade pga. stråling fra radioaktive stoffer, der findes inden for depotets område kan forekomme, hvis de barrierer, der skal beskytte mod strålingen fejler eller helt forsvinder.

Skade pga. stråling fra radioaktive stoffer, der har spredt sig til et område uden for depotet kan ske pga.:

- Indånding af støv eller gasser som indeholder radionuklider (vand med tritium udgør et særligt problem)
- Indtagelse af fødemidler eller væsker med indhold af radionuklider
- Udsættelse for stråling fra genstande i den udsattes nærhed. Specielt hvis radionuklider ophobes i særlige områder, hvor den udsatte ofte befinder sig. Også badevand kan blive kontamineret med radionuklider.

Diskussionen ovenfor peger på, at de hasarder, der har betydning alle er af samme type:

- Affaldets emballage og andre menneskeskabte barrierer svigter eller fungerer ikke som planlagt, hvorefter indholdet spredes til omgivelserne. De farlige stoffer spredes i omgivelserne og når frem til den udsatte via flere og meget forskellige transportveje.

[18] Udtrykket "giftige" dækker her alle vedvarende (ikke stråling) skadelige påvirkninger fra grundstoffer eller forbindelser i affaldet.

[19] Sammenligning med drikkevandskriterier er også sket for tritium, da der i Danmark netop findes et sådant kriterium.

[20] F.eks. for cadmium og bly

6.5 Typiske hasarder og scenarier

Som nævnt i kapitlets start er følgende oplysninger nødvendige for at kunne beskrive en hasard fyldestgørende: En udløsende hændelse, forskellige udviklingstrin frem mod den uønskede konsekvens samt de barrierer, der forhindrer udviklingen.

6.5.1 Udløsende hændelser

Den udløsende hændelse kan beskrives som den hændelse, der betegner overgangen mellem det normale planlagte forløb og uheldet[21]. I nærværende analyse omfatter den udløsende hændelse oftest skade på affaldets indpakning på en sådan måde, at det ikke længere virker afskærmende på stråling eller tillader skadelige stoffer at spredes i omgivelserne.

Hyppigheden af den udløsende hændelse kan skønnes eller beregnes på basis af hyppigheden for an særlig handling samt evt. også sandsynligheden for, at alle de barrierer, der forhindrer den udløsende hændelse i at forekomme svigter.

Identifikationen af de udløsende hændelser er sket systematisk styret af en liste af ledeord specielt opstillet for projektet. Listen er struktureret med hensyn til depotets øjeblikkelige driftsfase:

- Anbringelse af affald i depotet
- Operation og overvågning af depotet
- Fjernelse af affald fra depotet
- Depotet er lukket og ikke længere overvåget.

I analysen lægges vægt på at identificere hasarder, der er meget forskellige for de forskellige typer af depot, der undersøges.

Når affaldet er på plads i depotet vil affaldsbeholderne være udsat for de forhold, der er hersker i depotet, herunder især fugtighed eller vandfyldning.

Affaldsbeholdernes tilstand vil til en vis grad blive overvåget så længe depotet er åbent, og der holdes øje med om kontamineret vand eller aktive gasser spredes til omgivelserne. Sker der skade på beholderne er der mulighed for at etablere afværgende foranstaltninger. Når affaldet har været opbevaret i depotet i en årrække kan de blive besluttet, at det skal fjernes. I løbet af tiden i depotet kan beholderne være blevet svækket, således at de lettere beskadiges under flytningen. I den samme periode er strålingsniveauet reduceret, fordi de kortlivede radionuklider er henfaldet. Efter lukning af depotet vil der ikke længere være adgang til affaldet og forholdene inde i depotet styres ikke længere.

[21] Som ikke nødvendigvis behøver at være et uheld, men kan skyldes den forventede udvikling af forholdene i depotet.

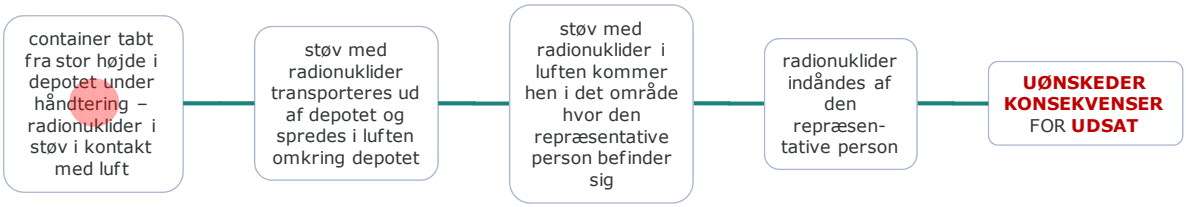
6.5.2 Uheldsforløb

Scenarierne beskriver uheldenes forløb fra den udløsende hændelse til de uønskede konsekvenser. Ved opstilling af scenarierne er der taget udgangspunkt i, hvor de skadelige forbindelser findes:

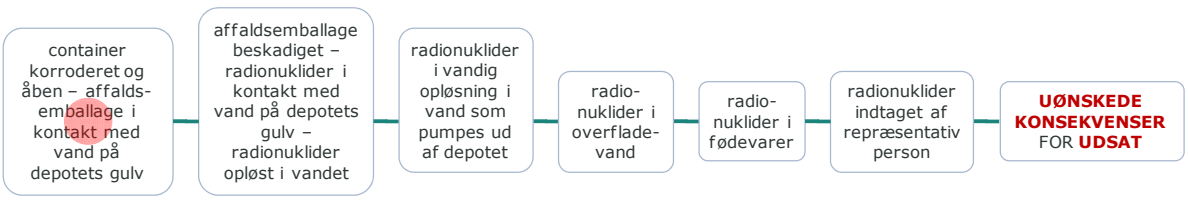
Typiske udviklinger, dvs. steder på stoffernes vej fra den udløsende hændelse til eksponering af den udsatte person er:

- Emballeret i en lukket affaldsbeholder (basis)
- I individuel emballage i en åben affaldsbeholder
- Som støv i depotet
- Som gas i depotet
- Opløst i grundvand inde i depotet
- Opløst i grundvand uden for depotet
- I en brønd
- I en recipient for overfladevand f.eks. sø, mose, å
- I en fjor eller i havet
- I dyr uden for depotet
- I planter uden for depotet
- I fødevarer
- Som gas i luften
- Som støv i luften
- Som støv på jorden
- På den repræsentative person
- I den repræsentative person (endelig)

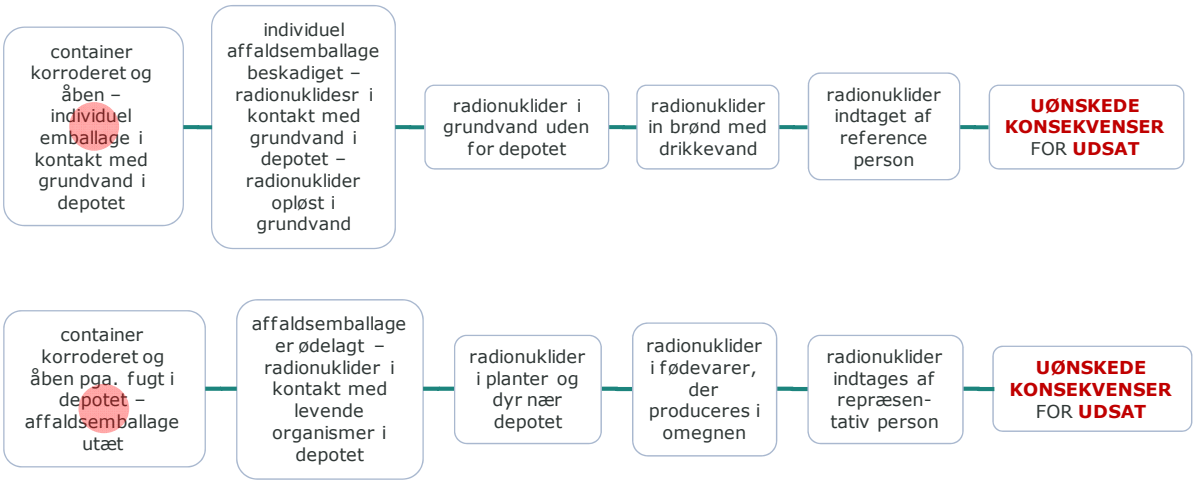
Nedenfor gives eksempler på scenarier:



Figur 6.4 Anbringelse og flytning af affald



Figur 6.5 Depot i drift



Figur 6.6 Lukket og passivt depot

Det er forudsat at udviklingen og derfor også scenarierne for relevante uheld er ens for forskellige typer af depot. Forskellen er hyppigheden hvormed den udløsende hændelse forekommer samt i særdeleshed art og pålidelighed af barrierer.

6.5.3 Barrierer

En barriere kan ikke ved blot at fejle udløse uønskede konsekvenser. Barrierernes pålidelighed kan kvantificeres enten som et enkelt tal, der beskriver sandsynligheden for svigt eller, hvis barrieren har varierende effektivitet, som en pålidelighedsfunktion.

A scenarierne er barriererne placeret mellem steder, hvor radionukliderne kan være. Barriererne beskriver således foranstaltninger, der stopper, tilbageholder eller fortynder de skadelige stoffer.

Medarbejdere vil være placeret inde i depotet eller i dets umiddelbare nærhed. Derfor kan de umiddelbart være udsat for skadelige påvirkninger, selvom affaldet er under kontrol og stadig i affaldsbeholderne. Naboer (den repræsentative person) opholder sig i nogen afstand fra depotet, hvorfor mekanismer, der transporterer de skadelige stoffer fra depotet til naboen er af betydning.

Barrierer, der kan forhindre eksponering, kan være:

- Konditionering
- Depotets struktur, dvs. dets betonvægge
- Filtre i ventilations- og afvandingssystemer
- Jordlag rundt om depotet
- Afstand
- Bygning
- Tid (henfald af radionuklider).

Barrierer, der tilbageholder og forsinker spredningen af radionukliderne, kan være:

- Tilbageholdelse i depotet pga. tætte affaldsbeholdere
- Tilbageholdelse i fyldmaterialer i depotet pga. adsorption
- Tilbageholdelse i jord pga. adsorption
- Midlertidigt ophold i planter eller dyr.

I særdeleshed er de hydrauliske parametre for fyldmaterialer og jordlag omkring depotet af væsentlig betydning.

Tiden vil imidlertid også betyde at kvaliteten af visse barrierer forringes. Med tiden kan nogle barrierer svigte uden at dette opdages eller udbedres. Både nu og i fremtiden, når depotets placering evt. er glemt er følgende relevant:

- Nedbrydning af konstruktioner pga. frost og tø
- Skade på konstruktioner som følge af fremtidige udgravninger/konstruktionsarbejder på stedet
- Skade pga. aktiviteter i forbindelse med råstofindvinding
- Skade pga. bevægelse i jordlagene, jordskælv etc.
- Ændringer i grundvandsniveauet
- Oversvømmelse f.eks. pga. sigende vandstand i havene.

Nedbrydning af barriererne med tiden er væsentlig, når der ses på transportfænomener lang ud i fremtiden.

Barrierer, der spreder og fortynder radionukliderne, kan være:

- Vind
- Grundvand
- Overfladevand.

Disse barrierer vil generelt reducere eksponeringen af den repræsentative person, men de er også samtidig det middel, der transporterer de skadelige stoffer hen til denne person.

Sikkerhedsvurderingen for de forskellige depottyper[22] omfatter sandsynligheden for at stofferne frigives, hvor meget der frigives samt de påvirkninger den repræsentative person udsættes for via alle relevante eksponeringsveje. Endvidere vises usikkerheden på modelparametrene.

6.6 Acceptkriterier

Stråling

I forbindelse med beslutningen om at etablere et depot for mellemaktivt radioaktivt affald i Danmark blev der opstillet nogle kriterier til brug for en vurdering af, hvorvidt den dosis befolkningen udsættes for er acceptabel (Ministeriet for sundhed og forebyggelse, 2008).

[22] Inklusive den omliggende geologi, mængden af affald samt fyldmaterialers egenskaber

Operationel fase[23]:

- Optimering: Generelt skal alle doser holdes så lave som det med rimelighed kan opnås.

- Dosisbegrænsning: Ingen person må modtage doser, der overstiger de dosisgrænser, der er fastsat i Sundhedsstyrelsens bekendtgørelse nr. 823 af 31. oktober 1997, om dosisgrænser for ioniserende stråling.

Fordi dosisgrænsen er gældende for samtlige de kilder til radioaktiv dosis, den repræsentative person udsættes for, er det nødvendigt at afgøre, hvor stor en brøkdel af kriteriet, der kan tilskrives eksponering fra depotet. Her gives både kriterier for planlagt eksponering (forventede langtidseffekter) og eksponering som følge af uheld.

For medlemmer af offentligheden foreslås en dosisgrænse på 0,1 mSv pr. år. Denne værdi er i overensstemmelse med de krav, der i dag stilles til Dansk Dekommissionerings anlæg i Risø-området.

Efter lukning[24]:

- Den forventede og den eventuelle udsættelse for stråling skal minimeres under hensyn til såvel samfund som økonomi.

- Dosisgrænsen for medlemmer af offentligheden som følge af forventede og vedvarende udslip af radionuklider fra depotet foreslås fastsat til 0,01 mSv pr år.

- Som udgangspunk for planlægning og godkendelse af et affaldsdepot foreslås dosisgrænsen for uheldshændelser fastsat til 1 mSv pr. år.

For begge faser gælder at optimering af risikoreducerende tiltag også bør ske når dosis er estimeret til at ligge under dosisgrænserne. Dette er i overensstemmelse med ICRPs anbefalinger (ICRP, 2007).

Tungmetaller

I Danmark findes kriterier for drikkevandskvaliteten mht. bly og cadmium (Miljøstyrelsen, 2006). De estimerede koncentrationer af disse stoffer i brøndvand sammenlignes med disse.:

- Cadmium: 2 µg/liter
- Bly: 5 µg/liter.

Der eksisterer ikke danske kriterier for indhold af beryllium og uran. US EPA har fastsat et kriterium for beryllium, som foreslås anvendt. (US Department of Health and Human Services, 2002). For uran foreslås at der anvendes et kriterium baseret på det naturlige indhold i aflejringer fra kvartærtiden (IAEA, 2005a). På denne baggrund foreslås følgende kriterier for beryllium og uran:

[23] Og i tilfælde af senere fjernelse af affaldet fra depotet.

[24] Med eller uden overvågning

- Beryllium: 4 µg/liter
- Uran: 0,001 µg/liter.

6.7 Tidsramme for analysen

Tidsrammen for vurderingerne, dvs. tidsrammen for forstudiet er således:

- Anbringelse af affaldet i depotet, år 1,
- Drift af depotet, de første 30 år,
- Fjernelse af affaldet, inden for de første 30 år,
- Overvågning af depotet, mindst 30 år
- Perioden efter lukning, 30 til 10.000 år for uheld og op til 1.000.000 år for langtidspåvirkninger.

Perioden efter lukning antages at omfatte en moniteringsfase, der varer til år 100 efter etableringen. Kendskab til depotets eksistens antages at være væk efter 300 år. For perioden efter lukningen af depotet er der foretaget en vurdering af uhelds risiko for de repræsentative år: 100; 300; 1.000; 3.000 og 10.000. Det meget lange tidsrum for langtidsvirkningerne skyldes tilstedeværelsen af de meget langlivede α-nuklider, der i nogle tilfælde udvikler sig således at dosis øges efter en lang årrække.

7 Vurdering af langtidspåvirkninger

I den indledende sikkerhedsvurdering er langtidspåvirkningerne vurderet for de forskellige mulige depottyper placeret i de forskellige evaluerede mulige geologier. Som tidligere nævnt er både depottyperne og geologierne generiske på dette tidspunkt, hvilket resulterer i en mulig stor variation i de parametre, som påvirker den beregnede påvirkning på en valgt repræsentativ person. På et senere stadie i beslutningsprocessen kan sikkerhedsvurderingerne udføres baseret på et smallere spænd af parameterværdier, som er relevante for de konkrete kombinationer af depottype og geologi.

Som en del af hasard identifikationen, er der blevet identificeret et antal af hændelser, som relaterer sig til langtidspåvirkningen. Disse situationer er anført i tabel 7.1.

Nogle af disse hasarder er kun relevante for nogle af depottyperne. Relevante kombinationer af hasard og depottype er angivet med et "x" og ingen relevans er markeret med et "-". Et antal hasarder udgør ikke nogen umiddelbar risiko, men kan gøre barrierer mindre effektive, eksempelvis ved at forøge korrosionshastigheden. Disse er indikeret med et "b".

Hændelse nummer D-4 på hasard identifikationslisten er den generelle langtidspåvirkning som følge af udsivning af nuklider til grundvandszonen, og den er derfor modelleret i grundvandsmodellen, imens et antal andre hændelser:

D-3, D-5, D-6, D-12 og D-14

er varianter af denne primære model som følge af ændringer i den tid, der vil gå, inden udsivning fra de forskellige depottyper opstartes. For depoter på jordoverfladen og terrænnære depoter under overfladen kan nogle hændelser medføre, at nukliderne udsiver til overfladevand, men disse vil blive behandlet i kapitel 8. D-11 omfatter den gradvise diffusion af gasformige nuklider til luften.

Sikkerhedsvurderingen af de anførte hændelser relateret til langtidspåvirkningen, er beskrevet i dette kapitel. Som nævnt tidligere, er variationen af parametrene der har betydning for den modtagne dosis på grund af langtidspåvirkninger ret stor[25].

[25] De reelle størrelsesordener kommenteres i de følgende sektioner.

Variationen i, hvornår udsivningen starter, kan i dette forstudie derfor antages at være inkluderet i denne ret store variation, og separate beregninger er derfor ikke blevet udført.

Beregning af langtidspåvirkningen på grund af udsivning til grundvandet er beskrevet i sektionerne 7.1 til 7.6. Dosis som følge af frigivelsen af de gasformige forbindelser er beskrevet separat i kapitel 7.7. De samlede resultater præsenteres i sektion 7.8.

Tabel 7.1 Hændelser der vedrører langtidspåvirkningen og variationer heri relevante for de forskellige depottyper. ASR= depot på jordoverfladen, NSR= terrænnært depot, MDR: mellemdybt depot, BORE= boring.

#	Hasard	ASR	NSR	MDR	BORE
D-3	Grundvandsniveauet bliver muligvis så højt, at niveauet fluktuerer i den zone, hvor affaldet ligger. Forbindelser vil opløses i vandet. Naboer eksponeres via vand og biota.	-	x	-	-
D-4	Depotet bliver fyldt med grundvand. Nukliderne osv. opløses i grundvandet og transporteres herved ud af depotet.	x	x	x	x
D-5	Trykket i depotet forøges grundet formeringen af gasser. Dette beskadiger depotets indhold, og nedbrydningsprocessen forøges.	b	b	b	b
D-6	Topmembranen i et depot over/nær jordoverfladen beskadiges, og overfladevand strømmer igennem depotet, hvilket opløser nuklider osv. Naboer eksponeres.	x	x	-	-
D-11	Gasformige forbindelser diffunderer igennem depotets indhold og op i den ovenliggende jord. Naboer eksponeres.	x	x	-	-
D-12	Depotindholdet beskadiges grundet bundfældninger, jordbevægelse, jordskælv eller lignende. Sprækker lader mere vand strømme igennem depotkonstruktionen.	b	b	b	b
D-14	Havniveauet stiger og fjerner depotet. Forbindelser spredes herved og opløses i vandet.	x	x	-	-

I kapitel 6 er begrebet repræsentativ person introduceret. I forstudiet er sikkerhedsvurderingen udført som en evaluering af mulige langtidspåvirkninger på sådan en repræsentativ person.

Da et af hovedformålene med dette forstudie er at lave anbefalinger med hensyn til valg af depottyper og generiske geologiske forhold, er brugen af en repræsentativ person som den mest passende tilgang. På et senere stadie vil mere specifik viden omkring de aktuelle mulige eksponeringsveje, som er relevant for en konkret lokalitet, kunne inddrages, såvel som viden omkring hvor mange personer, der rent faktisk påvirkes.

7.1 Potentiel eksponering fra langtidspåvirkninger

På langt sigt (efter mindst 300 år), vil både den emballage, der indeholder affaldet, og depotkonstruktionen være begyndt at blive nedbrudt, selv hvis omhyggelige foranstaltninger gøres for at udskyde dette i så lang tid som muligt.

Det kan resultere i eksponering af den repræsentative person. Eksponeringen kan være intern, dvs. gennem indtag eller inhalering af radioaktive nuklider eller tungmetaller, eller ekstern på grund af ophold i et forurenet miljø. Eksponeringen kan ske gennem påvirkninger ad forskellige eksponeringsveje:

- Anvendelse af grundvand som drikkevand for mennesker[26]
- Anvendelse af grundvand som drikkevand til dyr
- Anvendelse af grundvand til vanding af afgrøder
- Spisning af ferskvandsfisk fra vandløb og søer
- Spisning af fisk, krebsdyr og skaldyr fra havet
- Inhalering af damp og partikler
- Ekstern eksponering ved ophold udendørs

7.1.1 Intern eksponering

Intern eksponering sker efter forudgående optagelse af radioaktive nuklider i kroppen. Dette kan ske gennem inhalering af forurenet luft, indtag af forurenet vand og mad og optag gennem huden, hvilket som en forenkling ikke er betragtet her, da den relative påvirkning fra denne eksponeringsvej anses som værende lille i forhold til de andre eksponeringsveje[27].

Inhalering af forurenet luft forekommer både indendørs og udendørs, selvom indendørs eksponering vil være lavere grundet bygningens afskærmende virkning.

Forurening af luften med radioaktive nuklider kan komme både fra resuspension af jordpartikler, ved frigivelsen af nuklider bundet til partikler eller aerosoler og fra nuklider, som findes på gasform (eksempelvis radon og ^{14}C som CO_2, hvis tilstede).

Eksponering gennem oralt optag af radioaktive nuklider fra vand og mad vil afhænge af den fraktion af den indtagne mad og vand, som er forurenet, og af aktivitetsniveauerne i denne del af foderstoffet og vandet. Diætens sammensætning kan også have indflydelse på den interne eksponering, da forskellige grupper af madvarer kan have forskellige forureningsniveauer.

[26] Som tidligere nævnt er dette den brugte eksponeringsvej til evaluering af tungmetaller, da kriterierne eksisterer (eller er foreslåede) for sammenligneligheden af eksponering via denne vej. Disse kriterier blev oprindeligt lavet for at forsikre, at det samlede optag af forbindelser ikke er over det tilladte optag.

[27] Dette er muligvis ikke sandt, eksempelvis for tritum, som bør evalueres i større grad som del af sikkerhedsvurderingen for de specifikke beliggenheder.

7.1.2 Ekstern eksponering

Ekstern eksponering er en konsekvens af den bestråling, som udsendes fra radioaktive nuklider til det omkringliggende miljø: luft, vand og jord.

Eksponeringen af radioaktive nuklider i luften og i jorden vil være lavere indendørs, hvilket skyldes bygningens afskærmende effekt[28]. Det bør noteres, at sikkerhedsvurderinger af almindelig drift af eller frigivelse fra et dybt geologisk depot ofte konkluderer, at den eksterne dosis er ubetydelig i forhold til den interne eksponering.

I forstudiet vil doser blive beregnet udelukkende for voksne. I yderligere vurderinger, bør der foretages vurderinger for alle aldersgrupper som defineret af ICRP.

7.1.3 Eksponeringsforudsætninger

Ved udførelsen af en dosisvurdering under et forstudie, hvor hverken beliggenheden eller depotkonceptet er besluttet, og hvor de indledende klassifikationer af affaldet også er forenklede, vil en række forudsætninger være nødvendige med hensyn til den repræsentative persons vaner og brug af omgivelserne. For at sikre en konservativ/forsigtig tilgang forudsættes det, at den repræsentativ person anvender omgivelserne maksimalt og dermed dækker sit behov fra arealer m.m. i umiddelbar nærhed af depotet, som er potentielt forurenede (se eksempelvis SKB, 2006).

Andre situationer kan nemt vurderes på et senere stadie ved at anvende de faktiske andele af indtag af vand og fødevarer, som potentielt er forurenede. I forstudiet er indtag af forskellige fødevaregrupper baseret på Fødevaredirektoratet (2002), Nielsen & Andersson (2008) og DANVA (2009), hvor disse foreligger på svenske data, se Tabel 7.2.

I eksponeringsberegningerne antages det, at al indtag af kød og mælk stammer fra kvæg. Data for kvægets indtag af forskelligt foder er vist i Tabel 7.3.

Det antages desuden, at den repræsentative person opholder sig udendørs 20 % af tiden. I de sikkerhedsvurderinger for en konkret lokalitet, bør der laves en vurdering af betydningen denne antagelse.

En afskærmningsfaktor på 0,35 er indregnet i bestemmelsen af den eksterne indendørs eksponering.

Mulige påvirkninger af behandling af fødevarerne er ikke medtaget.

[28] Et antal sikkerhedsvurderinger foretaget i Sverige og andre steder har vist, at den eneste eksterne eksponering, som giver et betydeligt bidrag den totale langtidsdosis, er ophold på forurenet jord (Bergström et al, 1999).

Tabel 7.2 Indtag af diverse fødevarer m.m. benyttet i dosisberegningerne

Parameter	Enhed	Værdi	Reference
Vand	l/år	550	Baseret på de anbefalede 1,5 l/dag
Mælk	l/år	96	Nielsen & Andersson (2008)
Kød	kg/år	34	Nielsen & Andersson (2008)
Grønsager & frugt	kg/år	98	Nielsen & Andersson (2008)
Rodfrugter/kartofler	kg/år	60	Nielsen & Andersson (2008)
Kornprodukter	kg/år	75	Nielsen & Andersson (2008)
Jord	kg/år	0,01	Bergström et al (1999)
Fisk	kg/år	6	Fødevaredirektoratet (2002)
Krebsdyr	kg/år	1	Ingen data, antaget som halvdelen af det svenske forbrug
Inhalationsrate	m^3/h	1[29]	ICRP 101

Tabel 7.3 Kvægs indtag af diverse foder m.m. benyttet i dosisberegningerne

Parameter	Enhed	Værdi	Reference
Vand	l/dag	70	Bergström et al (1999)
Græsning	kg dw/dag	12,5	Nielsen & Andersson (2008)
Kornsorter	kg/dag	13	Nielsen & Andersson (2008)
Jord	kg/dag	0,1	Bergström et al (1999)

7.2 Samlet model for dosis via grundvand

For at vurdere den dosis en repræsentativ person med tiden vil kunne modtage som konsekvensen af den forventelige udsivning fra depotet er opstillet et samlet modelsystem. Modellen beskriver, hvordan grundvand med tiden vil sive gennem depotet og langsomt opløse og udvaske nukliderne. Stoffer vil blive transporteret af grundvandet til nærliggende recipienter og den repræsentative person vil kunne eksponeres.

Modelsystemet omfatter 3 delmodeller:

- Udvaskning fra depotet (kildeled): Depotmodellen
- Beregning af fortynding af nukliderne under transporten fra depotet til de relevante recipienter, herunder beregning af også tilbageholdelsen i jordlagene: Grundvandsmodel

[29] Oprundet fra tallet 0,92 m^3/h

- Beregning af samlet dosis den repræsentative person modtager ud fra koncentration i de forskellige: Dosismodellen.

Sandsynligheden for den forventede udvikling med udvaskning af radionuklideerne er som tidligere nævnt meget nær 1. Hvad der kan variere, er bl.a. tidspunktet for, hvornår udvaskningen begynder. Mange af de parametre modellerne bygger på, er usikre eller kan variere væsentligt, ligeledes kan uheld fremskynde tidspunktet for udslip eller skabe genveje til recipienten, således at eksponering sker tidligere end forventet. Disse usikkerheder indgår i skøn over usikkerhed på beregningernes samlede resultat.

Henfald af de radioaktive stoffer håndteres i forbindelse med kombinationen af de tre delmodeller. Resultatet er en tidsafhængig dosisfunktion for hvert af de radionuklider, der undersøges.

Depotmodellen beregner den tid, der går inden såvel emballager (tromler, containere) som depotets strukturer (vægge, membraner) er så nedbrudte, at grundvandet kan sive igennem og opløse affaldet. Med basis i parametre for de omkringliggende jordlag beregnes grundvandsfluxen gennem depotet og dermed, hvor store mængder af de aktive stoffer, der kan opløses og udvaskes.

På basis af depotberegningerne bestemmer grundvandsmodellen koncentration af radionuklider i de udvalgte recipienter. Det beregnes, hvor meget det vand, der kommer fra depotet, fortyndes, inden det når recipienten, samt hvorledes nukliderne tilbageholdes i jordlagene. Ved beregningen tages hensyn til de enkelte nukliders og jordlags geokemiske karakteristika. Grundvandsmodellens resultater kan karakteriseres som semi-probabilistiske, idet modellen gennemregner et større antal mulige scenarier med varierende geologiske og hydrogeologiske betingelser beskrevet ved parametre, som varierer inden for sandsynlige grænser. Parametervariationen vurderes ved hjælp af følsomhedsanalyser, som giver et estimat af usikkerheden på de beregnede koncentrationer.

Dosismodellen anvender koncentrationerne, som grundvandsmodellen beregner i de enkelte recipienter. Modellen beregner dosis modtaget pga. eksponering gennem vandrelaterede eksponeringsveje (eksempelvis drikkevand, afgrøder vandet med forurenet vand og påvirkede spisefisk). Til disse bidrag lægges dosis pga. direkte bestråling fra jorden og fra gasformige nuklider.

Henfald af de radioaktive nuklider er som ovenfor nævnt håndteret i forbindelse med den endelige kobling af delmodellerne. I denne forbindelse tages hensyn til at visse af henfaldsprodukterne også er radioaktive og i flere tilfælde har andre geokemiske karakteristika end forældrene.

Modellen er anvendt på alle relevante kombinationer af depotdesign, placering og geologiske forhold.

Resulterende koncentrationer af de tilstedeværende tungmetaller er beregnet for relevante boringer (korte eller dybe) og sammenlignes med dansk kriterier for drikkevandskvalitet, hvor sådanne findes, og ellers med naturlig baggrundsniveau eller drikkevandskvalitetskriterier fra andre lande

Dele af modellen anvendes også til at modellere konsekvenserne af visse typer af uheldshændelser. Dette er beskrevet i kapitel 8, hvor også de øvrige modeller, der anvendes til at beregne konsekvenserne af eventuelle uheldshændelser er beskrevet.

7.3 Depotmodellen

Målet med depotmodellen er at:

- Beregne et retvisende kildeled som grundlag for vurderingen af den absolutte dosis en repræsentativ nabo modtager
- Modellere vigtige fænomener som depotets geometri og placering, holdbarhed af depotets strukturer, holdbarheden af emballager og indpakning, opløselighed af de radioaktive nuklider og tilbageholdelse af radioaktive nuklider i fyldmaterialer.
- Vise forskelle i beregnet dosis ved variation af følgende parametre:
  - Depotets omkringliggende geologi
  - Depotets dybde
  - Depotets geometri
  - Depotstrukturer og membraner
  - Fyldmaterialer omkring og mellem affaldsbeholdere
  - De materialer, der anvendes til emballager
  - Fyldmaterialer placeret inde i affaldsbeholdere.

Modellen holder regnskab med de specifikke typer af nuklider, fordi de forskellige grundstoffer har meget varierende tilbageholdelsestider i fyldmaterialerne. Grundvandsmodellen tager på samme måde hensyn til den videre transport af hver type nuklid hen til de relevante recipienter.

Størstedelen af de radioaktive nuklider vil tilbageholdes i depotet og de omkringliggende jordlag i hundreder, om ikke tusinder af år, før de når en recipient i form af en brønd, et vandløb eller en sø. Enkelte af de radioaktive nuklider, f.eks. H-3 og C-14, tilbageholdes ikke grundet deres lave sorptionskapacitet (se Bilag B, sektion B.1.1).

Opløsning of udvaskning af nuklider fra depotet omfatter komplekse fysiske og kemiske processer, som afhænger af både affalds- og depottype. Det affald, der skal deponeres, varierer betydeligt i både type og indpakning. Den model, der er udviklet for frigivelsen af radionuklider fra depotet er en generisk, simplificeret og konservativ model.

Tabel 7.4 Simplificeret model for frigivelsen af nuklider

Scenarie	Periode	Tilstanden af den konstruerede barriere	Antaget vandgennemstrømning
Normal udvikling	Aktiv institutionel kontrol (x år)	Intakt	Ingen gennemstrømning
	Passiv institutionel kontrol (y år)	Gradvis nedbrydning	Stigende gennemstrømning fra 0 til A m^3/år
	Postinstitutionel kontrol (z år)	Barrieren er nedbrudt	Maksimal gennemstrømning på A m^3/year

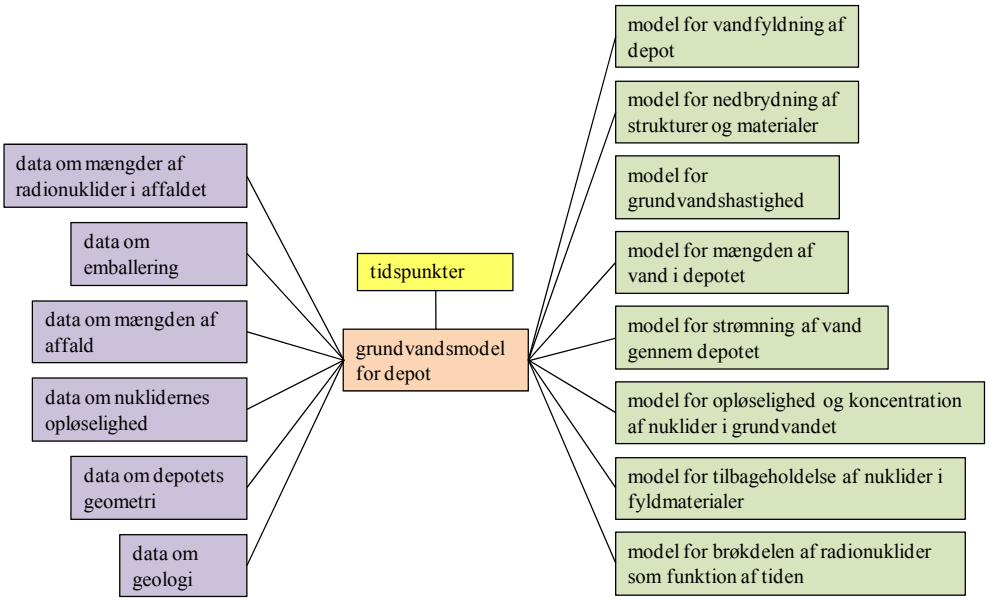
x,y = antal år i perioder. x er foreslået til at være 30 år, og y er foreslået til at være 300 år (efter den første opfyldning af depotet)
z = år efter nedlukningen af depotet. Vurderingsperioden er blevet fastsat som 10.000 år
A = vandgennemstrømning i depot

Modellen kombinerer information om affald, pakningsmaterialer, depotdesign og jordlag for at kunne generere et kildeled, som beskriver indholdet af radioaktive nuklider i det grundvand, der strømmer igennem depotet som en funktion af tiden. Modellen beregner også grundvandsfluxens størrelse.

Modellen repræsenterer depotet som en simpel geometrisk form (kasse eller cylinder), placeret i et ensartet jordlag. Når grundvandsniveauet inde i depotet ikke længere kontrolleres, bliver depotet fyldt med vand[30]. Rent vand strømmer ind i depotet gennem hele dets tværsnit med en strømningsrate bestemt af jorden og depotets struktur og indhold. Inde i depotet vil vandet først få affaldsbeholderne til at korrodere og svækkes. Efter nogen tid vil affaldsbeholderne blive utætte, og vandet vil komme i kontakt med affaldet og nukliderne vil opløses. Hvis der anvendes fyldmaterialer i depot eller affaldsbeholdere, vil de opløste nuklider adsorberes af materialerne og tilbageholdes i depotet indtil adsorptionskapaciteten overskrides (gennembrud). Efter gennembruddet vil vandet begynde at transportere de radioaktive nuklider væk fra depotet. I modellen bliver det enkelte type radionuklid of de enkelte typer af affaldsenheder betragtet hver for sig, både hvad angår indhold, tid til åbning og fyld i enheden.

Modellen kombinerer delmodeller for nedbrydning af bygningsstrukturer, emballager og indpakning med vandgennemstrømning og vandopløselighed af de specifikke grundstoffer[31], mængde og andel af radioaktive nuklider i forhold til alle nuklider af grundstoffet samt fyldlagenes evne til at tilbageholde disse. Figur 7.1 giver et overblik over alle data og undermodeller i grundvandsmodellen for depotet.

[30] Gælder de underjordiske depoter, hvorimod overfladevand vil sive igennem de overjordiske depoter, grundet nedbrydning af membranen.
[31] Afhængigt at det geokemiske miljø genereret af fyldmaterialerne.



Figur 7.1 Skematisk repræsentation af data og delmodeller i grundvandsmodellen for depotet

De fysiske processer, der betragtes i forbindelse med udvaskning af radioaktive nuklider fra depotet, er således vandgennemstrømning[32], opløselighed[33], tilbageholdelse pga. sorption i de forskellige fyldlag og (senere) henfald.

7.3.1 Scenarier

Når affaldet anbringes i depotet kan fordelingen af affaldsenheder sendt til borehullet (B) og affaldsenheder opbevaret i et terrænnært eller mellemdybt depot (A) variere. Fire kombinationer af scenarier er betragtet (se kapitel 2 for en beskrivelse af de forskellige affaldstyper).

Scenarie 1A: Affaldstyper 1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12a, 13,15,16,17,18,19,21
Scenarie 1B: Affaldstyper 12b, 14

Scenarie 2A: Affaldstyper 1,2,3,4,5,6,7, 8,9,10,11,12a, 13,19,21
Scenarie 2B: Affaldstyper 12b, 14,15,16,17,18

Scenarie 3A: Affaldstyper 1,2,3,4,5,6,7, 8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,21
Scenarie 3B: Affaldstyper INGEN

Scenarie 4A: Affaldstyper 1,2,3,4,5,6,7, 8,9,10,11,12a, 19, 21
Scenarie 4B: Affaldstyper 12b, 13,14,15,16,17,18.

Figur 7.2 præsenterer aktiviteten af den totale mængde affald som funktion af tiden. Kurverne mærket A og B repræsenterer tilsammen hele affaldsmængden.

[32] Som en funktion af fyldmateriale, hvis sådanne anvendes, og de hydrogeologiske egenskaber for de omkringliggende jordlag.
[33] Som en funktion af affaldsblandingen og kombinationer med fyldmaterialer, hvis sådanne anvendes.

Især affaldstyper, som indeholder U-238 og U-234, bidrager til langtidsaktiviteten af affaldet. Derfor vil også placering af affaldstype 19 (ubestrålet uran) i borehullet betyde en reduktion af den langlivede aktivitet i det overfladenære/mellemdybe depot. Tailings (affaldstype 21) og noget af affaldet fra vandbehandlingsanlægget (affaldstype 9), indeholder en betydelig mængde af disse nuklider, vil næppe kunne sendes til et borehul, da volumen er stort.

Modellens resultat er for hvert betragtet scenarie (geologi, depottype, affaldstype og -mængder, fyldmaterialer og placering[34] samt andre barrierer) et sæt parametre, som indikerer den mængde af de undersøgte radionuklider, der udvaskes pr. år, hvornår frigivelsen starter, og hvornår den fulde mængde er blevet udvasket, om relevant.

Modellen gennemregnes både deterministisk, baseret på de mest sandsynlige værdier, og probabilistisk med usikkerhedsfordelinger for relevante parametre. Til den sidste type anvendes Monte Carlo simuleringer, der som resultat har fordelinger af kildeleddets parametre.

Flere detaljer vedrørende denne model kan ses i Bilag D.

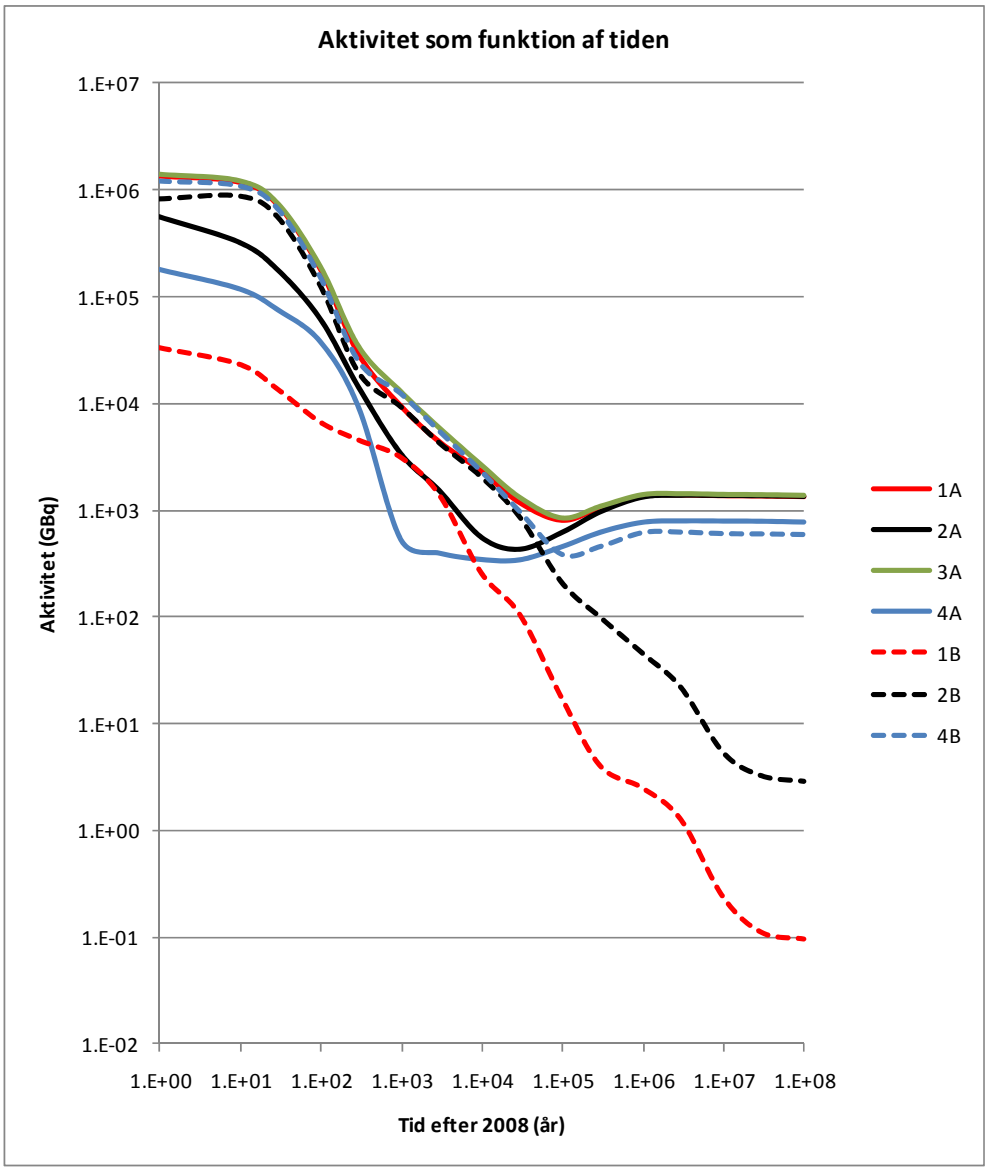
De typer af depot, som betragtes i grundvandsmodellen for depotet[35], er listet i tabel 7.5.

Tabel 7.5 Liste over de depottyper, der betragtes i sikkerhedsvurderingen. For yderligere detaljer, se kapitel 4

Design #	Depot
1	Depot på jordoverfladen
2	Terrænnært depot
3	Mellemdybt depot, skakt betjenes fra overfladeniveau, irreversibel, Ø 33,8 m
4	Mellemdybt depot, skakt betjenes fra overfladeniveau, irreversibel, Ø 26 m
5	Mellemdybt depot, skakt betjenes fra overfladeniveau, irreversibel, Ø 18 m
6	Mellemdybt depot, skakt betjenes fra overfladeniveau, reversibel, Ø 33,8 m
7	Mellemdybt depot, skakt betjenes fra overfladeniveau, reversibel, Ø 26 m
8	Mellemdybt depot, skakt betjenes fra overfladeniveau, reversibel, Ø 18 m
9	Mellemdybt depot, skakt betjenes inde fra depotet, Ø 33,8 m
10	Mellemdybt depot, kaverne betjenes inde fra depotet, 4 fingre Ø 8 m
11	Borehul

[34] Fyld kan placeres omkring og i affaldsbehodlere.

[35] Og sikkerhedsvurderingen, som sådan



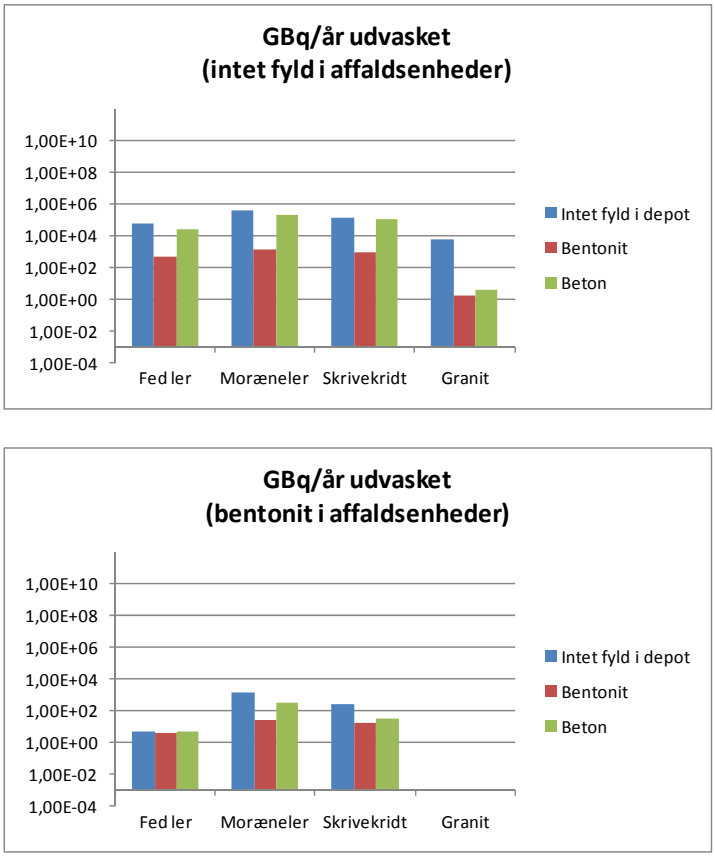
Figur 7.2 Aktiviteten af den totale affaldsmængde versus tid

7.3.2 Resultater

Grundvandsmodellen for depotet beregner koncentrationer af radionuklider i grundvand, der strømmer gennem depotet samt grundvandsfluxen. Resultaterne kombineres senere med resultater fra grundvandsmodellen og fra dosismodellen.

De mellemresultater, grundvandsmodellen for depotet producerer, har ikke en direkte fysisk tolkning (GBq/år), idet de ikke tager hensyn til henfaldet af de radioaktive nuklider. Alligevel kan mellemresultaterne anvendes til en sammenligning af de mængder[36], der udvaskes fra forskellige depottyper, jordlagenes betydning samt betydningen af anvendelsen af fyldmaterialer.

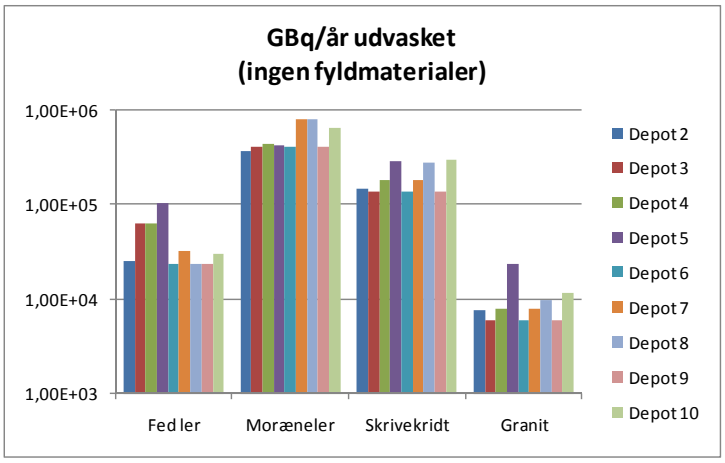
Figur 7.3 viser hvor godt bentonit fungerer som fyldmateriale i og mellem affaldsbeholdere. Når depotet placeres i jordlag med en hydraulisk ledningsevne der er højere end ledningsevnen for bentonit (moræneler og kalksten), reducerer materialet vandgennemstrømningen i depotet. Derudover optager materialet volumen og reducerer depotets samlede porøsitet. Endelig tilbageholder bentonit nuklider i forskellig grad afhængigt af sorptionsparametrene. Flere eksempler er vist i Bilag D.



Figur 7.3 *Eksempel, som sammenligner den samlede aktivitet i kildeleddet for et depot uden fyld i affaldsenhederne og et depot, hvor bentonit generelt bruges som fyld (mellemresultater, henfald betragtes ikke)*

[36] Det understreges, at de summerede aktiviteter udelukkende anvendes her til at belyse forskelle. De indgår ikke i dosisestimaterne.

Mellemresultaterne kan også belyse forskellene mellem depottyperne, se figur 7.4. Figuren viser summen af kildeleddene for det overfladenære depot (depottype 2) og de mellemdybe depoter (type 3 til 10). Resultaterne gælder for depoter uden fyldmaterialer.



Figur 7.4 *Summen af kildeled for det overfladenære og de mellemdybe depoter. (mellemresultater, henfald betragtes ikke)*

7.3.3 Usikkerhed og variation

Der er udført usikkerhedssimuleringer ved brug af Excel add-in @RISK. Simuleringer blev udført for et mellemdybt depot, placeret i moræneler. Denne type jordlag er valgt, fordi den tillader den største strømningshastighed og dermed udvasker den største mængde af nuklider. Depottypen blev valgt, fordi den er repræsentativ for mange typer depot.

Kildeleddenes størrelse er en funktion af en lang række parametre, hvis værdi er usikker. Usikkerheden kan skyldes naturlig variation eller manglende oplysninger. Betydningen af variationer i den hydrauliske ledningsevne og variationer på grund af anvendelse af forskelligt fyld mellem affaldsbeholderne er undersøgt. De betragtede variable er grundvandsflux, koncentrationen af repræsentative grundstoffer (radionuklider), den tid, det tager at udvaske de grundstoffer, der er til stede i små mængder samt tilbageholdelsestiden i fyldmaterialer.

Hydraulisk ledningsevne

Blandt parametrene er især den hydrauliske ledningsevne af jordlagene rundt om depotet væsentlig, da størrelsen af kildeleddet er proportional med grundvandsfluxen gennem depotet. Variationer i den hydrauliske ledningsevne af jordlagene rundt om depotet har således direkte indflydelse på mængden af nuklider, der vaskes ud.

Usikkerheden på denne parameter er meget stor, da man endnu ikke har kendskab til de specifikke forhold på en specifik lokalitet. Størrelsen af parameteren kan for samme type jordlag være 100 gange mindre end det anførte gennemsnit eller 100 gange større. Når beliggenheden af depotet kendes, kan den hydrauliske ledningsevne bestemmes med langt mindre usikkerhed.

For at tage hensyn til, at man med tiden vil opnå forøget viden om lokale forhold, er der udført simuleringer med en sandsynlighedsfunktion, som varierer i intervallet 10 gange mindre til 10 gange højere end gennemsnittet.

Flux gennem depotet

Når den hydrauliske ledningsevne får lov at variere, er forholdet mellem den største og mindste grundvandsflux gennem depotet omkring 1.000. Når parameteren er fastholdt, er forholdet omkring 2.

Tilbageholdelsestid

Variationen i den tid nukliderne tilbageholdes i depotet pga. sorption til fyldmaterialer er simuleret. For Ba-133 er gennemsnitstiden omkring 1.800 år, når der anvendes fyld af bentonit, og kun omkring 300 år, når der bruges beton. I begge tilfælde er forholdet mellem største og mindste simulerede værdi for tiden en faktor 2.

H-3

Forholdet mellem største og mindste værdi af kildeleddets koncentration af H-3 er omkring 60, når værdien af den hydrauliske ledningsevne får lov til at variere og 30, når den er fastholdt.

Ba-133

Forholdet mellem største og mindste koncentration af Ba-133 er, når den hydrauliske ledningsevne varierer, af størrelsesordenen 3.000. Forholdet er, når ledningsevnen holdes fast, af i størrelsesordenen 600.

U-238

For U-238 er forskellen mellem højeste og laveste estimat for koncentrationen i kildeleddet tilsvarende en faktor ca. 5.000 hhv. ca. 2.000.

Det er undersøgt, hvor sandsynligt det er, at koncentrationerne af nuklider i kildeleddet er væsentligt højere end de estimerede gennemsnitsværdier. I simuleringen tillades den hydrauliske ledningsevne at variere +/- en faktor 10, og andre parametre tillades at varierer indenfor rimelige og forventelige grænser. Resultaterne viser, at sandsynligheden for, at udvaskningen af et nuklid er 10 gange større pr. tidsenhed end den estimerede gennemsnitsværdi, ligger mellem 0,01 og 0,001 for alle nuklider. F.eks. vil sandsynligheden for, at værdien i kildeleddet er mere end 10 gange højere end den estimerede gennemsnitskoncentration for H-3 være 0,001. For både Ba-133 og U-238 er en tilsvarende sandsynlighed 0,01. Simulerede koncentrationer 100 gange højere end den estimerede gennemsnitskoncentration ses ikke.

7.4 Grundvandsmodel

I Appendiks E er koncepterne omkring grundvandstransportmodellen og udvælgelse af modelkoden yderligere beskrevet. Disse er baseret på en halvdeterministisk metode, hvor adskillige kombinationer af geologi, hydrologi, placering af depot og egenskaber for radioaktive nuklider er undersøgt.

Grundvandsmodelleringen omfatter fire geologier, som findes i den danske undergrund, nemlig kalk, klippe, moræneler og fed, plastisk ler. I princippet kan depotet placeres tæt ved eller på jordoverfladen, i mellemdybde 30 til 100 meter under jordoverfladen eller som et borehulsdepot i 100 til 300 meters dybde.

Det er valgt at anvende den gennemtestede modelkode MODFLOW (se Appendiks E for yderligere argumentation for dens egnethed). Som reaktiv transport modelkode er det valgt at anvende MT3D koden.

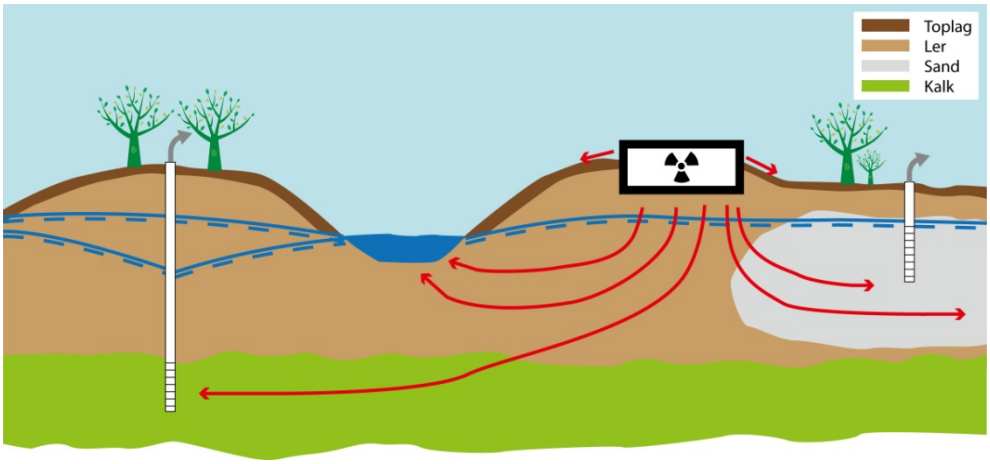
7.4.1 Konceptuelle modeller

De konceptuelle modeller er beskrevet i Appendiks E sammen med den konceptuelle forståelse af området omkring depotet. Endvidere er den konceptuelle forståelse af transportvejene til recipienterne beskrevet, ligesom fortynding i vandløb og kystnære havområder er beskrevet. Desuden er parametre til de konceptuelle modeller beskrevet inklusiv metoden til modellering af tilbageholdelse i kombinationer af geologiske aflejringer.

Terrænnært depot

Et terrænnært depot vil blive placeret på jordoverfladen eller op til 30 meter under denne. Depotet kan eventuelt placeres i den umættede zone med mulighed for at radioaktivitet kan nå biosfæren og/eller atmosfæren direkte i form af gasser eller støv. Depotet kan også placeres under grundvandsspejlet, og i dette tilfælde er transportvejene de samme som for den mellemdybe placering af depotet, som er omtalt i næste afsnit. De geokemiske forhold kan dog være forskellige pga. iltindholdet i den umættede zone og den øvre del af grundvandszonen. De potentielle transportveje, som er inkluderet i analyserne er vist i Figur 7.1 og omhandler:

- Transport gennem den umættede zone til grundvandet.
- Transport gennem den umættede zone og gennem optagelse i rødder (evapotranspiration) til planter, træer og lignende.
- Transport gennem den umættede zone til atmosfæren via fordampning.
- Transport gennem grundvandet til følgende recipienter:
  - en kort indvindingsboring
  - en dyb indvindingsboring
  - dræn (og dermed til overfladerecipienter så som vådområder og vandløb)
  - overfladerecipienter så som vådområder og vandløb
  - kystnære områder herunder havet.

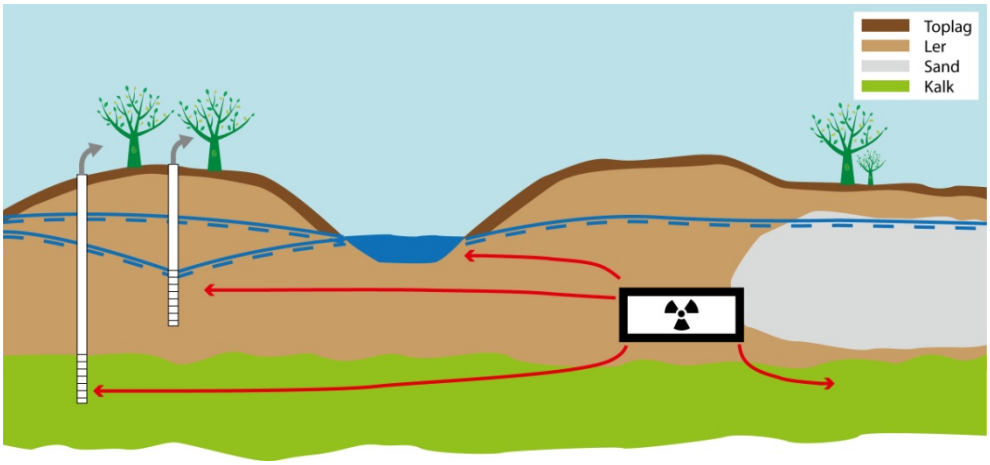


Figur 7.1 Konceptuel model for placering af terrænnært depotet

Mellemdybt depot

Det mellemdybe depot antages at ligge i 30 til 100 meters dybde. Det mellemdybe depot vil naturligvis være beliggende under mættede grundvandsforhold. De potentielle transportveje, som er inkluderet i analyserne, er vist i Figur 7.2 og omhandler:

- Transport gennem grundvandet til følgende recipienter:
  - en kort indvindingsboring
  - en dyb indvindingsboring
  - overfladerecipienter så som vådområder og vandløb
  - kystnære områder herunder havet.



Figur 7.2 Konceptuel model for placering af mellemdybt depot

Borehulsdepot

Borehulsdepotet forventes at ligge 100 til 300 meter under jordoverfladen og vil som sådan naturligvis være beliggende under grundvandsspejlet i mættede forhold. De mulige transportveje er de samme som for et mellemdybt depot. Borehulsdepotet er i grundvandsmodellen antaget at være 50 meter højt, selv om det i det tekniske layout foreslås at være 75 meter højt. Dette er på grund af modellagenes tykkelse, som er sat til 50 m. Disse forskelle vil dog ikke have nogen indflydelse på de overordnede konklusioner fra grundvandsmodellering af borehulsdepotet.

Depot på jordoverfladen

Hvis depotet placeres på jordoverfladen, er der yderligere forhold som skal tages i betragtning. For det første kan infiltration til grundvandszonen - eventuelt gennem den umættede zone - foregå hvis flere efterfølgende uheld sker, og for det andet kan forurenet perkolat strømme til det nærliggende vandløb gennem drænsystemer.

Lækage til jordoverfladen kan ske, hvis 1) infiltration foregår gennem slutafdækning og topmembranen og 2) hele eller dele af drænsystemet inden i depotet ikke virker. I værste tilfælde kan infiltrationen blive lig med nettonedbøren (400 mm/år) gange arealet af depotet (4.700 m^2), hvilket beløber sig til 1.880 m^3/år. Denne mængde vil eventuelt infiltrere til grundvandssystemet eller strømme af til vandløbet via drænsystemet - eller som en kombination af disse to muligheder.

Lækage til grundvandssystemet kan ske, hvis 1) infiltration foregår gennem slutafdækning og topmembranen og 2) hele eller dele af drænsystemet inden i depotet ikke virker, og 3) der er hul i membranen under depotet. I dette tilfælde kan der opbygges et vandspejl inden i depotet og infiltration til grundvandssystemet vil afhænge af dette vandspejl samt af nedsivningen gennem lermembranen under depotet. Lermembranen er konstrueret til at have en hydraulisk ledningsevne på 1×10^{-9} m/s men kan - i værste tilfælde - være så høj som 1×10^{-7} m/s

I det tilfælde, at depotet er placeret på moræneler eller skrivekridt, vil al perkolat infiltrere til grundvandszonen, fordi infiltrationskapaciteten er høj.

I det tilfælde, at depotet er placeret på aflejringer af fed, plastisk ler vil en del af perkolatet infiltrere, mens den resterende del vil strømme til vandløb via drænsystemer og/eller som overfladeafstrømning. Det vurderes, at infiltrationen vil være 150 mm/år og afstrømningen til vandløb 250 mm/år svarende til henholdsvis 750 m^3/år and 1.200 m^3/år.

Perkolat, som infiltrerer til grundvandssystemet vil eventuelt strømme gennem en umættet zone hvor forskellige adsorptions- og/eller nedbrydningsprocesser vil ske. Det er dog konservativt at se bort fra disse processer og bruge infiltrationen direkte som kildeled til transportmodelleringen i grundvandssystemet.

Hvis depotet er placeret på klippe, vil perkolat strømme til vandløb uden at infiltrere grundet den lave infiltrationskapacitet.

Typisk anvendes medianminimums vandføringen som et udtryk for de mindste vandføringer i vandløb, hvilket også forslås i dette tilfælde til at fortynde det tilstrømmende perkolat. Der er stor variation i medianminimums vandføring i vandløb i Danmark. Den specifikke afstrømning varierer mellem 0,6 l/s/km^2 som et middel for sjællandske vandløb og 6 l/s/km^2 for jyske vandløb, og indenfor disse områder er der ligeledes stor variation (Ovesen m.fl., 2000). Som en konservativ forudsætning anvendes en værdi på 0,6 l/s/km^2, og med et antaget oplandsareal på 25 km^2 antages vandføringen i vandløbet tæt ved depotet at være 15 l/s.

Model setup

Det horisontale model setup af grundvandsmodellen foreslås at være som vist i Figur 7.3. Det er et relativt simpelt setup, primært med flow fra området opstrøms depotet mod kysten og havet. Setuppet indeholder depotet (placeret i forskellig dybde), et vådområde, to indvindingsboringer, et vandløb og kystområdet som slutrecipient. Det skal understreges, at resultaterne af sikkerhedsanalyserne er at undersøge det overordnede sikkerhedsniveau af depotkoncepterne og bestemme en rangordning af de forskellige scenarier (geologi, hydrologi, depotplacering).

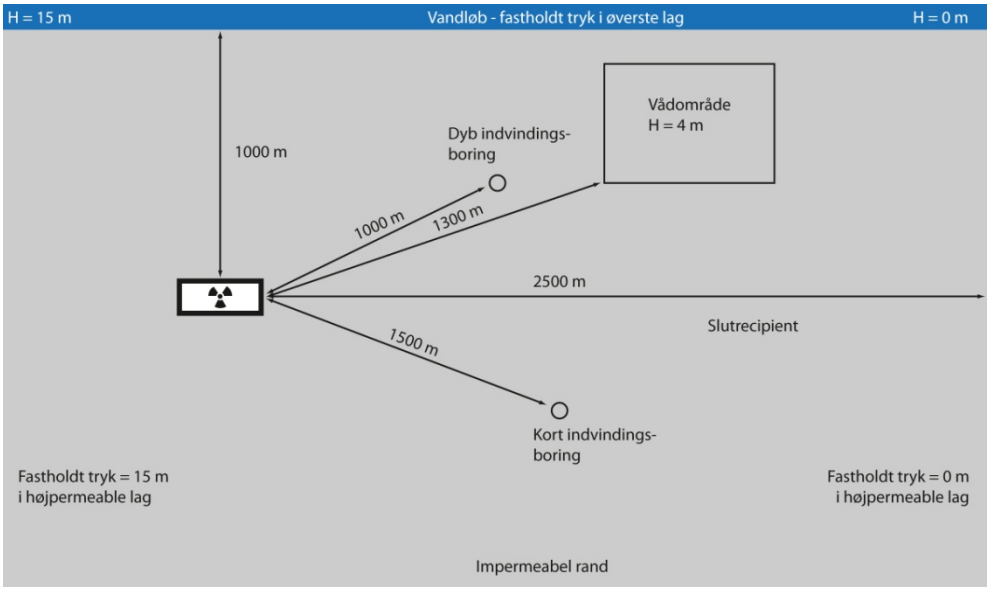
Overvejelserne omkring det horisontale model setup har været:

- Depotet skal ligge i en vis afstand fra indvindingsboringer og ikke direkte opstrøms sådanne boringer. I Dansk Dekommissionering (2009) er det beskrevet, at depotet ikke vil blive placeret i OSD (områder med særlige drikkevandsinteresser), hvilket betyder, at boringerne er placeret så det oppumpede vand kun er begrænset påvirket.

- Overfladerecipienter så som vandløb og vådområder kan blive påvirket af udsivning fra et depot, idet det er svært at finde en lokalitet i Danmark, hvor der er længere end en kilometer til nærmeste vandløb. Dette er grunden til, at vandløbet i modellen er placeret en kilometer fra depotet. På samme måde har det været overvejet, at det skulle være et vådområde nedstrøms depotet.

- En placering relativt tæt på kysten er en oplagt placering i Danmark, og den foreslåede placering giver mulighed for at inkludere kystnære problemstillinger i sikkerhedsanalysen.

- Gradienten på grundvandsspejlet og vandspejlsniveauer i vandløb og vådområde er bestemt ud fra typiske danske forhold. Middelgradienten på grundvandsspejlet er antaget at være 5 ‰, hvilket er i den høje ende, men kan forekomme tæt på kysten og er et konservativt estimat.



Figur 7.3 *Konceptuel model - det horisontale model setup af området defineres af placeringen af depotet, boringer, et vandløb og randbetingelserne*

Resultaterne af modelberegningerne er et sæt resultater for hver kombination af depottype, geologi, tilbageholdelsesklasse og fysik placering af depotet (primært hvilken dybde det placeres i), som viser den resulterende koncentration ved hver af recipienterne:

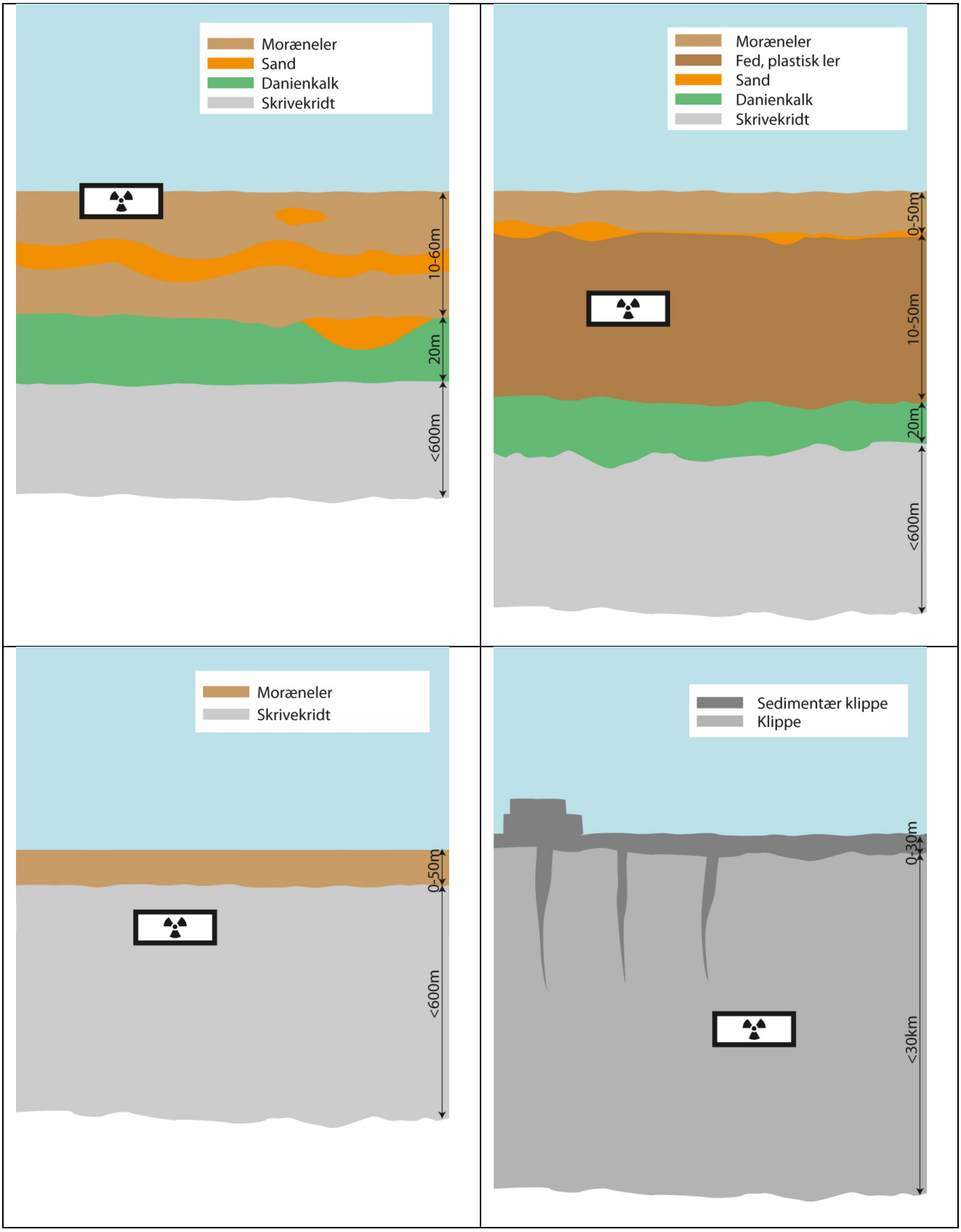
- Den dybe boring
- Den korte boring
- I vandløbet
- I det kystnære havområde
- På stranden (udsivning fra grundvandszonen).

De resulterende koncentrationer er beregnet ud fra et enhedsudslip fra depotet i form af en konstant inputkoncentration i grundvandsmodellen, og kan derfor som sådan betragtes som fortyndingsfaktorer. I visse geologier er enten den korte indvindingsboring og/eller den dybe indvindingsboring ikke til stede, simpelthen fordi det pågældende lag, hvorfra der pumpes, ikke vil være til stede i den pågældende geologi. Det samme gælder for udslip til det kystnære område og udsivning til stranden.

7.4.2 Semi-deterministisk tilgang til grundvandsmodellering

Da det er en hypotetisk placering af depotet, som bliver vurderet, er det ikke konkret kendt, hvordan de geologiske forhold er opbygget, dvs. hvor tyk formationen er, hvor depotet er placeret i formationen, og hvilket lag der ligger under henholdsvis over denne geologiske formation. Baseret på almindeligt forekommende danske geologiske aflejringer, er der derfor til brug i forstudiet defineret et antal geologiske scenarier, på grundlag i de ovenfor beskrevne konceptuelle modeller.

Moræneler	I morænelerssituationen består toplaget af op til 50 meter tykke kvartære aflejringer inklusiv 20 meter moræneler i toppen af profilet, 10 meter sand (øvre grundvandsmagasin) og 20 meter moræneler igen. Denne lagserie underlejres af Danien kalk og skrivekridt. Depotet kan placeres i den øvre eller den nedre morænelersformation, og repræsenterer derved et terrænnært depot henholdsvis et mellemdybt depot.
Fed, plastisk ler	Den fede plastiske ler kan være aflejret tæt ved jordoverfladen, men vil typisk være overlejret af kvartære sedimenter. Det antages, at aflejringen bestående af fed, plastisk ler er 50 meter tyk, og at depotet kan placeres på forskellig dybde ned til 100 meter under terræn.
Kalk	Over kalkformationen er der typisk morænelersaflejringer, som kan være fra nogle få meter og op til 60 meter tykke eller mere. Kalkformationerne udbredes til stor dybde.
Klippe	Klippeformationer udbredes typisk til meget stor dybde; I visse tilfælde mere end 30 km. I nogle områder er klippeformationerne overlejret af sedimentære klippesedimenter. Der er typisk sprækker til stede i klippeformationer, specielt i de øverste udsatte dele, som indikeret i Figur 7.4. Der er i modelleringen i forstudiet set bort fra dette, da det relaterer sig til specifikke, lokale forhold, som ikke er kendt på nuværende tidspunkt.



Figur 7.4 *Forskellige forståelser af de geologiske formationer omkring depotet. Øverst venstre: moræneler. Øverst højre: fed, plastisk ler. Nederst venstre: kalk. Nederst højre: klippe.*

7.4.3 Grundvandsmodellering

For at konstruere grundvandsmodeller baseret på ovenstående forudsætninger er de øverste 100 meter inddelt i 10 meter beregningslag. De underliggende 200 meter (fra 100 til 300 meters dybde) er inddelt i 50 meter beregningslag. På denne måde kan den geologiske variabilitet beskrives tilstrækkeligt detaljeret, og depotplaceringen og -størrelsen kan ligeledes repræsenteres i modellen. De geologiske forhold og depotplaceringen og placeringen af borehullet kan naturligvis varieres.

For at kunne repræsentere forskellige geologier sammen med de forskellige depotkoncepter er der udvalgt et antal kombinationer, som dækker variationen i geologien. Der er udvalgt henholdsvis 6 og 4 forskellige modeller for fed, plastisk ler og moræneler, som repræsenterer terrænnære og mellemdybe depot placeringer. Der er udvalgt henholdsvis 6 og 5 forskellige modeller, som repræsenterer alle tre depotplaceringer i kalk og klippe. I alt er der opstillet 21 grundvandsmodeller som vist i Figur 7.5 Modellerne er benævnt i henhold til geologien, søjlen i hvilken de er placeret og dybden af depotet (modellag). Det terrænnære depot i fed ler er således benævnt L1M1, mens mellemdybe depoter i skrivekridt er benævnt henholdsvist SK2M5, SK4M7 og SK7M7. Depoter i moræneler er starter med "ML", mens depoter i klippe starter med "G".

	Dybde	Moræneler				
Terræn-nært	0 - 10	ML1M1	ML	S	ML4M1	ML
	10 - 20	Bz	ML	ML	S	ML
	20 - 30	Bz	Bz	ML	ML4M3	S
	30 - 40	SK	Bz	Bz	ML	ML
Mellem-dybt	40 - 50	SK	SK	Bz	Bz	ML5M5
	50 - 60	SK	SK	SK	Bz	Bz
	60 - 70	SK	SK	SK	SK	Bz
	70 - 80	SK	SK	SK	SK	SK
	80 - 90	SK	SK	SK	SK	SK
	90 -100	SK	SK	SK	SK	SK
Bore hul	100 - 150	SK	SK	SK	SK	SK
	150 - 200	SK	SK	SK	SK	SK
	200 - 250	SK	SK	SK	SK	SK
	250 - 300	SK	SK	SK	SK	SK

	Dybde	Fed, plastisk ler				
Terræn-nært	0 - 10	ML	ML	S	ML	ML
	10 - 20	L1M2	ML	ML	S	ML
	20 - 30	L	L	ML	ML	S
	30 - 40	L1M4	L	L	ML	ML
Mellem-dybt	40 - 50	L	L	L	L	ML
	50 - 60	L1M6	L	L	L	L5M6
	60 - 70	Bz	L	L	L	L
	70 - 80	Bz	Bz	L	L	L5M8
	80 - 90	SK	Bz	Bz	L	L
	90 -100	SK	SK	Bz	Bz	L5M10
Bore hul	100 - 150	SK	SK	SK	Bz	Bz
	150 - 200	SK	SK	SK	SK	Bz
	200 - 250	SK	SK	SK	SK	SK
	250 - 300	SK	SK	SK	SK	SK

	Dybde	Kalk							
Terræn-nært	0 - 10	SK1M1	Bz	Bz	ML	ML	S	ML	ML
	10 - 20	SK	SK	Bz	Bz	ML	ML	S	ML
	20 - 30	SK	SK	SK	Bz	Bz	ML	ML	S
	30 - 40	SK	SK	SK	SK	Bz	Bz	ML	ML
Mellem-dybt	40 - 50	SK	SK2M5	SK	SK	SK	Bz	Bz	ML
	50 - 60	SK	SK	SK	SK	SK	SK	Bz	Bz
	60 - 70	SK	SK	SK	SK4M7	SK	SK	SK7M7	Bz
	70 - 80	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
	80 - 90	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
	90 -100	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
Bore hul	100 - 150	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK8M11
	150 - 200	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
	200 - 250	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
	250 - 300	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK8M14

	Dybde	Klippe			
Terræn-nært	0 - 10	G1M1	ML	ML	S
	10 - 20	Granit	Granit	S	ML
	20 - 30	Granit	Granit	Granit	S
	30 - 40	Granit	Granit	Granit	G4M4
Mellem-dybt	40 - 50	Granit	Granit	Granit	Granit
	50 - 60	Granit	Granit	G3M6	Granit
	60 - 70	Granit	Granit	Granit	Granit
	70 - 80	Granit	Granit	Granit	Granit
	80 - 90	Granit	Granit	Granit	Granit
	90 -100	Granit	Granit	Granit	Granit
Bore hul	100 - 150	Granit	Granit	Granit	G4M11
	150 - 200	Granit	Granit	Granit	Granit
	200 - 250	Granit	Granit	Granit	Granit
	250 - 300	Granit	Granit	Granit	G4M14

Figur 7.5 De udvalgte depotplaceringer og geologier er markeret med gult. L = fed ler, ML = moræneler, S = sand, BZ er Danien kalk, SK er Skrivekridt og Granit = Klippe

Der er gjort en række yderligere antagelser som grundlag for at udvikle modellerne. Det handler om randbetingelser, parametre for de forskellige geologiske formationer mv. Disse antagelser er diskuteret i Appendiks E.

Som beskrevet ovenfor er resultaterne af beregningerne koncentration (eller fortynding) ved de definerede lokaliteter i grundvandsmodellen, nemlig ved en dyb indvindingsboring, ved en kort indvindingsboring, i vandløbet, i det kystnære område og på stranden, hvor der er udsivning af grundvand fra det øverste grundvandsmagasin.

Stoftransportparametre

Der er ligeledes gjort en række antagelser omkring stoftransportmodelleringen, og disse er også diskuteret i Appendiks E. Modelleringen tager advektion, dispersion, diffusion og tilbageholdelse i regning. De anvendte parametre for at beskrive disse processer er bestemt ud fra et litteraturstudie kombineret med COWIs modelerfaring fra lignende geologiske og geokemiske forhold.

For de 21 kombinationer af geologi og depotplacering er der simuleret op til 14 K_D kombinationer. For at bestemme maximale dosisniveauer er nogle modeller simuleret i 1.000.000 år, nogle i 100.000 år og andre i 10.000 år afhængigt af halveringstid og tilbageholdelse af nukliderne.

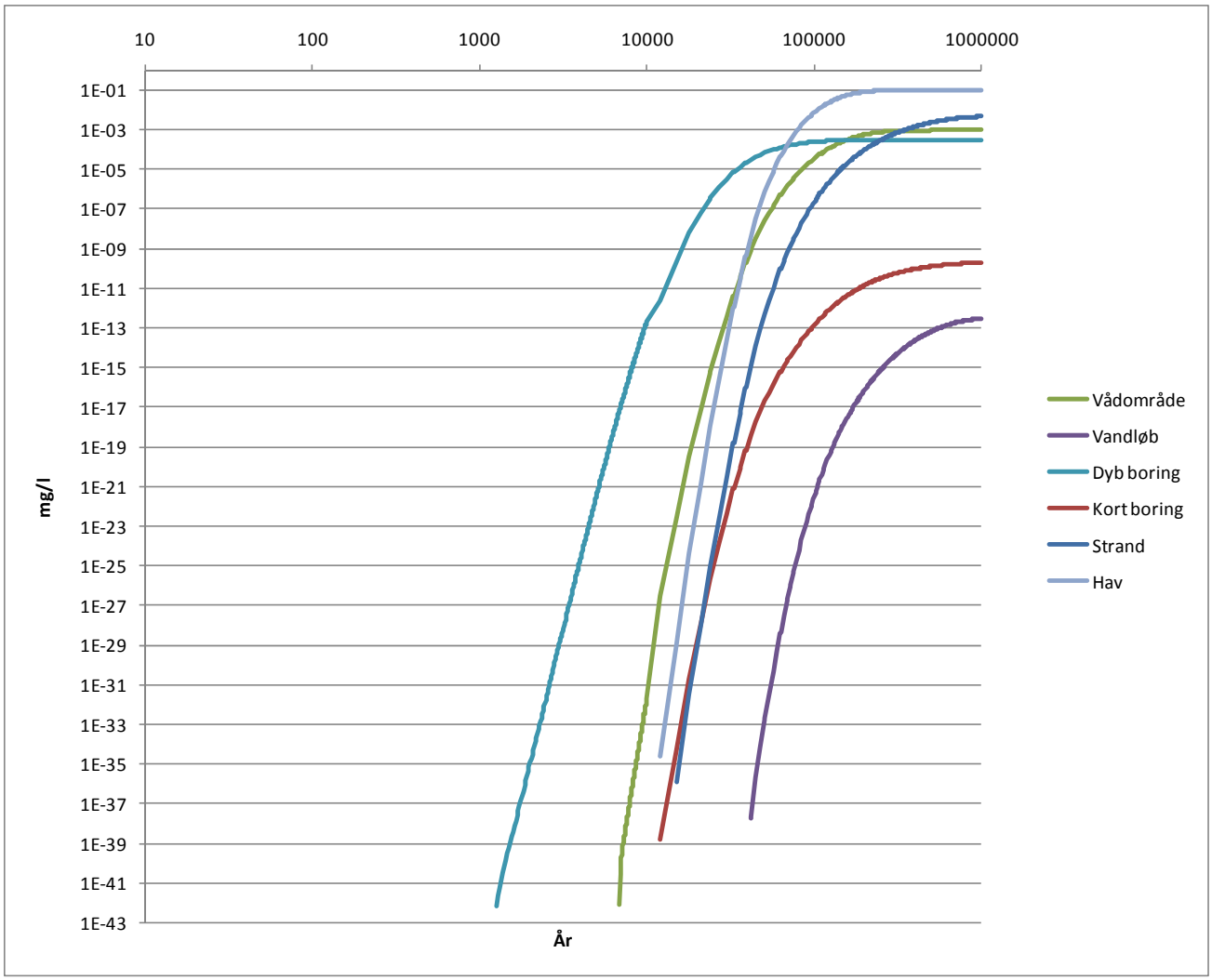
7.4.4 Modelresultater

Som indikeret ovenfor er der afviklet et stort antal modeller for at simulere fortyndingen til de forskellige recipienter. Det lader sig naturligvis ikke gøre og er ikke relevant at præsentere alle resultater af disse simuleringer, også fordi de kun er et mellemstadie før beregningen af de endelige dosisværdier. Nogle af de mest relevante resultater er præsenteret nedenfor og i Appendiks E for at illustrere forskellighederne og ligheder mellem modelresultaterne.

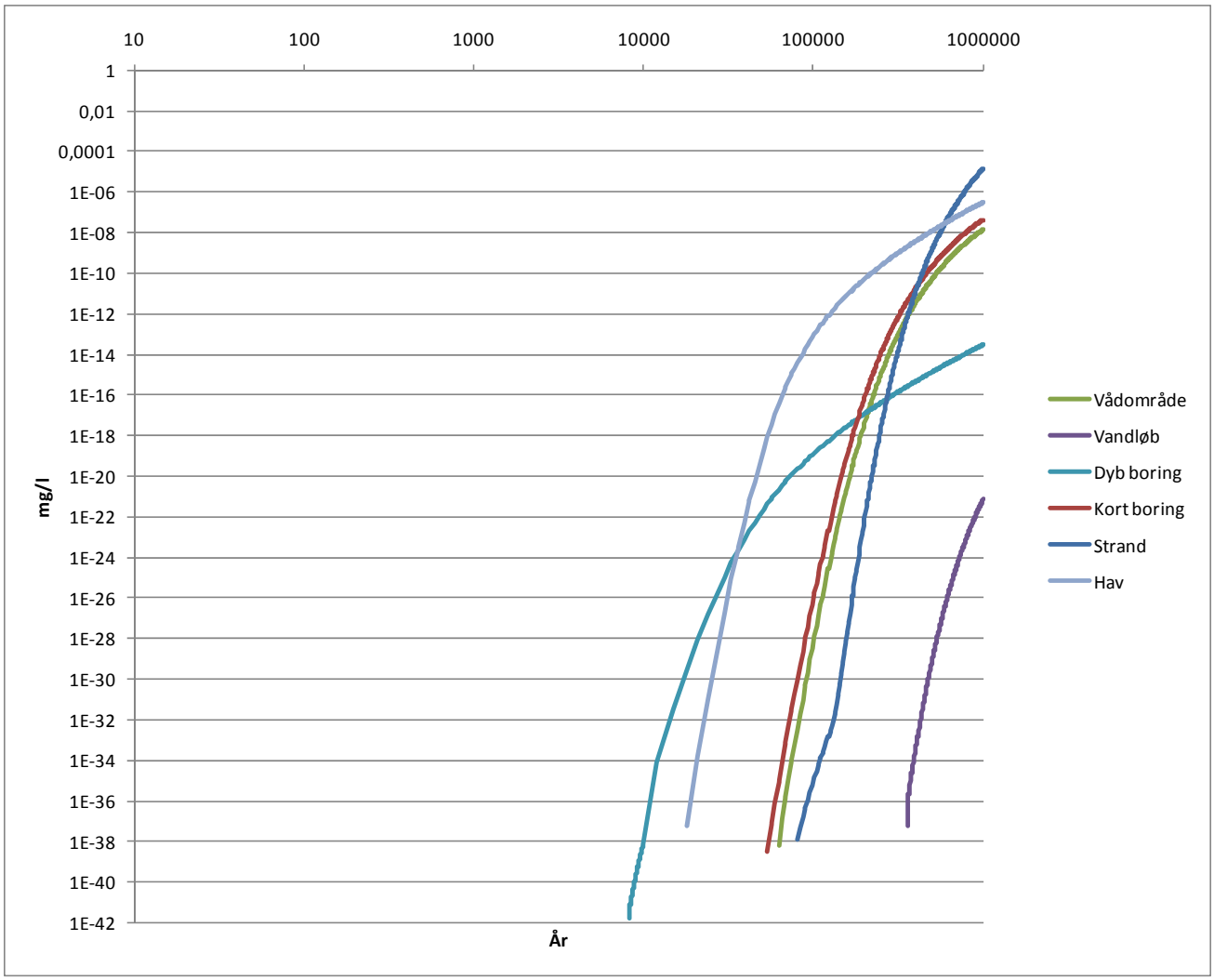
Den mellemdybe depotplacering er sammenlignet for alle 4 geologiske formationer, se Figur 7.6 til Figur 7.9. Depotet er placeret i følgende dybder: 40 - 50 m, 50 - 60 m, 50 - 60 m og 60 - 70 m. Der er anvendt en K_D på 2 m^3/kg svarende til K_D gruppe 3/3, og alle modellerne er simuleret i 1.000.000 år. Figurerne viser koncentration som funktion af tiden ved recipienterne baseret på en enhedskoncentration af kilden i grundvandsmodellen svarende til 10 kg/år, hvilket igen svarer til 1 kg/l som kildestyrke ved depotet.

Af figurerne fremgår det, at:

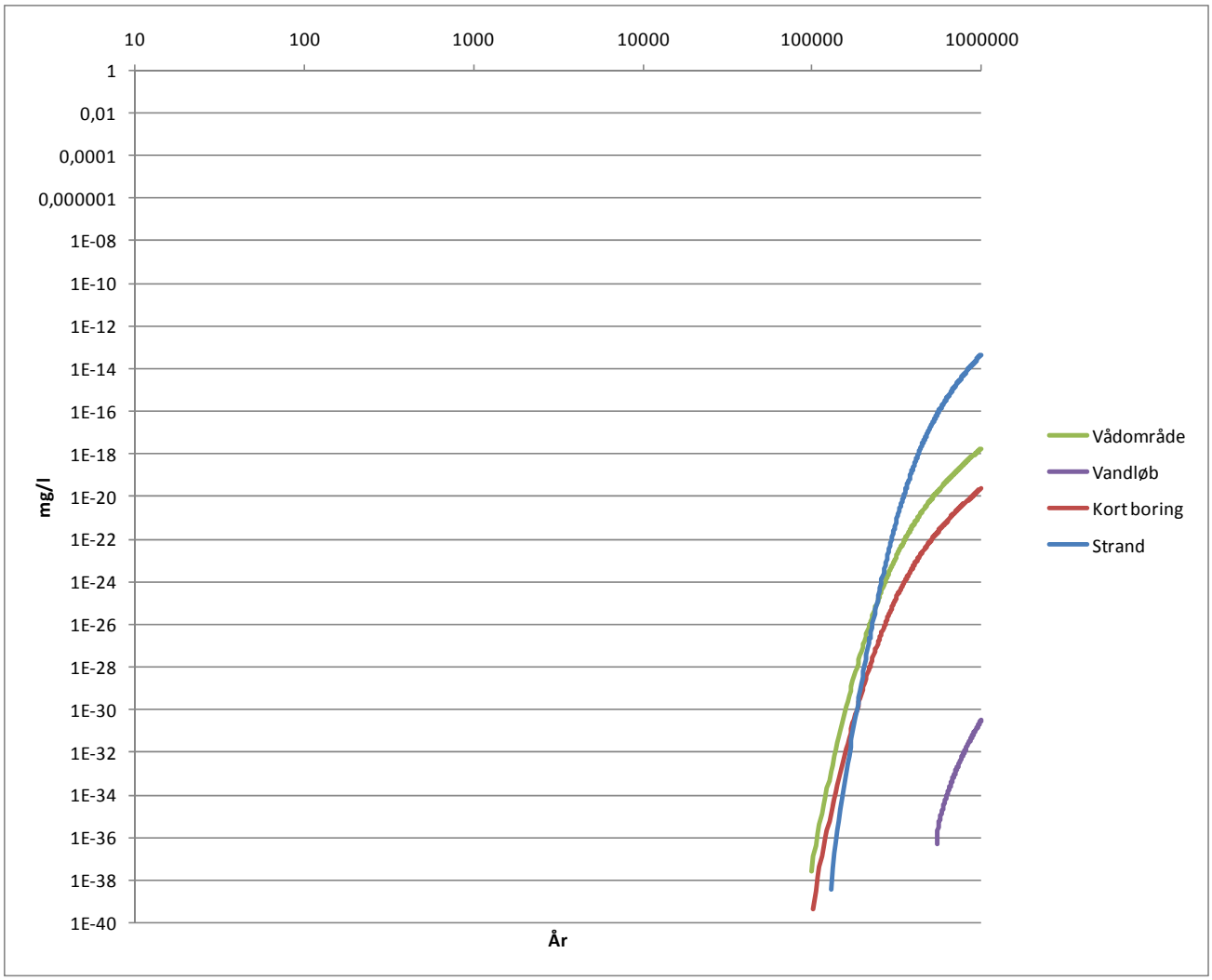
- Der er store forskelle mellem gennembrudstiden og koncentrationsniveauerne mellem de forskellige geologier. De laveste koncentrationer og seneste gennembrud forekommer i klippeformationen, mens de tidligste gennembrud og højeste koncentrationer forekommer i morænelersformationen.
- Der sker gennembrud i fed ler lidt senere end i kalkformationen og koncentrationerne er lidt lavere.
- Der er kun opnået stationære tilstand for koncentrationer i morænelersformationen inden for de anvendte 1.000.000 års simuleringstid.



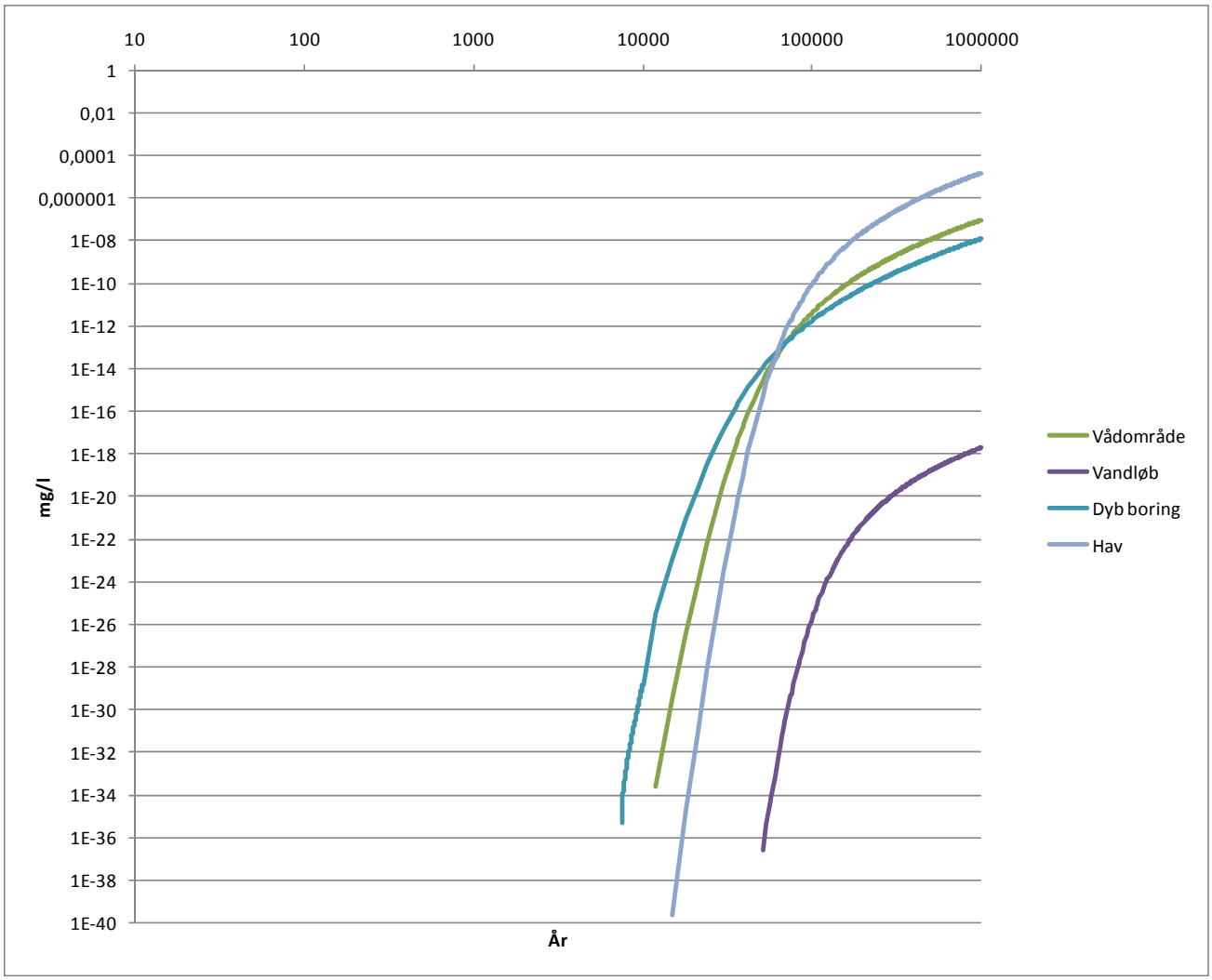
Figur 7.6 *Gennembrudskurve af koncentration som funktion af tiden for mellemdyb depotplacering i moræneler. ML5M5 (depotet er placeret i moræneler 50 m under terræn med et sandlag beliggende 20 til 30 m under terræn)*



Figur 7.7 *Gennembrudskurve af koncentration som funktion af tiden for mellemdyb depotplacering i fed, plastisk ler. L5M6 (depotet er placeret i fed ler 60 m under terræn med et sandlag beliggende 20 til 30 m under terræn)*



Figur 7.8 *Gennembrudskurve af koncentration som funktion af tiden for mellemdyb depotplacering i klippeformation. G3M6 (depotet er placeret i klippe 60 m under terræn med et sandlag beliggende 0 til 10 m og 20 til 30 m under terræn)*



Figur 7.9 *Gennembrudskurve af koncentration som funktion af tiden for mellemdyb depotplacering i skrivekridt. SK4M7 (depotet er placeret i skrivekridt 70 m under terræn med Danien kalk 20 til 40 m og moræneler 0 til 10 m under terræn)*

Baseret på resultaterne præsenteret ovenfor samt i Appendiks E kan det konkluderes, at:

- Der er stor variation mellem de forskellige geologier i forhold til gennembrudstid og koncentrationsniveauer under stationære forhold; dette viser betydningen af at anvende lokale data ved den endelige sikkerhedsanalyse.

- Der er ligeledes stor variation mellem de forskellige depotplaceringer (terrænnært, mellemdybt og borehul) i relation til gennembrudstid og koncentrationsniveauer under stationære forhold.

- Forholdene i de geologiske formationer som omslutter det lag, hvor depotet er placeret, er meget vigtige og vil have stor betydning for spredningen af nuklider, som slipper ud fra depotet. F.eks. vil en placering af depotet i fed, plastisk ler, som ligger tæt på et højpermeabelt lag af Danien kalk, resultere i et hurtigt gennembrud i indvindingsboringen nedstrøms depotet.

7.5 Biosfæremodel

Når der her i forstudiet udføres en dosisvurdering, hvor hverken beliggenheden eller depotkonceptet er valgt, og hvor den indledende klassificering er baseret på et forholdsvis forenklet grundlag, er det nødvendigt at anvende en række forudsætninger med hensyn til den repræsentative persons vaner og brug af arealerne m.m. nær depotet. For at sikre en konservativ/forsigtig tilgang, antages det, at den repræsentative person får al sin føde fra det område, som potentielt er påvirket af depotet, se beskrivelsen af alle antagelser i 7.1.3. Den repræsentative person antages altså at være påvirket gennem inhalering af støv og gas og gennem ekstern eksponering fra depotet. Dette er en meget hypotetisk situation, men da sammenhængen er et valg mellem depotkoncepter og geologi, vil det i princippet være ens for alle scenarier, og således er sammenligning mulig. I fremtidige sikkerhedsvurderinger af specifikke lokaliteter osv., bør betydningen af disse forudsætninger vurderes.

Eksponeringen kan være intern, dvs. foregå igennem indtagelse og inhalering af radioaktive nuklider, eller ekstern, dvs. dosis grundet ophold i et forurenet miljø. Det skal bemærkes, at dosisvurderinger for typiske driftssituationer af nukleare anlæg eller frigivelse fra et dybt geologisk depot oftest konkluderer, at den eksterne dosis er ubetydelig sammenlignet med den interne eksponering.

Bidraget til den totale dosis ad forskellige eksponeringsveje afhænger af hvordan produktionen af afgrøder, kød, fisk, osv. foregår og almindelige ernæringsmæssige krav fra et repræsentativt individ, som bor på lokaliteten Dosismodellen bruger danske værdier for indtag, hvor det er muligt, og i andre tilfælde primært værdier fra lignende svenske modelleringer af eksponeringen (se eksempelvis Bergström et al, 1999).

ICRPs dosiskoefficienterne (ICRP, 1996) for inhalering og indtag er anvendt, mens dosiskoefficienter for ekstern eksponering som følge af brug af forurenet vand på land og udsivning af forurenet vand ved kysten, er vurderet under brug af metoderne beskrevet i Bergström et al (1996).

Biosfæremodellen er beskrevet i større detalje i Bilag F. Modellen er baseret på en vurdering af mulige eksponeringsveje for den repræsentative person. I situationen med udsivning over lang tid fra depotet til grundvandszonen skyldes eksponeringen udsivning af forurenet vand fra depotet til grundvandszonen. Vurderingen af eksponering fra de gasformige kilder som f.eks. radon er beskrevet i 7.7.

Biosfæremodellen bruger inputkoncentrationer fra grundvandsmodellen (og modellen for frigivelse af gasformige forbindelser). I grundvandsmodellen er frigivelseskoncentrationerne beregnede i de i Tabel 7.6 viste punktet, hvor de tilknyttede eksponeringsveje er opført.

Tabel 7.6 Potentielle eksponeringsveje relaterede til udløbspunkterne fra grundvandsmodellen.

Dyb boring	Menneskers indtag af drikkevand
Kort boring	Optag via mælk og kød fra husdyr som har drukket vand fra brønden
	Optag via afgrøder som er blevet vandet med vand fra brønden
	Inhalering af dampe og resuspenderede partikler
	Ekstern eksponering fra kunstvandet forurenet jord
Vandløb	Indtage af ferksvandsbiota (fisk, krebsdyr, osv.)
Hav	Indtage af biota (fisk, krebs, makroalger, muslinger, osv.)
Kystlinjen	Ekstern eksponering fra udsivning af forurenet vand i strandzonen

I biosfæremodellen er eksponeringen således beregnet baseret på koncentrationerne af hvert af udløbspunkterne fra grundvandsmodellen. I modellen er dosisomregningsfaktorer for hvert nuklid og udløbspunkt beregnet, dette er den samlede dosis resulterende fra en enhedskoncentration i udløbspunktet gennem alle relevante eksponeringsveje, som relaterer sig til udløbspunktet.

I modellen antages det, at den korte boring bruges til vanding af afgrøder og kvæg, at afgrøderne vokser ovenover (eller ret tæt på) depotet og, at græssende kvæg også befinder sig her. Den korte boring medfører således flest eksponeringsveje, inklusive indtage af afgrøder, kød og mælk, inhalering af resuspenderet støv forurenet gennem vanding af jorden, og ekstern eksponering, som også er forårsaget af vanding af jorden.

Den dybe brønd benyttes til drikkevand til mennesker.

Fisk osv. fanges i fra både vandløbet og havet. Halvdelen af indtaget ad fisk tages fra vandløbet, den anden halvdel tages fra kystzonen, som også er, hvor alle skaldyr antages at komme fra.

Strandzonen giver kun anledning til ekstern dosis.

Således er resultatet af dosismodellen en matrix indeholdende en dosisomregningsfaktor for hvert nuklid og hvert udløbspunkt.

Selvom koncentrationerne i det vand, som siver ud til det definerede vådområde, er beregnet i grundvandsmodellen, er det blevet besluttet ikke at inkludere påvirkninger fra vådområdet i dosismodellen, da brugen af vådområdet til produktion af generelt anvendte madvarer er anset som værende af lille betydning for den samlede kost. Disse koncentrationer kan bruges til at evaluere påvirkningen af miljøet generelt. Koncentrationerne i dræn er heller ikke benyttet til at vurdere påvirkningerne af mennesker. Vådområdekoncentrationer kan inkluderes i en vurdering af eksponering af økosystemer på et senere stadie, hvis det anses for relevant.

Vurdering af mulige påvirkninger på grund af udsivning af gasformige nuklider fra depotet selv eller fra en forurenet grundvandsfane (eksempelvis radon) er også vurderet, se kapitel 7.8.

Relevante dele af dosismodellen, eksempelvis påvirkningen via udsivning til overfladevand, kan også bruges i modelleringen af påvirkningen fra uheld som beskrevet i kapitel 8.

Dosismodellen er kørt både deterministisk og probabilistisk, hvor fordelingen af usikkerheden af et stort antal parametre er inkluderede i modellen, som bruges i Monte Carlo simuleringer, til at generere en akkumuleret usikkerhedsfordeling for dosisomregningsfaktorerne.

7.5.1 Modelresultater

Resultatet af biosfæremodellen alene er et sæt af dosisomregningsfaktorer for hvert nuklid, beregnet for hvert af de mulige udløbspunkter i grundvandsmodellen:

- Den dybe boring
- Den korte boring
- Vandløbet
- Havet
- Kystlinjen

I disse dosisomregningsfaktorer er der også indregnet de relevante dosiskoefficienter afhængigt af de relevante eksponeringsveje, som giver anledning til indtag, inhalering eller ekstern eksponering fra jorden. De resulterende dosisomregningsfaktorer er vist i Tabel 7.7.

Som det kan ses af tabellen, er der en temmelig stor forskel mellem nukliderne. Dette skyldes delvist forskellen i dosiskoefficienterne (som repræsenterer forskellen i skade forårsaget af de forskellige nuklider, når de først er blevet optaget i kroppen ad en specifik vej) og er delvist begrundet i deres forskellige egenskaber med hensyn til adsorption i jord, optag og transport i planter og optag i dyr. Som det også kan ses, er der en forskel mellem de forskellige eksponeringsveje repræsenteret ved de forskellige udløbspunkter.

Tabel 7.7 Dosisomregningsfaktorer for de forskellige udløbspunkter fra grundvandsmodellen til biosfæremodellen.

	Dyb brønd	**Lav brønd**	**Vandløb**	**Kyst**	**Strand**
	[Sv/år/ Bq/m3]	[Sv/år/ Bq/m3]	[[Sv/år/ Bq/m3]	[Sv/år/ Bq/m3]	[Sv/år/ Bq/m3]
H-3	1,08E-11	7,02E-11	1,80E-13	3,96E-13	0
C-14	3,48E-10	1,69E-09	2,90E-08	3,36E-08	0
Ca-41	1,14E-10	4,29E-10	2,28E-11	5,70E-11	2,49E-11
Co-60	2,04E-09	3,90E-09	1,02E-08	2,18E-08	2,75E-07
Ni-63	9,00E-11	4,78E-10	1,50E-10	9,30E-10	0
Se-75	1,56E-09	4,43E-09	5,20E-08	2,09E-07	0
Sr-90	1,68E-08	4,25E-08	1,68E-08	2,24E-08	0
Tc-99	3,84E-10	5,87E-10	1,28E-11	3,90E-10	0
Ag-108m	1,38E-09	1,91E-09	1,15E-10	2,67E-08	1,75E-08
Ba-133	9,00E-10	1,17E-09	1,50E-10	3,36E-10	6,43E-11
Cs-137	7,80E-09	4,50E-08	1,30E-06	5,46E-08	6,36E-08
Sm-151	5,88E-11	8,76E-11	2,94E-11	2,55E-10	1,75E-07
Eu-152	8,40E-10	1,24E-09	7,00E-10	5,60E-09	3,03E-05
Eu-154	1,20E-09	1,77E-09	1,00E-09	8,00E-09	2,62E-05
Ir-192	8,40E-10	1,12E-09	1,40E-10	5,60E-10	9,56E-09
Pb-210	4,14E-07	5,10E-07	1,73E-07	1,41E-06	9,14E-11
Rn-222	0,00E+00	8,03E-17	0,00E+00	0,00E+00	4,0E-18
Ra-226	1,68E-07	2,32E-07	1,12E-08	3,36E-07	7,57E-11
Ac-227	6,60E-07	7,97E-07	1,10E-06	4,40E-06	9,56E-13
Th-229	2,94E-07	3,59E-07	2,94E-08	5,78E-06	2,58E-09
Th-230	1,26E-07	1,54E-07	1,26E-08	2,48E-06	3,98E-11
Pa-231	4,26E-07	5,20E-07	7,10E-08	2,84E-07	2,27E-09
Th-232	1,38E-07	1,68E-07	1,38E-08	2,71E-06	2,03E-11
U-233	2,94E-08	3,83E-08	4,90E-09	5,88E-08	7,57E-12
U-234	2,94E-08	3,83E-08	4,90E-09	5,88E-08	4,78E-12
U-235	2,82E-08	3,68E-08	4,70E-09	5,64E-08	1,35E-09
U-236	2,82E-08	3,68E-08	4,70E-09	5,64E-08	7,22E-12
Np-237	6,60E-08	8,01E-08	5,50E-08	2,20E-06	7,22E-10
U-238	3,06E-08	3,99E-08	5,10E-09	6,12E-08	2,04E-13
Pu-238	1,38E-07	1,58E-07	6,90E-08	1,84E-07	8,51E-11
Pu-239	1,50E-07	1,72E-07	7,50E-08	2,00E-07	2,38E-11
Pu-240	1,50E-07	1,72E-07	7,50E-08	2,00E-07	5,96E-12
Am-241	1,20E-07	1,37E-07	6,00E-08	8,00E-07	2,86E-09
Cm-244	7,20E-08	8,29E-08	3,60E-08	3,60E-07	4,77E-12

7.5.2 Usikkerhed og variation

Som for de andre modeller er variationen af parametrene anvendt i biosfæremodellen, noget der bør tages i betragtning. Den skyldes eksempelvis de forskellige mulige jordtyper i toplagene. Andre parametre såsom menneskers og dyrs indtag af forskellige fødeemner er usikre. Estimater for de mulige minimums- og maksimumsværdier og de relevante fordelingsfunktioner er foretaget, og baseret på disse kan sandsynlighedsberegninger udføres ved brug af @RISK. Dette er blevet gjort for et antal af nuklider, som repræsenterer forskellige nuklidgrupper med eksempelvis forskellige halveringstider.

Resultaterne viser, at variationen/usikkerheden varierer afhængigt af nuklidet og eksponeringsvejene. Dette skyldes delvist mængden af tilgængelige data der ligger til grund for vurdering af parametrenes variationsinterval. For Cs-137 foreligger der en del data, da dette nuklid ofte vækker bekymring i relation til luftbåren spredning af radioaktivt materiale, eksempelvis i sammenhæng med utilsigtede udslip fra nukleare anlæg. Dette giver faktisk en større variation for Cs-137 end, hvad der er blevet observeret for mange andre nuklider, hvor mindre mængder af data er tilgængelige. For at kunne tage dette med i betragtningerne, er et generelt variationsinterval på en faktor 100 anvendt i vurderingen af den mulige variation i den samlede eksponering via grundvand.

Et antal eksempler over fordelinger er givet i Bilag F.

7.6 Kobling af modellerne for eksponering via grundvand

Baseret på beregningen af den samlede dosis fra de forskellige eksponeringsveje, kan de forskellige depotkoncepter og geologier sammenlignes og sammenlignes med den samlede krav til tilladelig dosis, som er fastsat for forventelig eksponering fra depotet.

Sikkerhedsvurderingsmodellen beregner en dosis baseret på de koncentrationer, som findes ved udløbspunktet. Disse koncentrationer vil være en funktion af frigivelsen fra depotet og spredningen i miljøet. Disse beregninger kan principielt foretages uden hensyntagen til henfald, og når eksponeringstidspunktet er kendt, kan den resulterende aktivitet som funktion af henfaldet beregnes.

Den første kobling af modellerne udføres via kobling af resultaterne fra grundvandsmodellen og dosismodellen. Koblingspunktet er den K_D-værdi, som anses for at være gældende for et specifikt nuklid i en specifik geologisk formation, hvor depotet er placeret. Denne K_D-værdi vil, udover at afhænge af nuklidet, også afhænge af jordtypen og dybden, hvor depotet er placeret[37].

[37] Hvilket påvirker eksempelvis de geokemiske forhold og dermed K_D-værdien

Baseret på et litteraturstudie, er et sæt af relevante K_D-værdier valgt for hvert beregnet depotscenarie for samtlige relevante nuklider i affaldstyperne placeret i depotet. For alle nuklider er fortyndingen beregnet i grundvandsmodellen baseret på den K_D-klasse, der er sat som gældende for nuklidet. Dette er gjort for at muliggøre summeringen af doser fra samme udløbspunkt, da gennembrud og fortynding vil være ens for de forskellige udløbspunkter.

For hvert nuklid er fortyndingen så multipliceret med dosisomregningsfaktoren for hvert af udløbspunkterne for at opnå en dosisomregningsfaktor pr. udløbspunkt til et givet tidspunkt.

Disse resultater kombineres derefter med de resulterende udslip fra depotmodellen som funktion af de forskellige mulige affaldstyper, som opbevares i det pågældende depotscenarie og de anvendte fyldmaterialer. Til slut tages henfaldet af nukliderne med i betragtning for det betragtede tidspunkt, hvilket inkluderer indregning af dannelsen af døtre og deres henfald, hvor dette er relevant.

På denne måde kan de samlede dosisresultat pr. nuklid fås for hver specifik geologisk placering af et specifikt depotdesign og et specifikt sæt af deponerede affaldstyper med tilhørende fyldmaterialer[38]. For hver kombination kan den totale dosis af alle relevante nuklider så estimeres, hvilket giver en total dosis for scenariet, som så kan bruges som grundlag for sammenligningen af scenarierne.

Et antal af de barrierer og hændelser, som skal evalueres, påvirker primært tidspunktet, hvor gennembrud og den maksimale koncentration indtræffer. Dette er for eksempel tilfældet med tilbageholdelseskapaciteten af de forskellige materialer, og når man skal evaluere konsekvensen af et brud barriererne, såsom membraner, samt stål og beton som anvendes i forbindelse med konditioneringen og i konstruktionselementerne. Dette tages i betragtningen i depotmodellen, før modelresultaterne sammenkobles.

7.7 Eksponering via luftbårne nuklider

Depotet designes, så det kan tilbageholde radioaktive nuklider ved brug flere uafhængige barrierer afhængigt af depottypen. Luftbårne gasfrigivelse fra depotet kan således skyldes uheld osv., og med tiden også nedbrydningen af affaldsemballagerne og de særligt konstruerede barrierer som knytter sig til hver enkelt depottype. Utilsigtet frigivelse af luftbårne nuklider beskrives i kapitel 8.

Eksponering på lagt sigt kan være resultatet af udsivning af gasformige forbindelser til atmosfæren gennem toppen af de terrænnære depottyper eller ske via fordampning af nukliderne for en forureningsfane fra depotet.

[38] Både i tromlerne og beholderne og i depotet, som sådan

7.7.1 Transport og diffusion

Nuklider, som frigives til luften (eller til vand med følgende frigivelse til poreluften), vil transporteres og fortyndes, før de når den repræsentative person. Dette kan for langtidspåvirkninger modelleres ved:

- Modellering af en kontinuerlig gasflux fra depotet til atmosfæren og den følgende spredning i atmosfæren
- Modellering af frigivelse af dampe fra en forurenet grundvandsfane, hvis relevant.

7.7.2 Ekstern eksponering

Ekstern eksponering er en konsekvens af bestrålingen udsendt fra de radioaktive nuklider i det omkringliggende miljømedium, her luften. Eksponeringen af radioaktive nuklider i luften og i støvet, som ligger på jorden, vil være lavere indendørs grundet bygningens afskærmende effekt. En gennemsnitsdosis er beregnet under antagelse af, at den repræsentative person holder sig indenfor 80 % af tiden og udenfor 20 % af tiden, hvilket medfører en gennemsnitlig afskærmningsfaktor på 0,35[16]:

$$\overline{D} \cong 0{,}8 \cdot 0{,}35 \cdot D_{udendørs} + 0{,}2 \cdot D_{udendørs} \cong 0{,}5 \cdot D_{udendørs}$$

7.7.3 Intern eksponering

Intern eksponering skyldes optag af radioaktive nuklider i menneskekroppen. Inhalering af forurenet jord kan forekomme både inden- og udendørs, selvom indendørs eksponering for nogle nuklider vil være lavere grundet bygningens afskærmende effekt. Forureningen af luften med radioaktive nuklider kan komme fra både resuspension af jordpartiklerne og fra frigivelsen af de nuklider, som er bundet til partikler og aerosoler, samt fra nuklider, som findes på gasform (eksempelvis radon og ^{14}C som CO_2, hvis tilstede). Resuspension af støvet er behandlet i biosfæremodellen for alle nuklider og skal derfor ikke inkluderes i den separate modellering af påvirkninger fra luftbårne nuklider.

7.7.4 Eksponeringsveje

De eksponeringsveje, som er relaterede til de luftbårne nuklider, vil for langtidspåvirkningen primært inkludere:

- Inhalering af gasser
- Ekstern eksponering[39]

[39] Ekstern eksponering kan inkludere eksponering fra jordaflejring eller neddypning i forurenet luft. Siden de forventede scenarier kun inkluderer mulige emissioner af radon og $^{14}CO_2$ og dosiskoefficienterne for ekstern eksponering af disse nuklider er lig 0 eller meget lave, ekstern eksponering er ikke relevant i disse tilfælde.

Doser vil i forstudiet kun blive beregnet for voksne. I senere sikkerhedsvurderinger for konkrete lokaliteter, bør vurderingen dog laves for alle aldersgrupper som defineret af ICRP.

De relevante nuklider for vurderingen af langtidspåvirkninger er primært ^{222}Rn, som produceres gennem henfald af radium indeholdt i affaldet og muligvis i en lækagefane fra depotet på langt sigt. ^{14}C er også til stede i affaldet og kan muligvis udsive til den omkringliggende geosfære. Hvis ^{14}C er til stede i det nedbrydelige materiale under aerobe omstændigheder, vil CO_2 indeholdende ^{14}C blive produceret. Noget af denne CO_2 vil opløses i grundvandsfanen, men noget af det kan i princippet også frigives til poreluften.

7.7.5 Transport og diffusionsmodeller

Transport og diffusion af de frigivne luftbårne gasformige nuklider kan enten forekomme i atmosfæren som et resultat af diffusionen af gasformige nuklider (radon og CO_2) gennem jorden, som dækker depotet, eller grundet fordampningen af gasformige forbindelser (radon og CO_2) fra en forurenet grundvandsfane.

Spredning af luftbårne radioaktive nuklider

Radioaktive nuklider kan frigives til luften gennem en læk i en nedbrudt membran, som dækker de terrænnære depoter. Den følgende spredning til den repræsentative person[40] er modelleret med en Gaussisk spredningsmodel. Ved modelleringen er de mest ugunstige meteorologiske forhold blevet benyttet.

Damptransport fra en forureningsfane

Flygtige forbindelser vil frigives fra grundvandsfanen afhængigt af forholdet mellem dampforholdet og opløseligheden af forbindelsen (Henrys konstant).

Dampene vil diffundere opad gennem den umættede zone enten til jordoverfladen, hvor blanding i de lavere atmosfæriske lag vil forekomme, eller ind i bygninger. Påvirkningen fra radon vil afhænge af transporttiden til en mulig udsat i forhold til halveringstiden for det frigivne radon. Transporttiden vil primært afhænge af dybden til depotet og jordtyperne over depotet. Transporten ind i et hus skyldes både den diffusive transport gennem konstruktionen (eksempelvis gennem fine sprækker i et betongulv og ved basen af ydervæggene), og advektiv transport gennem sprækker i gulvet, som vil afhænge af trykforskellen mellem jorden under huset og det indvendige af huset (på grund af temperaturforskelle og ventilation i huset).

Kun den potentielle tillægsdosis fra radon frigivet fra grundvandsfanen vil blive vurderet (i forhold til mulige forskelle i depotdesign og lokalisering), selvom det er velkendt, at selve undergrunden kan være en kilde til radonpåvirkning.

[40] Antages at være den tættestbeliggende nabo beliggende 1 kilometer med vinden.

7.7.6 Frigivelsesmodeller

Fordampningen af de flygtige nuklider fra grundvandsfanen antages at finde sted under ligevægt. Dette er en worst-case antagelse i forhold til frigivelsen af radon. Dannelsen af radon i fanen er en funktion af henfaldet af radium, koncentrationen af radium og tiden. Koncentrationen af radium til et givet evalueret tidspunkt (1000 m nedstrøms fra depotet) vil afhænge af den geologiske placering af depotet og dermed af K_D-værdien, henfaldsraten og tiden.

Frigivelsen af radon fra depotet selv er relevant for depotmodeller placerede over grundvandet. Denne frigivelsesrate er en direkte funktion af den kombinerede henfaldsfunktion for radium og radon. Med tiden vil koncentrationen af radon og radium være i sekular ligevægt.

Frigivelsen af ^{14}C som en gas (som CO_2) vil afhænge af nedbrydeligheden af det deponerede kulstof (og af tilgængeligheden af ilt og opløseligheden af CO_2 i grundvandet). Det antages, at nedbrydningshastighden for kulstoffet er ret lille for det pågældende affald. I beregningerne af den direkte frigivelse af CO_2 fra depotet antages maksimalt 10 % af ^{14}C at være konverteret til CO_2, hvilket er konservativt sat.

7.7.7 Dosismodeller

I modelleringen af påvirkninger antages det, at den repræsentative person muligvis er påvirket af luftbårne nuklider som nabo grundet et læk i topmembranen eller gennem forflygtigelsen af radon fra grundvandsfanen, som passerer under hans hus, da han bor 1000 m nedstrøms fra depotet. Når påvirkningen af forflygtigelsen af radon betragtes, bruges tiden inde i huset som skrevet i 7.7.2.

Udendørs og indendørs ekspånering

Luftbårne radioaktive nuklider kan forårsage eksponering som:

- Direkte ekstern eksponering fra radioaktive nuklider i luften
- Direkte ekstern eksponering fra radioaktive nuklider deponeret i jorden
- Direkte intern eksponering grundet inhalering

Ekstern eksponering fra luft eller støv, som trækkes ind i huset, er for at forenkle beregningerne ikke vurderet i forstudiet.

Specifikke dosismodeller

Metoden for beregningen af dosis følger principperne anbefalet af IAEA for radiologisk eksponeringsvurdering (IAEA, 1994). Dette giver følgende generelle ligninger for dosis via inhalering og ekstern dosis:

Årlig dosis på grund af inhalering:

$$D_{inh} = C_a \cdot IH \cdot H_i \cdot DC_{inh},$$

hvor

C_a = Koncentrationen af radioaktive nuklider i luften [Bq/m³]

IH = Indåndingsrate [m3/h]

H_i = Eksponeringstid [h/år].

DC_{inh} er dosis koefficienten for inhalering [Sv/Bq] ifølge ICRP.

Ekstern årlig dosis fra en forureningsfane:

$$D_{ext,cl} = C_a \cdot DC_{ext} \cdot H_i,$$

hvor

$DC_{ext,cl}$ er dosiskoefficienten for den eksterne dosis (fra himlen/luften) [41].

Ekstern årlig dosis fra jorden:

$$D_{ext.gr} = q_{tør} \cdot DC_{ext,gr} \cdot H_i,$$

hvor

$DC_{ext,gr}$ er dosiskoefficienten for ekstern dosis fra jorden[42].

Detaljerede beskrivelser af de benyttede modeller for spredning osv. er givet i Bilag G.

7.7.8 Modelresultater

Langtidspåvirkning fra direkte frigivelse af radon

For den mulige langtidsfrigivelse af radon fra depotet på jordoverfladen og det terrænnære depot under overfladen (i denne sammenhæng antaget til at være placeret få meter under jordoverfladen) er beregninger blevet udført vedrørende den mulige frigivelse af radon (grundet henfaldet af radium) og af C-14 som CO_2 grundet aerob nedbrydning af 10 % af det radioaktive kulstof i affaldet. Dette er beregnet for år 800, hvor HDPE membranen anses som værende fuldstændig nedbrudt. Frigivelserne af nukliderne beregnes som:

Depot på jordoverfladen: Rn-222: $6{,}8 \cdot 10^{-6}$ GBq/s C-14 (as CO_2): $3{,}7 \cdot 10^{-60}$ GBq/s

Terrænnært depot: Rn-222: $2{,}2 \cdot 10^{-6}$ GBq/s C-14 (as CO_2): $2{,}0 \cdot 10^{-77}$ GBq/s

[41] (National Council on Radiation Protection and Measurements, 1996 and Karlsson & Aquilonius, 2001), se arbejdsrapport 14, Bilag B for benyttede værdier

[42] (National Council on Radiation Protection and Measurements, 1996 and Karlsson & Aquilonius, 2001), se arbejdsrapport 14, Bilag B for benyttede værdier

Frigivelsen af C-14 som CO_2 er så lav, at ingen beregning af dosen efter spredning er blevet foretaget.

For Rn-222 er beregninger udført for mulige doser for den repræsentative person, som bor 1 km nedstrøms fra depotet. Dosen vil afhænge af datterprodukter fra radon og vil inkludere ekstern dosis fra jord- og forurenet luft samt intern dosis fra indånding.

Den resulterende dosis vil være:

Depot på jordoverfladen: Rn-222: $3{,}3 \cdot 10^{-4}$ mSv/år

Terrænnært depot: Rn-222: $1{,}1 \cdot 10^{-4}$ mSv/år.

For at vurdere, hvorvidt radon vil være et problem, hvis det frigives fra en grundvandsfane under den repræsentative persons hus, er indledende beregninger af den resulterende radiumkoncentration i jorden omkring de forskellige depoter foretaget og sammenlignet med typiske baggrundskoncentrationer.

Udsivningen af radium fra de forskellige depottyper og placeringer vil resultere i porevandskoncentrationer nær depotet på maksimalt 0,2 GBq/m^3. Dette kan sammenlignes med målinger fra eksempelvis svenske brøndvandsprøver, som varierer mellem 0,2 og 2455 GBq/m^3 med en medianværdi på 12 GBq/m^3 (IAEA, 2005a). De resulterende porevandskoncentrationer kan således ses som værende ret lave sammenlignet med den naturlige baggrundskoncentration. På denne baggrund er det besluttet ikke at udføre beregninger på frigivelsen af radon fra en grundvandsfane.

7.8 Samlede resultater

I dette kapitel er de samlede resultater af modelleringen af langtidspåvirkningerne i de indledende sikkerhedsvurderinger præsenteret.

Alt i alt er 7 forskellige modeller blevet sammenlignet, se tabel 7.5, i fire scenarier, se sektion 7.3.1, hvor mere eller mindre af affaldet[43] er blevet placeret i en boring (depottype 11). Dette er blevet udført for:

- 4 forskellige geologier for depotet liggende på jordoverfladen (type 1)
- 7 forskellige geologier for det terrænnære depot under jordoverfladen (type 2)
- 9 forskellige geologier for de mellemdybe depoter (type 3-10), hvor kombinationerne af depoterne og geologierne afhænger af dybden ad depotet.
- Borehulsdepotet (type 11) er blevet evalueret i forhold til 2 geologier med 2 dybder for hver geologi

[43] Især det særlige affald

7.8.1 Kombinerede resultater

Tritium

En specifik kontrol af de resulterende tritiumkoncentrationer i de dybe og korte boringer er blevet udført i forhold til drikkekvalitetskravet for tritium på 100 Bq/l = 10^{-4} GBq/m^3.

Den maksimale dosis af tritium i boringerne findes for depoterne placeret i moræneleret nær et permeabelt lag af Danien kalk eller sand, hvor den ligger forholdsvis tæt på eller er lig med tritiumkriterierne, hvis der ikke anvendes fyldmaterialer i depotet. Dosis fra resten af depoterne ligger fra 2 til flere dekader under kriteriet.

Tungmetaller

Som tidligere nævnt indeholder affaldet også følgende større mængder af metal:

- 2 ton uran
- 50 til 70 ton bly
- 200 kg cadmium
- 80 kg beryllium.

Spredningen af uran og bly er blevet beregnet som del af beregningen af de radioaktive nuklider i disse metaller[44]. Baseret på disse, kan mulige resulterende koncentrationer af metallerne estimeres i brøndene og sammenlignes med drikkevandskvalitetskriterierne. Dette kan tilsvarende gøres for cadmium og beryllium, når deres opløseligheder kendes.

Cadmium kan baseret på en litteratursøgning antages at have en opløselighed på $2 \cdot 10^{-6}$ M, og beryllium en opløselighed på $1 \cdot 10^{-4}$ M. K_D-værdier for de to metaller er sat til at være henholdsvis 0,1 m^3/kg og 1 m^3/kg[45], også baseret på litteratur (Allen et al, 1995; Anderson & Christensen, 1988; ATSDR, 2008; Buchter et al, 1989; Del Debbio, 1991; Garcia-Miragaya, 1980; US Department of Health and Human Services, 2002).

Ud fra grundvandsmodelleringen foretaget for de forskellige K_D-grupper, kan det ses, at bly og beryllium vil tilbageholdes i jordmatricer i meget lang tid, og at det vil være blevet fortyndet med 10^{10} gange, før det når boringerne. Dette betyder, at de resulterende koncentrationer af bly og beryllium vil være meget lavere end de 5 µg/liter, som er det danske kvalitetskriterium for bly (Miljøministeriet, 2006). Det er intet kriterium for beryllium i Danmark, men US EPA har sat et drikkevandskvalitetskriterium på 4 µg/liter (US Department of Health, 2002).

[44] Da udslippene er blevet beregnede som koncentrationer og først senere omregnes til radioaktivitet.

[45] Dette er en meget konservativ værdi for beryllium.

Tilsvarende beregninger for cadmium og uran resulterer i maksimale koncentrationer for et worst-case scenarie på henholdsvis 0,0002 µg/liter og 0,000002 µg/liter. Det danske kvalitetskriterium for drikkevand er for cadmium 2 µg/liter (Miljøministeriet, 2006). Der er ikke noget kriterium for uran, men under naturlige forhold er der i Sverige i vandprøver fra kvatære aflejringer fundet niveauer på omkring 0,001 µg/liter (IAEA, 2005a).

De tilstedeværende metaller i affaldet udgør således ikke en risiko.

7.8.2 Usikkerheden på resultaterne på grund af parametervariation

Som det fremgår ses af de enkelte kapitler om de enkelte modeller i modelsystemet til vurdering af den samlede langtidspåvirkning via grundvandsvejen, er der variation og usikkerhed knyttet til resultaterne. For depotmodellen er usikkerheden/variationen typisk en størrelsesorden på 2 dekader, hvilket også gælder for dosismodellen. For grundvandsmodellen kan variationen være ret stor, når der ikke ses på en konkret lokalitet, men den vurderes at ligge indenfor 3 dekader for en udvalgt konkret lokalitet (som ikke er detaljeret undersøgt). På denne baggrund er det estimeret, at den reelle variation på resultaterne ligger indenfor mindst 7 dekader. Det foreslås derfor, at det beregnede resultat for den samlede dosis i forstudiet skal være mindst 5 dekader lavere end den faste dosisbegrænsning på 0,01 mSv pr. år for at sikre, at der ikke er nogen stor sandsynlighed for at overskride kriteriet. Dette forslag er også baseret på den generiske natur af den udførte modellering, hvilket på den ene side kræver ret konservative forudsætninger for den repræsentativ person, og på den anden side ikke differentierer med hensyn til den konkret påvirkede aldersgruppe eller antallet af udsatte personer.

7.8.3 Samlede resultater for dosismodelleringen

Som beskrevet tidligere har sikkerhedsvurderingen fokuseret på eksponeringen af to typer af terrænnære depoter:

- En type placeret på overfladen (ASR eller depottype 1)
- En type placeret op til 30 meter under overfladen (NSR eller depottype 2)

Disse to typer kan placeres på eller i fed ler, moræneler, kalksten eller klippesten. For depoterne beliggende under jordoverfladen er en beliggenhed lige under overfladen og en beliggenhed 30 meter under overfladen blevet undersøgt. Forskellige relevante tilgrænsende lag er blevet vurderet.

Mellemdybe depoter (MDR fra depottype 3 til 10 afhængigt af designet på depoterne og reversibiliteten af depotet) er blevet vurderet for alle fire geologier. Den højest beliggende depottype (bund omkring 50 meter under overfladen) er blevet vurderet i forhold til alle 4 typer geologi. For denne depottype er både depoter betjent ovenfra eller indefra vurderet.

For de dybere depoter er udelukkende betjening ovenfra medtaget, da det optager for meget plads i det samlede depotvolumen at tillade indvendig adgang i de dybere beliggende depoter. Derudover er et depot konstrueret som en kaverne i fed ler, kalksten og klippesten undersøgt. Depotet er beliggende med en bunddybde på omkring 70 meter i fed ler, kalksten og klippesten. Dette er baseret på de sandsynlige dybder fra de forskellige geologier. Derudover er mulige tilgrænsende permeable lag betragtet.

Borehulsdepotet er placeret i kalk og klippe i dybder fra 100 til 150 meter og fra 250 til 300 meter. Resultaterne vil også dække dybder herimellem.

Vurderingsmodellen kan selvfølgelig fremover benyttes til at undersøge andre geologiske beliggenheder.

De vurderede geologier er vist i Figur 7.14, som også er vist i grundvandsmodelleringskapitlet. Modellerne navngives i forhold til den "søjle" de er placerede i på geologifiguren og i forhold til deres dybde. Det terrænnære depot beliggende i fed ler kaldes således L1M1, imens de mellemdybe depoter i kalk kaldes henholdsvis SK2M5, SK4M7 og SK7M7. Depoterne beliggende i moræneleret navngives med startbogstaverne ML, mens depoterne beliggende i klippesten navngives med et G som første bogstav.

	Depth	Clay, till				
Near surface	0 - 10	ML; NS	ML	S	ML; NS	ML
	10 - 20	Bz	ML	ML	S	ML
	20 - 30	Bz	Bz	ML	ML; NS	S
	30 - 40	SK	Bz	Bz	ML	ML
Medium deep	40 - 50	SK	SK	Bz	Bz	ML; MD
	50 - 60	SK	SK	SK	Bz	Bz
	60 - 70	SK	SK	SK	SK	Bz
	70 - 80	SK	SK	SK	SK	SK
	80 - 90	SK	SK	SK	SK	SK
	90 -100	SK	SK	SK	SK	SK
Borehole	100 - 150	SK	SK	SK	SK	SK
	150 - 200	SK	SK	SK	SK	SK
	200 - 250	SK	SK	SK	SK	SK
	250 - 300	SK	SK	SK	SK	SK

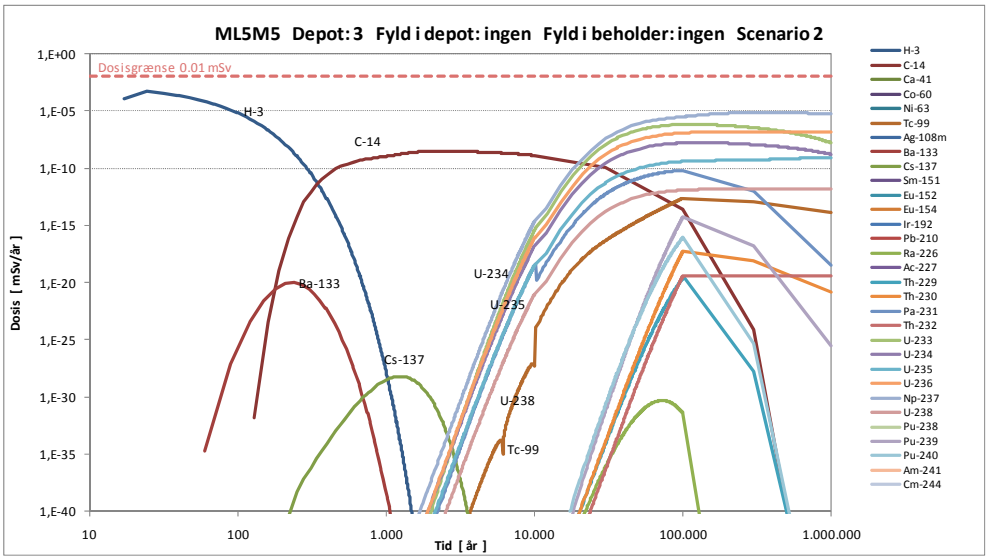
	Depth	Clay, fat				
Near surface	0 - 10	ML	ML	S	ML	ML
	10 - 20	L; NS	ML	ML	S	ML
	20 - 30	L	L	ML	ML	S
	30 - 40	L; NS	L	L	ML	ML
Medium deep	40 - 50	L	L	L	L	ML
	50 - 60	L; MD	L	L	L	L; MD
	60 - 70	Bz	L	L	L	L
	70 - 80	Bz	Bz	L	L	L; MD
	80 - 90	SK	Bz	Bz	L	L
	90 -100	SK	SK	Bz	Bz	L; MD
Borehole	100 - 150	SK	SK	SK	Bz	Bz
	150 - 200	SK	SK	SK	SK	Bz
	200 - 250	SK	SK	SK	SK	SK
	250 - 300	SK	SK	SK	SK	SK

	Depth	Limestone							
Near surface	0 - 10	SK; NS	Bz	Bz	ML	ML	S	ML	ML
	10 - 20	SK	SK	Bz	Bz	ML	ML	S	ML
	20 - 30	SK	SK	SK	Bz	Bz	ML	ML	S
	30 - 40	SK	SK	SK	SK	Bz	Bz	ML	ML
Medium deep	40 - 50	SK	SK; MD	SK	SK	SK	Bz	Bz	ML
	50 - 60	SK	SK	SK	SK	SK	SK	Bz	Bz
	60 - 70	SK	SK	SK	SK; MD	SK	SK	SK; MD	Bz
	70 - 80	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
	80 - 90	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
	90 -100	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
Borehole	100 - 150	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK; B
	150 - 200	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
	200 - 250	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK
	250 - 300	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK	SK; B

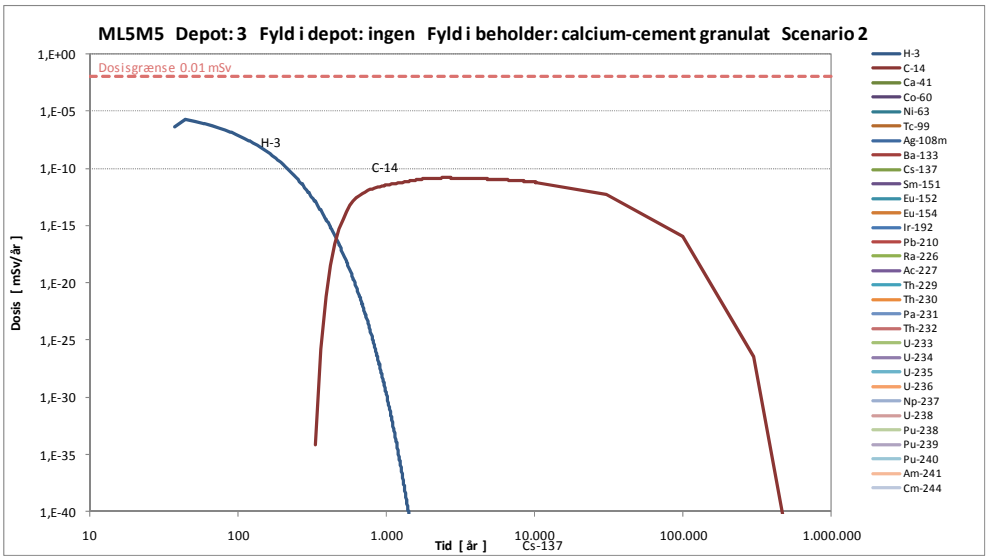
	Depth	Rock			
Near surface	0 - 10	Granite; NS	ML	ML	S
	10 - 20	Granite	Granite	S	ML
	20 - 30	Granite	Granite	Granite	S
	30 - 40	Granite	Granite	Granite	Granite; MD
Medium deep	40 - 50	Granite	Granite	Granite	Granite
	50 - 60	Granite	Granite	Granite; MD	Granite
	60 - 70	Granite	Granite	Granite	Granite
	70 - 80	Granite	Granite	Granite	Granite
	80 - 90	Granite	Granite	Granite	Granite
	90 -100	Granite	Granite	Granite	Granite
Borehole	100 - 150	Granite	Granite	Granite	Granite; B
	150 - 200	Granite	Granite	Granite	Granite
	200 - 250	Granite	Granite	Granite	Granite
	250 - 300	Granite	Granite	Granite	Granite; B

Figur 7.14 Vurderede depot- og geologikombinationer

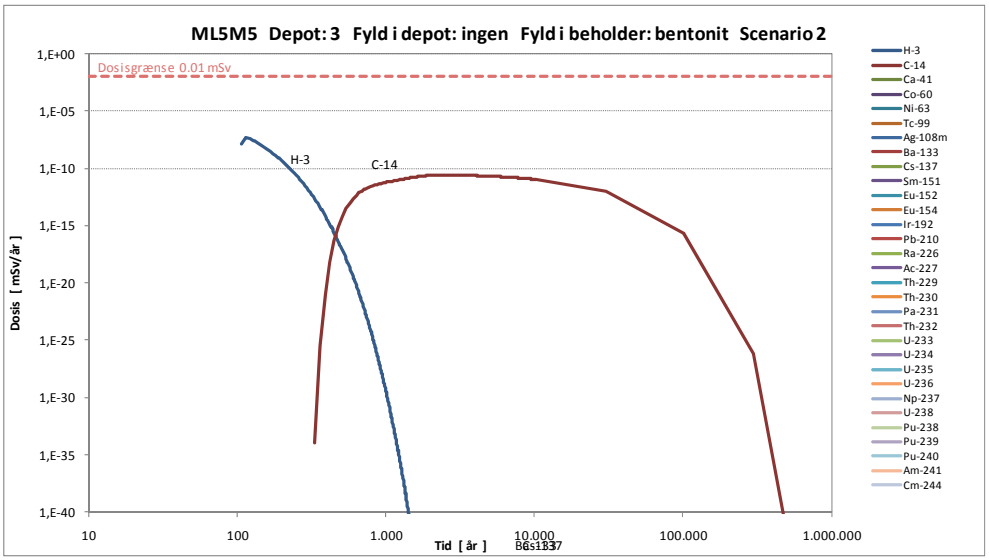
Alle dosisresultater for alle depottyper uden anvendelse af fyldmaterialer hverken i eller omkring beholderne er vist i Bilag K, mens nogle eksempler på resultater med og uden anvendelse af fyldmaterialer er givet nedenfor. De viste resultater gælder for et mellemdybt depot og scenarie 2. hvor det meste af det relevante affald, (men ikke affaldstype 13) er placeret i et borehul, se 7.3.1.



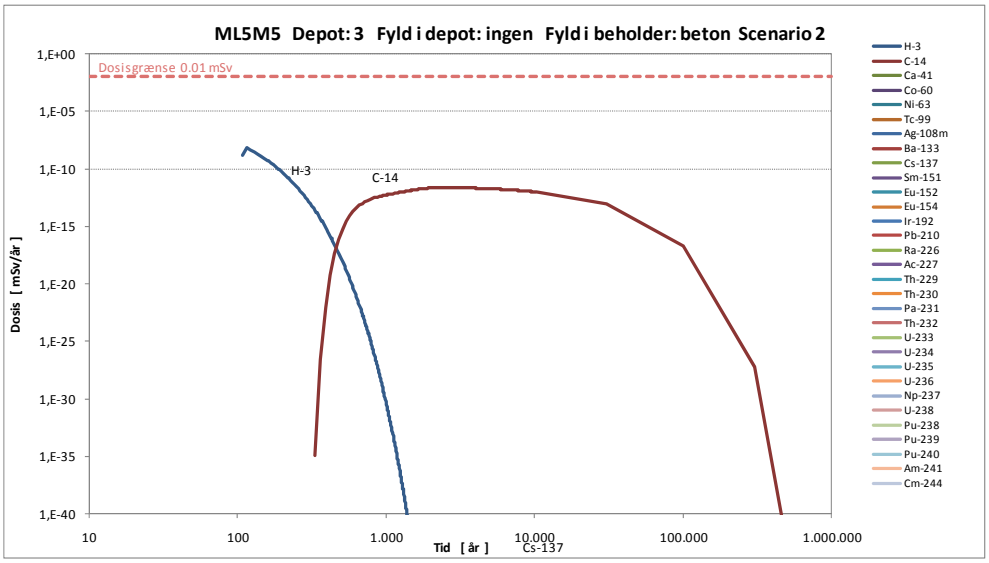
Figur 7.15 Dosisresultater for et mellemdybt depot beliggende i moræneler



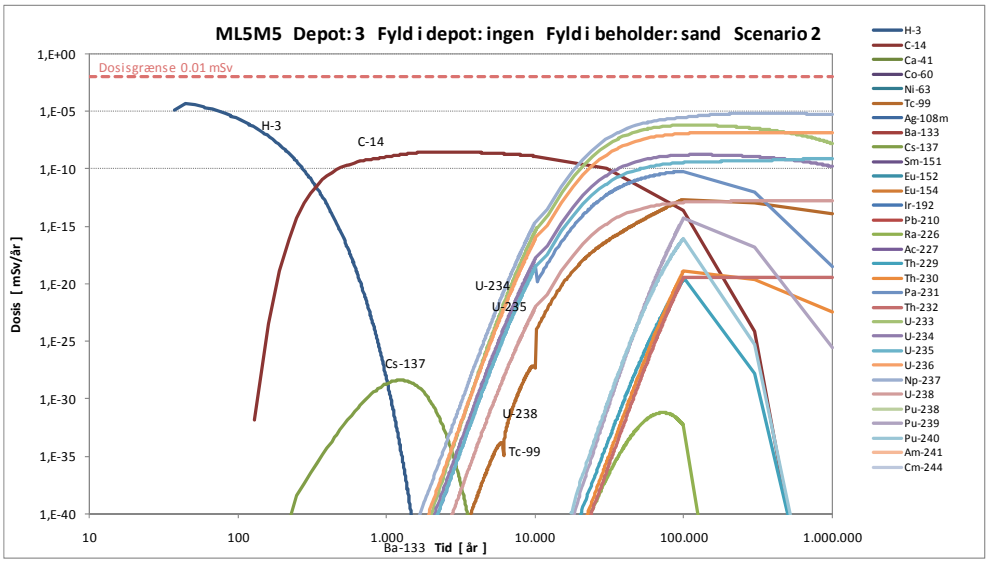
Figur 7.16 Dosisresultater for de mindre tilbageholdte nuklider i samme depot som i figur 7.15 med calciumcementgranulat som fyld. Da uran osv. ikke vil frigives før efter beregningsperioden for en frigivelse på 10.000 år, kan den fulde effekt af de radioaktive nuklider ikke ses på kurverne.



Figur 7.17 *Dosisresultater for de mindre tilbageholdte nuklider i samme depot som i figur 7.15 med bentonit som fyld. Da uran osv. ikke vil frigives før efter beregningsperioden for en frigivelse på 10.000 år, kan den fulde effekt af de radioaktive nuklider ikke ses på kurverne.*



Figur 7.18 *Dosisresultater for de mindre tilbageholdte nuklider i samme depot som i figur 7.15 med beton som fyld. Da uran osv. ikke vil frigives før efter beregningsperioden for en frigivelse på 10.000 år, kan den fulde effekt af de radioaktive nuklider ikke ses på kurverne.*



Figur 7.19 *Dosisresultater for det samme depot som i figur 7.15 med sand som fyld i ISO containere.*

Dosisresultaterne for depoterne placeret ovenpå jordoverfladen viser meget høje doser for depoterne beliggende på fed ler og klippe. Dette skyldes jordlagenes impermeabilitet, hvilket får vand med høje koncentrationer til at løbe gennem drænsystemet direkte ud i vandløbet. Dette er en forenklet beskrivelse, hvilket som bør detaljeres, når viden foreligger om de konkrete lokaliteter.

Generelt set, viser dosiskurverne, at beliggenhed nær et permeabelt lag forøger risikoen for en højere dosis, og at dette har større betydning end dybde og geologi (bortset fra beliggenheden i klippe). For klippelokaliteterne skyldes dette til dels antagelsen om, at der ikke er nogen sprækker af betydning i klippen. Denne forudsætning er anvendt på grund af modellernes generiske karakter. Den konkrete retning af sprækkerne vil have stor betydning i forhold til de recipienter, som muligvis påvirkes, og dette bør inkluderes i modelleringen af en konkret lokalitet i en klippeformation.

Nogle af dosiskurverne fremstår som "knækkede" på figurerne omkring år 100.000, hvilket skyldes, at beregningstiden for det respektive nuklid ikke har været lang nok eller med små nok beregningskridt, til at de kan kombineres direkte med henfaldsberegningerne. Når man sammenligner den resterende aktivitet af disse nuklider, og deres dosisomregningsfaktorer, med nuklider, hvor beregningstiden med små tidsskridt har været længere, viser dette, at dosis ikke på et senere tidspunkt vil være større for disse nuklider end for dem, hvor beregningerne er blevet foretaget for op til en million år.

Dosisberegningerne er kun udført for fyld i beholderne alene eller fyld omkring beholderne alene, men kobling af disse resultater kan umiddelbart foretages. Det bør bemærkes, at beregningerne for fyldmaterialerne ikke medtager den absolutte retentionskapacitet af fyldet i. Dette kan få reduktionen til at se for stor ud for kombinationen af fyldmaterialer og nuklider med højt sorption. Dette er en anden grund til den foreslåede "sikkerhedsforskel" på 5 dekader optil dosis kriteriet.

Tidligere beregninger, som kun medtog effekten af fyldmaterialerne med hensyn til reduktion af den hydrauliske ledningsevne og ændringen i de geokemiske forhold, har vist reduktioner på i størrelsesordenen 2 til 4 dekader afhængigt af kombinationen af fyldmateriale, geologi og nuklid. De samlede anbefalinger er baserede på en kombination af resultaterne.

Det kan ses af resultaterne for depoterne uden fyldmaterialer, at dosis for nogle af nukliderne er tæt på 0,00001 mSv pr. år, hvilket er over den foreslåede værdi, når man medtager usikkerhederne. På den anden side er næsten alle depoterne et godt stykke under dette niveau, når der anvendes fyldmaterialer. Dette er, sammen med resultaterne fra kapitel 8 omkring vurderingen af uheld udgangspunktet for anbefalingerne givet i kapitel 11.

8 Vurdering af uheldshændelser

8.1 Grundlæggende forudsætninger

8.1.1 Depoter

Følgende depottyper er undersøgt med henblik på at identificere og vurdere hændelser, der kan føre til uønskede konsekvenser for anlæggets naboer:

- Overfladedepot (ASR) både med og uden borehul (BORE) til det mest radioaktive affald.
- Terrænnært depot (NSR med BORE til det mest radioaktive affald. Dette depot er beliggende på en dybde af 0-10 m under terræn.
- Mellemdybt depot (MDR) med BORE til det mest radioaktive affald. Der findes tre typer MDR, alle beliggende på en dybde af 10-100 m under terræn. Borehullet er beliggende på en dybde af 100-300 m.
- Mellemdybt depot (MDR) til alt affald. Der findes tre typer MDR, alle beliggende på en dybde af 10-100 m under terræn.

Sikker depotudformning

Betonvæggene i overfladenære og mellemdybe depoter vil blive udformet til at forhindre revnedannelse forårsaget af jordskælv. Det forventes, at de vil blive udformet til at modstå jordskælv med en returperiode på op til 1000 år.

ASR vil være udstyret med en 10 m^3 dræntank til opsamling af muligvis forurenet vand, der er trængt ind i depotet. Vandet skal fjernes fra dræntanken ved pumpning, dvs. vandet kan ikke løbe ud gennem en utæt ventil. Dræntanken udstyres med niveaumåler og alarm. En sonde måler det radioaktive niveau inde i tanken. Tanken er placeret, så eventuelle lækager er synlige og kan opsamles.

ASR vil være udstyret med et elektronisk system til lækagedetektering på topmembranen.

Dræntanken til vand, der kan være forurenet, tømmes i driftsperioder regelmæssigt på en sikker måde, når der er 1 m^3 i tanken, eller mindst en gang i kvartalet.

Placering af depot

Det antages, at depoterne vil ligge på et sted, hvor de ikke er udsat for oversvømmelse af havvand med den nuværende vandstand.

Det antages ligeledes, at man har indregnet en forholdsvis høj stigning af vandstanden i havet som følge af global opvarmning, og at depotet dermed ikke vil være udsat for oversvømmelse i tilfælde af, at havets vandstand stiger mindre end 5 m i gennemsnit.

Luftstyring/ ventilation

I mellemdybe depoter, der betjenes inde fra depotet (dvs. ikke fra terræn) under opfyldning af depotet, filtreres luften i depotet, før denne udledes til atmosfæren. Filteret forventes at holde alle partikler tilbage undtagen Rn. Filterne antages at fungere, indtil depotet forsegles.

Drift af depotet

Det følgende antages, hvad angår driften af depotet, uanset hvilken type depot der er tale om:

- Affald fra Dansk Dekommissionering fyldes i depotet i det første år.
- Depotet er åbent for tilfyldning af yderligere affald indtil 30 år efter depotets åbning.
- Depotet lukkes og forsegles efter 30 år.

8.1.2 Andet

Kendskab til depotet

Det antages, at depotets eksistens vil være kendt i de første 300 år. Efter 300 år vil depotet være glemt.

Dosiskriterier

For uheld anvendes en referencedosis på 1mSv pr. uheld, og det accepteres generelt, at der ikke er behov for tiltag til reducering af risiko. Sammenlignet med den normalt anvendte referencedosis på 10 mSv per uheld indeholder dosisgrænsen på 1 mSv pr uheld en sikkerhedsfaktor på 10 for at tage højde for den usikkerhed, der findes i disse typer analyser.

Personer

Følgende begreber anvendes i dette kapitel:

- Arbejder: Person, der arbejder på depotet.

- Nabo: Repræsentativ person, der bor 1 km fra depotet.

Naturkatastrofer

Som nævnt i "Beslutningsgrundlag for et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald" (Ministeriet for Sundhed og Forebyggelse, 2008), skal nærværende analyse ikke indeholde risici forbundet med naturkatastrofer, hvor sandsynligheden enten er ekstremt lav, eller hvor konsekvenserne af katastrofen er betydeligt større end konsekvenserne af et udslip af det radioaktive materiale. Eksempler herpå omfatter voldsomme jordskælv, store meteornedslag, istider og vulkansk aktivitet.

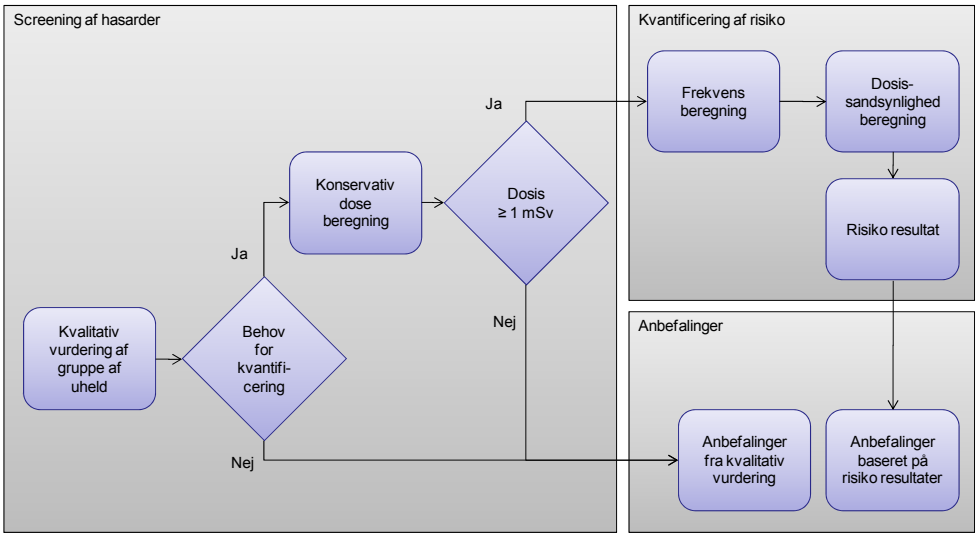
I forbindelse med nærværende rapport betragtes jordskælv, der måler 7,0 eller mere på Richterskalaen, som værende større jordskælv.

Giftighed af kemikalier

Med hensyn til uheld vurderes det, at konsekvenser forbundet med affaldets giftighed er mindre end de, der er forbundet med radioaktiviteten. Derfor betragtes primært konsekvenser i form af spredning af radioaktive stoffer i forbindelse med uheld.

8.2 Metode

Den overordnede metode, som bruges til at vurdere uheldsscenarierne, er vist i Figur 8.1 og beskrives nærmere nedenfor.



Figur 8.1 Overordnet metode til vurdering og modellering af uheld

På en workshop blev en række hasarder i relation til de forskellige depottyper identificeret. Disse hasarder er blevet grupperet i et antal uheldstyper, f.eks. *uheld under håndtering* eller *brand*. En screening af hasarderne blev udført for at identificere de mest betydelige uheldstyper. I en kvalitativ analyse er det vurderet, om der er et realistisk potentiale for, at et uheld påvirker en nabo, efterfulgt af en konservativ kvantitativ analyse af konsekvenserne for at vurdere, om der var potentiale for at udsætte en nabo for en dosis på 1 mSv. Denne vurdering blev udført for en spredningsberegning med Pasquill stabilitetsklasse F og en vindhastighed på 0,5 m/s. Hvis der ikke er tilstrækkelig aktivitet tilbage til at skabe en dosis på 1 mSv for en nabo, eller hvis der kræves et urealistisk stort udslip af affald for at skabe denne dosis, er der ikke foretaget yderligere kvantificering. Hvis det er realistisk, at en dosis over referencedosis kan opnås, skal hyppigheden for dette uheld vurderes sammen med sandsynligheden for fordeling af doser.

8.3 Screening af hasarder

Hasarderne er blevet inddelt i grupper efter den initierende hændelse. Disse grupper er listet nedenfor, og behandles i de følgende afsnit:

- Håndteringsuheld
- Mekanisk beskadigelse af depot
- Flystyrt/nedslag af meteorit
- Nedbrydning af emballage
- Brand
- Kemiske reaktioner
- Hærværk og krigshandlinger
- Indtrængen af levende organismer
- Naturfarer
- Arbejdssikkerhed.

8.3.1 Uheld ved håndtering

Hovedscenarierne forbundet med disse uheld er:

- Emballage falder fra hinanden under håndtering.
- Ineffektiv afskærmning af stråling pga. defekt emballage.

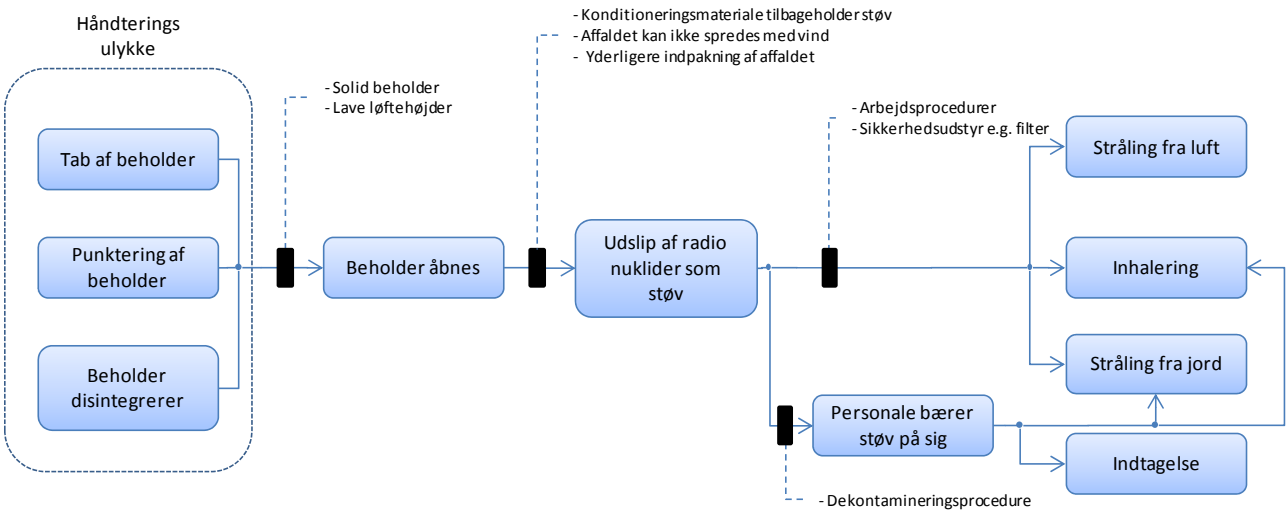
Fysisk beskadigelse af affaldsenhed under håndtering

Dette afsnit dækker uheld, hvor en del af affaldet slipper ud under håndtering på depotet, og omfatter risici forbundet med:

- Åbning af eller fysisk beskadigelse af emballage, der tabes
- Punktering af emballage ramt af gaffeltruck eller løfteudstyr.
- Disintgrering af emballage under håndtering f.eks. pga. rust eller konstruktionsfejl.

Disse uheld under håndtering kan føre til udslip af affald, omend kun det affald, der kan spredes som støv, udgør en fare for, at naboen udsættes for radioaktiv stråling. De identificerede affaldstyper, der kan fremkalde støv, er: affaldstype 1 (grafit), affaldstype 3 (stål og bly, herunder støvsugere), affaldstype 4 (beton og tungbeton, herunder betonstøv), affaldstype 8 (sand og malingsstøv fra sandblæsning), affaldstype 9 (rester fra fordampere, men kun rester, der ikke er blandet med bitumen), og affaldstype 10 (hovedsageligt forurenet jord).

Scenarier for håndteringsuheld er præsenteret i barrierediagrammet i Figur 8.2. Barrierediagrammet suppleres af en diskussion for hver type depot.



Figur 8.2 Barrierediagram for håndteringsuheld, hvor nabo udsættes for radioaktivt affald i form af støv

Faser

Scenarierne er relevante for forskellige faser for de forskellige depottyper:

- ASR - aktiviteter omhandlende fyldning af depotet kan finde sted, indtil depotet lukkes. Fjernelse af affald kan finde sted, så længe depotets eksistens ikke er glemt.
- NSR - aktiviteter omhandlende fyldning af depotet kan finde sted, indtil depotet lukkes. Fjernelse af affald kan finde sted, så længe depotets eksistens ikke er glemt.
- MDR - aktiviteter omhandlende fyldning af depotet kan finde sted, indtil depotet lukkes. Fjernelse af affald kan finde sted, så længe depotets eksistens ikke er glemt, hvis depotet er reversibelt. Et reversibelt depot er udformet under hensyntagen til den maksimale stablede belastning, som containerne og tromlerne.
- BORE - aktiviteter omhandlende fyldning af depotet kan finde sted, indtil depotet lukkes. Fjernelse af affald fra borehullet er ikke overvejet.

Overfladedepot (ASR)

ASR fyldes ved hjælp af gaffeltrucks eller kran. Containerne/tromlerne antages at skulle stables: maksimum fire ISO containere oven på hinanden eller ståltromler stablet i en højde af 3 m. Dette betyder, at løftehøjden for en ISO container er op til ca. 4 m og omkring 3 m for en ståltromle. Disse aktiviteter for denne type depot finder sted i det fri, hvis der ikke er opført midlertidige bygninger.

Dette betyder, at der ikke er nogen barrierer såsom filtre i ventilationssystemer eller blot en temporær bygning, der kan tilbageholde radioaktivt støv. De eneste mulige resterende barrierer er konditioneringsmaterialerne i affaldsenhederne.

Affald, der slipper ud i det fri i form af støv kan spredes mod naboerne. Deraf følger, at naboen udsættes via: inhalering samt eksponering fra luft og jord.

	Hvis proceduren for dekontaminering af personalet ikke fungerer eller ikke overholdes, kan personalet føre støv væk fra depotstedet, hvilket kan føre til, at andre (f.eks. familie) udsættes for stråling via indtagelse, eksempelvis hvis en arbejder, der er blevet udsat for støv, laver et måltid derhjemme, samt ved inhalering og stråling fra jorden.
Terrænnært depot (NSR)	Et terrænnært depot kan betjenes fra terræn ved hjælp af en kran, eller det kan betjenes indefra ved hjælp af en gaffeltruck og/eller en kran. I tilfælde af at det opereres fra terræn niveau bør der opstilles en midlertidig bygning. Hvis den midlertidige bygning ikke er etableret, er der ingen anden barriere end konditioneringsmaterialet i affaldsenheden (hvis dette er til stede). Beholdere stables med maksimum fire ISO containere oven på hinanden eller ståltromler stablet i en højde af 3 m. Hvis depotet opereres fra terrænniveau betyder det, at emballagen kan falde fra en højde på op til ca. 10 m. Hvis depotet opereres indefra, er løftehøjden for en ISO container op til ca. 4 m og omkring 3 m for en ståltromle. Udslip kan spredes på samme måde som beskrevet for ASR.
Mellemdybt depot (MDR)	Et MDR kan opereres fra terrænniveau (SOFA - Shaft Operated From Above) ved hjælp af en kran, eller indefra (SOFI - Shaft Operated From Inside; COFI - Cavern Operated From Inside) ved hjælp af kraner og gaffeltrucks. Hvad angår SOFI og COFI, vil der være et ventilationssystem med et filter, der vil holde al radioaktivt støv tilbage. I alle typer depoter stables beholdere med maksimum fire ISO containere oven på hinanden eller ståltromler stablet i en højde på op til 3 m. Faldhøjden fra en kran kan være henholdsvis mellem 10-100 m, 0-100 m og 0-4 m for henholdsvis SOFA, COFI og SOFI. Konsekvenserne af udslip til atmosfæren er de samme som beskrevet for ASR.
Borehul	Håndteringsulykker med konsekvenser for en nabo er ikke relevante fore borehullet, da det affald, der opbevares der ikke kan spredes med vinden. Cylindre, der tabes i et borehul, kan gå i stykker, når de lander på bunden af hullet. I den situation kan det være nødvendigt hente affaldet op igen og ompakke det.
Vurdering	Det anses for usandsynligt, at en betydelig dosis skabes af arbejdere, der fejlagtigt ikke er blevet dekontamineret. Det kan dog ikke udelukkes, at støv, der slipper ud og spredes af vinden, vil forårsage en dosis over grænseværdien på 1 mSv for en nabo.
Kvantitativ screening	Det er blevet beregnet for de forskellige affaldstyper, hvor stor en mængde der minimum skal spredes for at give en dosis på 1 mSv til en nabo. Resultaterne er vist i Tabel 8.1, og det kan herudfra vurderes, at kun affaldstype 4, 8 og 21 kan have potentialet til at forårsage et udslip, der medfører en dosis på 1 mSv.

Tabel 8.1 Resultaterne af beregningen af hvilken aktivitet der skal til, for at en nabo modtager en dosis på 1mSv. Affaldstyper markeret med grå er vurderet til ikke at have potentialet til at afgive referencedosen.

Affaldstype	Kritisk udslip, GBq	Andel af samlet aktivitet for affaldstype, %	Tilsvarende antal affaldsenheder	Emballagetype
1	831	35	5,5	Stålcontainer
3	866	1,8	1,8	ISO container
4	55	0,2	0,4	ISO container
8	2,8	0,1	0,02	Stålcontainer/210 l tromler indeni
9a	38	457	N/A	210 l tromler
10a	110	16.277	N/A	210 l tromler
10b	2,0	0,1	4,5	210 l tromler
21	0,2	0,1	0,1	ISO container

Ineffektiv afskærmning mod stråling

Denne fare omfatter risici forbundet med:

- Emballeringsprocessen blev ikke udført i henhold til standarderne.
- Fysisk beskadigelse af affaldsemballage under transport eller håndtering.
- Korrosion af emballagen pga. fugtighed eller vand i det midlertidige lager ved Dansk Dekommissionering.

Disse begivenheder medfører ineffektiv afskærmning mod stråling, så arbejderne på depotet kan være udsat for høje doser stråling. En sikkerhedsbarriere mod dette er, at alt affald kontrolleres, før det forlader Risø for at blive transporteret til affaldsdepotet. Denne type hasard er den samme for alle typer depoter.

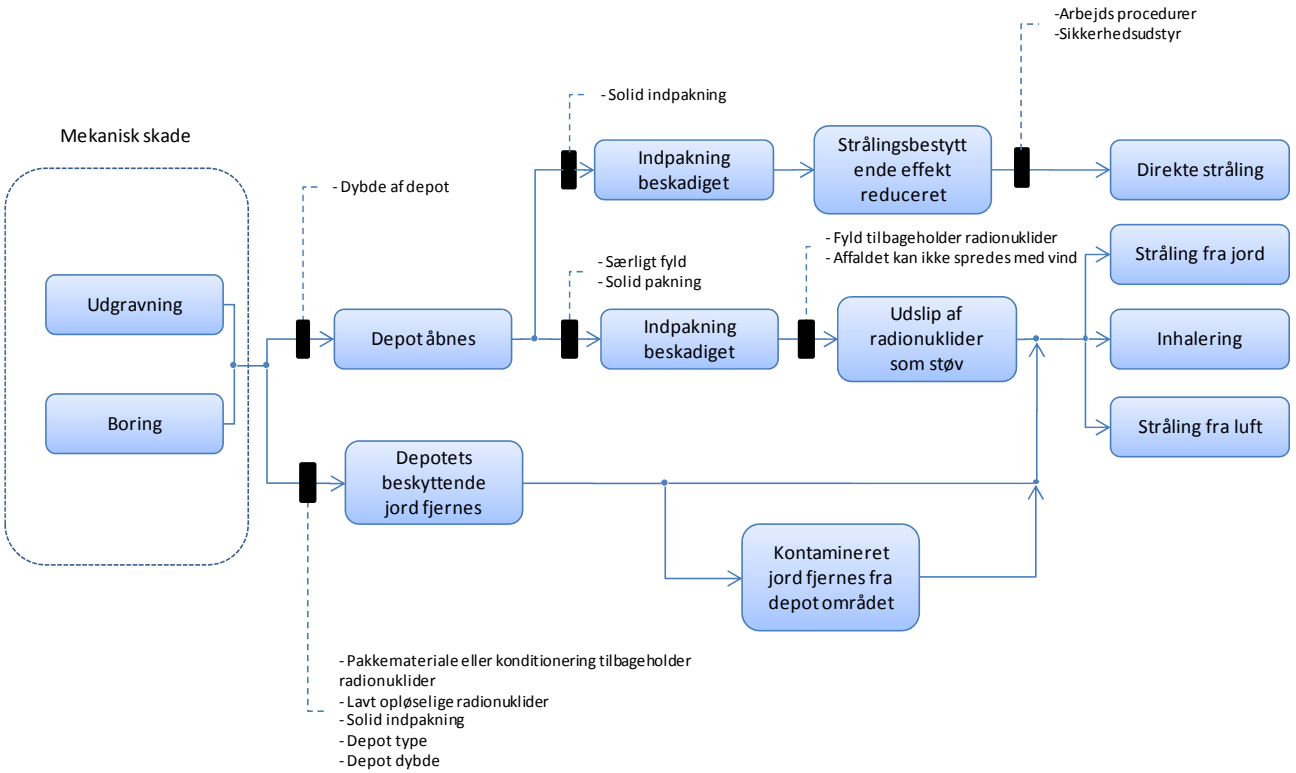
8.3.2 Mekanisk beskadigelse af depotet på grund af menneskelige aktiviteter

Hovedscenarierne forbundet med disse uheld omfatter:

- Boreaktiviteter ved eller tæt på depotstedet, når depotet er blevet glemt (det antages at depotet er glemt efter 300 år).
- Bygge- eller udgravningsaktiviteter ved depotstedet, når depotet er blevet glemt.
- Beskadigelse af depotet under opførelse eller under driften af depotet.

Udgravnings- og boreaktiviteter

Udgravnings- og borescenarierne vedrører den situation, hvor depotet er blevet glemt, dvs. efter 300 år. Scenarierne er præsenteret i barrierediagrammet.



Figur 8.3 *Barrierediagram for mekanisk beskadigelse af depot, hvor en nabo udsættes for radioaktivt affald i form af støv og bore-/udgravningsarbejder udsættes for høje stråle doser.*

Barrierediagrammet er suppleret nedenfor af en diskussion for hver af depottyperne. Når der udføres bore- eller udgravningsarbejde ved eller tæt ved depotet, kan depotet blive åbnet, og affald og/eller forurenet jord kan slippe ud som støv, f.eks. når der lastes lastbiler, der skal transportere jorden væk. Hvis affaldsenhederne stadig er genkendelige, opdager udgravnings-/borearbejderne måske, at noget er galt, og aktiviteterne stoppes. Hvis ikke, kan arbejdet fortsætte i flere dage. Både naboerne og bore-/udgravningsarbejderne kan blive udsat for radionuklider i form af støv, og udgravnings-/borearbejdere kan tillige blive udsat for direkte stråling fra radionukliderne i den forurenede jord.

Generelt kan man sige, at jo dybere depotet ligger, jo mindre er risikoen for, at depotet beskadiges af udgravnings- eller boreaktiviteter.

Det er konservativt antaget, at efter en længere periode, kan alle affaldstyper spredes med vinden som støv, idet de kan være blevet nedbrydning med tiden. Fyldmaterialet kan potentielt også blive forurenet efterhånden som der siver vand igennem depotet, og dermed indeholde radionuklider.

Driftsfaser	Bore- og udgravningsaktiviteter er kun relevante længe efter, at depotet er lukket, og dets eksistens for længst er glemt.
Overfladedepot	Udgravningsarbejder i eller tæt på depotet vil sandsynligvis resultere i udslip af radionuklider som støv, eftersom affaldet befinder sig blot få meter under terrænniveau, alt afhængig af graden af erosion og landskabsændringer, der er sket, i tiden mellem depotet blev etableret og udgravningsarbejdet fandt sted. Udgravningsarbejder, der åbner depotets sider, kan føre til, at affald med radionuklider løber af depotet og til en nærtliggende recipient. Hvis udgravningen er afgrænset til den centrale, flade del af depotet, forventes dette ikke at ske i større omfang end ellers, når HDPE membranerne alligevel er nedbrudt. I det tilfælde forventes det, at regnvand vil passere ned til undergrunden i stedet for. Boringer kan også medføre, at radionuklider frigives. Mængden af jord, og dermed mængden af støv, der frigives, vil være mindre end ved udgravningsaktiviteter.
Terrænnært depot	Med hensyn til udgravnings- og boreaktiviteter, gælder samme diskussion som for overfladedepoter. Betonpladen oven på det overfladenære depot kan dog yde en bedre beskyttelse af depotet og fungere som en advarsel til bore-/udgravningsarbejdere.
Mellemdybt depot og borehul	Udgravningsaktiviteter antages ikke at nå den dybde, hvor affaldsenhederne i et mellemdybt depot befinder sig. Boringer kan medføre udslip af radionuklider. Mængden af jord, og dermed mængden af støv, der frigives, kan være mindre end ved udgravningsaktiviteter. Boringer kan trænge igennem cylindre.
Vurdering	Det kan ikke udelukkes, at boreaktiviteter ved depotet, når det er blevet glemt, kan skabe en dosis over grænsen på 1mSv for en nabo.
Kvantitativ screening	Mængden, der skal spredes for at skabe en dosis på 1 mSv for en nabo, er beregnet for de affaldstyper, der kan spredes via luften. Resultaterne for år 300 er vist i Tabel 8.2, og det kan på herudfra evalueres, at affaldstyperne 3, 4, 8, 9d, 10b, 12, 13b, 15, 16, 17, 19, og 21 har potentiale til at medføre et udslip, der giver en dosis på 1 mSv, alt afhængig af typen af aktivitet (udgravning/boring).

Tabel 8.2 Resultaterne af beregningen af kritisk udslip, når dosen for en nabo når 1 mSv, nuklid fordeling 300 år efter depotets åbning. UD - udgravning, BO - boring. Affaldstyper farvet grå er blevet vurderet til ikke at have potentialet til at frigive referencedosen.

Affaldstype	Kritisk udslip ved aktivitet, GBq	Andel af samlet aktivitet for affaldstype, % i år 300	Tilsvarende antal affaldsenheder (i år 300)	Emballagetype	Relevant menneskelig aktivitet	Relevant tidsperiode, år
1	10.991	9.497		stålcontainer		
2	0,83	141		ISO container		
3	1.315	63	60	ISO container	UD	300 - 1.000
4	41	0,91	2	ISO container	UD	300 - 10.000
8	0,63	0,86	0,2	stålcontainer med 210 l tromler indeni	UD	300 - 10.000
9a	7,7	2.061		210 l tromler		
9b	7,4	1.130		210 l tromler		
9c	0,55	115		210 l tromler		
9d	0,65	1,2	0,25	210 l tromler	UD	300 - 10.000
10a	398	58.780.449		210 l tromler		
10b	0,64	0,93	37	210 l tromler	UD	300 - 10.000
11	49.021	2.501		stålcontainer		
12	0,65	1,1	1,3	stålcontainer med 210 l tromler indeni + cylinder	UD	300 - 10.000
13a	21,2	10	0,30	stålcontainer eller cylinder		300 - 10.000
13b	0,89	0,04	0,0011	stålcontainer eller cylinder	BO	300 - 10.000
15	0,64	0,38	0,023	stålcontainer eller cylinder	BO	300 - 10.000
16	0,65	0,10	0,0071	stålcontainer eller cylinder	BO	300 - 10.000
17	0,68	0,005	0,00045	stålcontainer eller cylinder	BO	300 - 10.000
18	0,87	43	2,6	stålcontainer eller cylinder		300 - 1.000
19	7,40	15	0,59	stålcontainer	UD	300 - 10.000
21	0,70	0,51	0,41	ISO container	UD	300 - 10.000

Beskadigelse af depotet under opførelse

Beskadigelse af depotet under opførelse omfatter perforering af HDPE (High Density Poly Ethylene) membranen samt revner i betonen. Konsekvenserne heraf vil være øget indstrømning af vand i depotet.

Driftsformer	Skade under opførelsen af et depot vil primært have en indvirkning i de første 100 år af depotets liv. Derefter forventes skaden ikke at have en betydelig indvirkning på flowet gennem depotet.
Overfladedepot	HDPE topmembranen kan beskadiges lokalt under opførelsen af depotet. Det er mindre sandsynligt, at dette sker, efter at 2 m jord er lagt oven på membranen. En beskadiget topmembran kan medføre, at vand trænger ind i det ellers tørre depot. Dette kan så igen medføre en øget korrosion af containere/tromler samt udsivning af kontamineret vand fra depotet gennem drænrørene over betonlaget og under den nederste HDPE membran. Det vurderes, at indvirkningen heraf på korrosionshastigheden vil være mindre end indvirkningen af det vand, der kom ind i depotet under den første opfyldning. Den nederste HDPE membran kan perforeres lokalt under opførelsen af depotet. Under opfyldningen beskyttes den af den øverste betonplade og sandlaget. Hvis den øverste membran er intakt, ville dette ikke have nogen indvirkning, efter depotet er fyldt og lukket, da affaldstyperne betegnes som tørre. Dog kan der i opfyldningsperioden trænge vand ind i ubeskyttede affaldsenheder og sive gennem affaldet, og derved opløse radionuklider. Normalt ville dette blive opsamlet af drænrørene, men i tilfælde af en perforeret undermembran kan noget af vandet sive igennem. Det er næppe sandsynligt, at betydelige mængder passerer igennem på denne måde, men man bør være opmærksom på at reducere mængden af vand, der når affaldsenhederne i opfyldningsperioden. Hvis både top- og bundmembranen bliver beskadiget, kan vand trænge igennem depotet. Processen vil dog være meget langsom, da betonlaget over og lerlaget under den nederste HDPE membran har en lav hydraulisk ledningsevne. Det meste vand ville flyde til drænrørene ovenpå HDPE membranen.
Terrænnært depot	Beskadigelse af depotet under opførelse kan ske i form af perforering af HDPE membranen eller revner i betonen på oversiden. Risikoovervejelserne er de samme som under overfaldedepotet ovenfor, med undtagelse af at det forventes, at der vil være en tagkonstruktion over depotet under opfyldningen. Revner i betonen og lavere betonkvalitet på lokale steder anses for at være med i usikkerheden omkring betonens hydraulisk ledningsevne, som er anvendt i beregningerne forbundet med langsigtede konsekvenser.
Mellemdybt depot	Beskadigelse af depotet under opførelse kan ske i form af revner i betonen. Dette kan øge indstrømningen af grundvand i depotet, men vil højst sandsynligt blive opdaget under opførelsen og/eller den efterfølgende periode, hvor der fyldes affaldsenheder i depotet. Reparationsarbejde kan udføres om nødvendigt. Hvis det ikke opdages, kan resultatet være en øget gennemstrømning af vand gennem depotet. Indvirkningen af dette vil være størst i områder, hvor den omkringliggende jord har en høj hydraulisk ledningsevne. Revner og en lavere betonkvalitet på lokale steder anses for at være med i usikkerheden omkring betonens hydraulisk ledningsevne, som er anvendt i beregningerne forbundet med langsigtede konsekvenser.

Borehul

Scenariet, hvor der sker beskadigelse af depotet under opførelsen, anses ikke for at være relevant for borehuller.

Vurdering

Det vurderes som usandsynligt, at beskadigelse af depotet under opførelsen vil føre til udslip af betydelige mængder radionuklider fra depoterne.

8.3.3 Utilsigtet udslip af drænvand

Overfladedepotet har et drænsystem, der fører evt. vand inde i depotet til en tank. Tanken antages at have en volumen på 10 m^3.

Årsagen til, at vand kommer ind i depotet, kan være nedbrydning af topmembranen, eller beskadigelse af membranen under. Den årlige mængde vand, der kommer ind i depotet i sådanne situationer, er skønnet til at være 4,7 m^3. Når der er tilstrækkeligt med vand, vil det begynde at løbe til dræntanken.

Vandet i tanken måles for forurening og radioaktivitet, før det fjernes på sikker vis. Det antages, at de følgende sikkerhedstiltag er installeret.

- Tanken er placeret i et bassin med en volumen, der er større end tankens.
- Bassinkanten er højere end depotets betonkant, og bassinet er beskyttet mod regn. Dette forhindrer bassinet i at løbe over.
- Vand i tanken skal pumpes ud af tanken ovenfra, dvs. der kan ikke sive vand gennem en læk ventil til recipient.
- Der vil være en niveaumåler i tanken og en alarm forbundet til kontrolrummet.
- Procedure for regelmæssig tømning af tanken, både hvad angår tid og volumen.
- Elektronisk lækagedetektionssystem i topmembranen.
- Hvis det anses for at være nødvendigt, kan der være en membran under topmembranen, der reducerer strømning, hvis der er et hul i topmembranen. En sådan membran kan f.eks. være af bentonit.
- Toppen af ASR har en hældning, dvs. der er praktisk talt ikke et fladt sted på toppen. Dette reducerer risikoen for konkave områder, der skaber vandpytter oven på depotet.
- Automatisk og manuel måling af forureningen af vandet i dræntanken.
- Automatisk lås, der forhindrer, at en ventil åbnes og leder forurenet vand til en recipient. Låsen kan tilsidesættes manuelt.

Disse sikkerhedstiltag taget i betragtning vurderes det, at de to mest sandsynlige scenarier i forhold til denne type driftsfejl er

- Forurenet vand dræntanken ledes fejlagtigt til recipienten.
- Vand i depotet drænes ikke gennem drænsystemet, enten fordi drænsystemet ikke fungerer, eller fordi tanken ikke tømmes. Vand trænger ned i jorden ved siden af depotet, eller løber på overfladen til en recipient i nærheden.

Forurenet vand dræntanken ledes fejlagtigt til recipienten

Det kan tænkes, at forurenet vand drænet inde fra depotet ved en fejl ledes til en recipient. Dette kan ske fra det tidspunkt, hvor der er vand i dræntanken, dvs. relativt tidligt hvis der er sket skade på topmembranen. Når man indregning proceduren for at tømme tanken hvert kvartal, eller hver gang der er 1 m^3 i tanken, kan det konservativt anslås, at der maksimalt ledes et års volumen på 4,7 m^3 direkte til en recipient. Dette kan medføre en dosis hos en nabo. Radionukliderne i vandet vil være en blanding af forskellige affaldstyper, og der er derfor ikke udført en kvantitativ screening af affaldstyper.

Vand trænger ned i jorden eller løber til nærtliggende recipient

Hvis drænsystemet ikke fungerer, eller tanken af en eller anden grund ikke tømmes regelmæssigt, for eksempel fordi depotet tidligere er blevet forladt og ikke korrekt forseglet. I sådanne situationer vil vandet, når der begynder at komme vand ind i depotet, trænge ned i jorden eller løbe til en nærtliggende recipient, hvis depotet ligger på en jordtype med lav vandgennemtrængelighed. Eftersom drænrørene kan stoppe til i depotets tidlige år, kan kortlivede radionuklider, som ikke har en indvirkning på langt sigt, vise sig i grundvandet. Afhængig af den geologi, som depotet er beliggende i, kan det forurenede vand flyde hen til en recipient, og derved resultere i en dosis på 1mSv eller mere hos en nabo. Radionuklider i vandet vil være en blanding af forskellige affaldstyper, og der er derfor ikke udført en kvantitativ screening af affaldstyper.

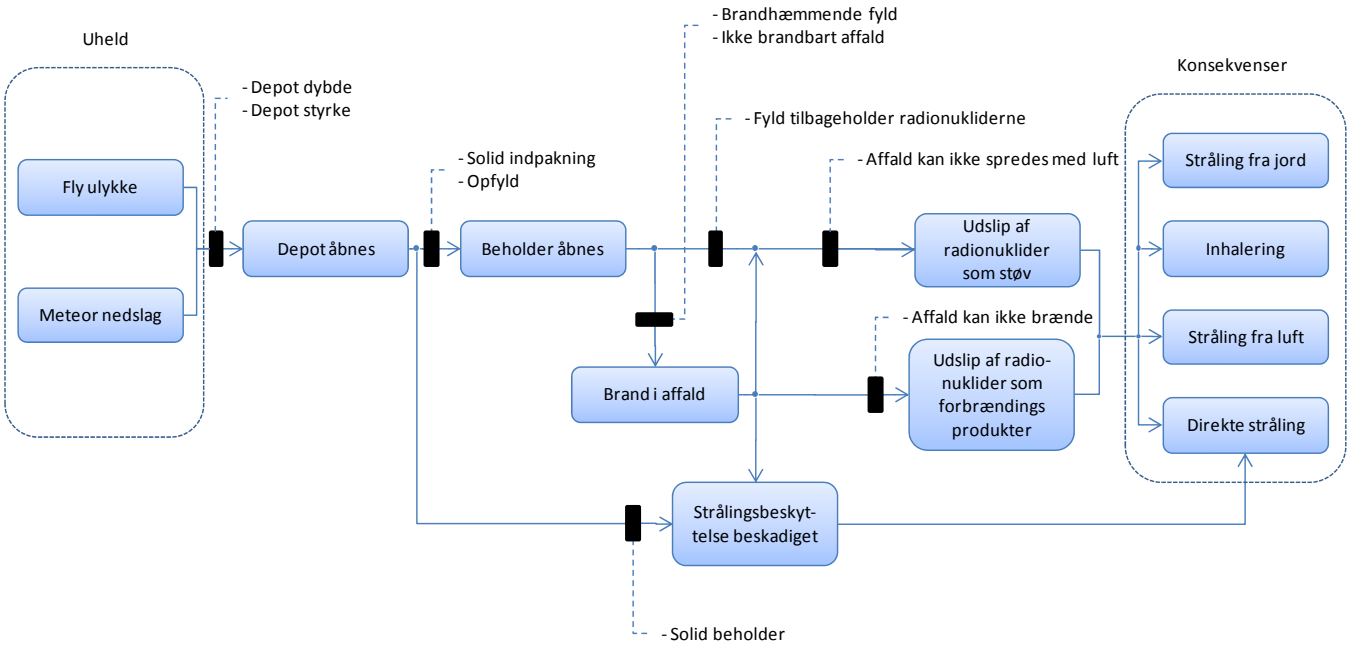
8.3.4 Flystyrt/nedslag af meteorit på depotstedet

Disse scenarier eksemplificerer objekter, der falder ned fra himlen og medfører beskadigelse af depotet, samt evt. eksplosion, brand eller varmeudvikling. Store meteornedslag, hvor skaden ved nedslaget i sig selv overstiger skaden ved udslip af radionuklider, ligger uden for denne analyse (Indenrigs- og sundhedsministeriet, 2008).

Hvis man ikke medregner dødsfald direkte forbundet med et flystyrt, er konsekvenserne af de to scenarier ensartede. Derfor behandles de under et i de følgende afsnit.

Flystyrt/nedslag af meteorit

Et flystyrt og meteorit nedslag kan potentielt beskadige depotet og affaldsenhederne, og dermed forårsage at affaldet spredes som støv, som illustreret i barrierediagrammet.



Figur 8.4 Barrierediagram for flystyrt og meteoritnedslag

Efter et flystyrt kan en brand opstå i flyets brændstof, og ilden kan sprede sig til brændbart affald (f.eks. grafit) eller konditionering (f.eks. bitumen), og derved potentielt frigive radionuklider som forbrændingsgas eller partikler i røggas.

Et meteornedslag kan også forårsage en brand i affaldet pga. varmen fra meteoritten, som kan have en temperatur på adskillige tusinde grader.

Uanset om der opstår brand, kan der ske en svækkelse af depotet, fyldet og containeren/tromlen afskærmende effekt. Et redningshold eller personer, der er interesseret i at se krateret, kan blive udsat for direkte stråling fra radionuklider på nedslagsstedet.

Begge typer hændelser kan finde sted på et givent tidspunkt under hele perioden dækket af analysen.

I det første driftsår, hvor depotet fyldes med affald fra Risø, vil et flystyrt eller meteoritnedslag have potentialet til at medføre udslip af nuklider fra den midlertidige lagerbygning. Når man tager den korte periode (et år) og den midlertidige lagerbygnings begrænsede område i betragtning, anses risikoen for flystyrt eller meteoritnedslag på det midlertidige lager for ubetydelig og i øvrigt ens for alle depottyper.

Overfladedepot

Overfladedepotet kan blive skadet og der kan ske udslip af radionuklider som følge af et flystyrt eller et meteoritnedslag ved depotet.

Ikke alle flystyrt og meteoritnedslag vil have potentialet til at trænge gennem laget af jord og fyldmateriale oven på depotet. På den anden side kan det heller ikke afvises at der er muligt at skabe et stort krater i depotet, hvilket illustreres af billederne fra nylige hændelser.



Figur 8.5 Krater efter flystyrt i Iran, 16. juli 2009 (CNN, 2009)



Figur 8.6 Krater skabt af nedslag af en 1 m bred meteorit i Peru, 16. september 2007 (Miguel Carrasco/La Razon/Reuters, 2010)

Både flystyrt og meteoritnedslag ovenpå depotet er hændelser med en meget lav sandsynlighed. Analysens lange tidshorisont taget i betragtning (10.000 år) samt muligheden for udslip af store mængder radionuklider til atmosfæren, er det alligevel besluttet at kvantificere denne risiko i forbindelse med overflade-depoter.

Hvis der skabes et krater på depotets skrå side og det har en form, der muliggør afstrømning af radionuklider til jorden uden for depotet, kan denne afstrømning fortsætte til floder etc. i nærheden. Dette kunne tænkes ske, hvis et stort kommercielt fly styrter ned i depotets side, f.eks. ved at det glider ind i depotsiden og derved åbner depotets skrå side.

Terrænnært depot

Som illustreret i afsnittet ovenfor kan et depot i terræn eller lige under terræn blive beskadiget af et flystyrt eller meteoritnedslag.

Det overfladenære depot vil være bedre beskyttet mod nedslag ovenfra end overfladedepotet, da det har en topplade af armeret beton, dog vil betonen være svækket og armeringen rustet efter en vis tid, f.eks. 300 år, og risikoen vil derefter være den samme for de to depottyper.

På baggrund af dette samt argumentationen vedrørende overfladedepotet ovenfor, er det besluttet også at kvantificere risikoen for terrænnære depoter.

Mellemdybt depot og borehul

Det antages, at når først affaldet er opbevaret i depotet, vil det ikke blive påvirket af hverken flystyrt eller meteoritnedslag.

Risikoen for, at radionuklider frigives, er minimal for disse scenarier og depottyper og kvantificeres derfor ikke.

Kvantitativ screening

Mængden, der skal spredes for at skabe en dosis på 1 mSv for en nabo, er beregnet for de affaldstyper, der er til stede i overflade- og overfladenære depoter, og resultaterne fremgår af Tabel 8.3. Det kan ses, at for de fleste affaldstyper vil det være muligt at have et udslip, der resulterer i en kritisk dosis for naboerne. Mens nogle affaldstyper ikke er relevante for hele den periode, som analysen dækker (eller overhovedet ikke), er andelen af affaldstyper, der er relevante for hele perioden, stor. På den baggrund og eftersom det er den samlede dosis fra udslip af forskellige affaldstyper, der skal medtages i beregning af dosis, anslås det konservativt, at et udslip forårsaget af et flystyrt eller et meteoritnedslag medfører en kritisk dosis for naboerne.

Man kunne antage, at betonkonstruktionen i NSR vil forhindre skade fra et flystyrt i de første 100 år, men ikke fra et meteoritnedslag. Ser man imidlertid på hele perioden på 10.000 år, er en risikoreduktion for de første 100 år ikke betydelig.

Tabel 8.3 Resultaterne af beregningen af kritisk udslip forårsaget af et objekt, der falder ned fra himlen. Affaldstyper farvet grå er vurderet ikke at have potentiale til at forårsage udslip, der giver 1 mSv hos en nabo.

Affaldstype	Kritisk udslip ved aktivitet, GBq	Andel af samlet aktivitet for affaldstype, % i år 300	Antal frigivne affaldsenheder	Containertype	Relevant tidsperiode, år
1	876	36,5	5,83	stålcontainer	0-30 år
2	190	3,32	0,332	ISO container	0-10.000 år
3	913	1,95	1,85	ISO container	0-10.000 år
4	58,0	0,162	0,373	ISO container	0-10.000 år
8	2,93	0,118	0,024	Stålcontainer med 210 l tromler indeni	0-10.000 år
9a	40,3	481		210 l tromler	-
9b	12,9	311		210 l tromler	-
9c	3,05	32,6	61,3	210 l tromler	0-10.000 år
9d	2,31	0,155	0,0309	210 l tromler	0-10.000 år
10a	116	17.160		210 l tromler	-
10b	2,07	0,117	4,69	210 l tromler	0-10.000 år
11a	2.314	13,4	2,01	Stålcontainer	0 - 100
12	2,47	0,153	0,168	Stålcontainer med 210 l tromler indeni	0-10.000 år
18	4,92	5,01	0,301	Stålcontainer eller cylinder	0-10.000 år
19	2,16	4,32	0,173	Stålcontainer	0-10.000 år
21b	0,204	0,150	0,120	ISO container	0-10.000 år

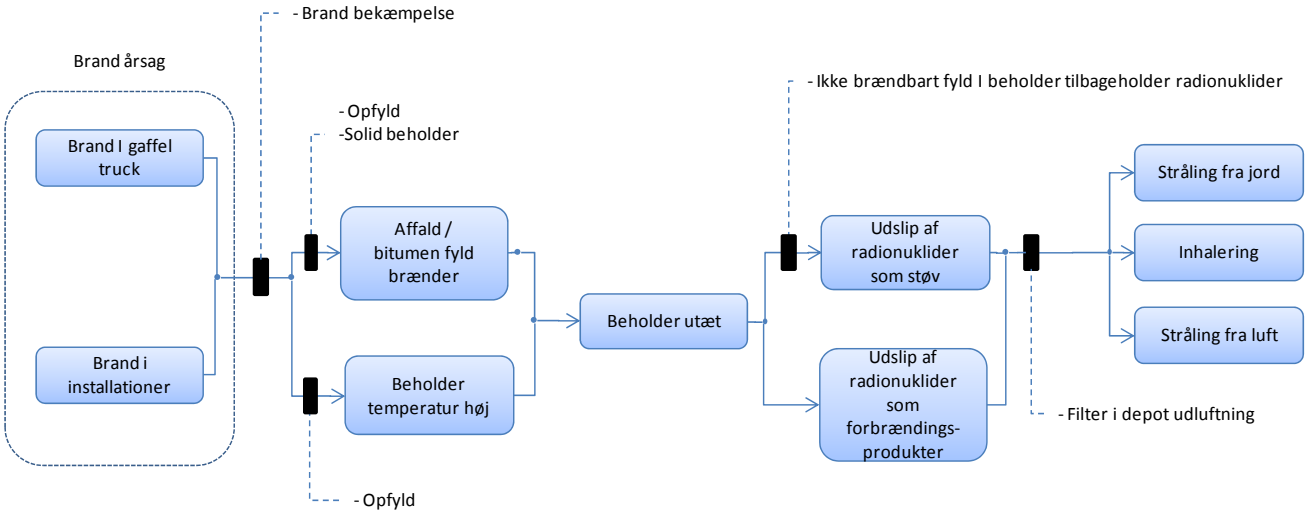
8.3.5 Brand

Brand kan finde sted inden i eller uden for depotet. Følgende årsgager til brande er identificeret: brand i lastbil, gaffeltruck eller kran i/uden for depotet og brand i installationer i depotet.

En brand kan også starte efter et flystyrt (se afsnit 8.3.4) og efter et ukontrolleret udslip af Wigner energi fra ikke udglødet grafit (se afsnit 8.3.6).

Branden kan udvikle sig, hvis effektiv brandslukning ikke finder sted, og den kan sprede sig til brændbart affald eller konditionering, såsom grafit, bitumen, plastik og papir. Derudover kan affaldsenheden blive beskadiget af varmen og revne. Radionuklider kan blive frigivet som støv spredt af varm røg eller som forbrændingsprodukter fra branden. Den varme røg samt evt. støvpartikler vil blive spredt i luften og kan udsætte en nabo til stråling via eksponering fra jord og luft samt via inhalering.

- Affaldstype 1 indeholder grafit med radioaktive nuklider, hvilket kan brænde og danne gasformige forbrændingsprodukter.
- Affaldstype 8 indeholder malingstøv, der kan brænde, og forbrændingsprodukter kan indeholder støvpartikler af radioaktive nuklider. Malingstøvet er blandet med sand og brænder ikke let. Affaldet er i tromler foret med beton, og tromlerne er placeret i ISO containere.
- Affaldstype 9 indeholder bituminiserede rester af fordampere. Bitumen kan brænde, og røggassen kan indeholde støvpartikler af radioaktive nuklider.
- Affaldstype 10 indeholder plastik, gummi og papir m.fl. Dette kan brænde, og røggassen kan indeholde støvpartikler af radioaktive nuklider.



Figur 8.7 Sikkerhedsbarrierediagram for begyndelsen af hændelsen "brand"

Overflade og terrænnært depot

ASR og NSR vil sandsynligvis ikke have nogen elektriske installationer, og derfor anses en lastbil, en gaffeltruck eller en kran for at være de eneste kilder til brand. For at ilden kan spredes til affaldet, skal den være af en vis varighed, og køretøjet, der er i brand, skal befinde sig tæt på affaldsenheden med brændbart materiale. Det kan ikke udelukkes, at dette vil kunne ske.

Brandslukning kan ske med bærbart brandslukningsudstyr, og det antages, at en hurtig reaktion forhindrer branden i at sprede sig yderligere. Hvis en brand spreder sig til affaldet, kan den begrænses af fyldmateriale i depotet.

Mellemdybt depot

En brand i et mellemdybt depot kan skyldes brand i en gaffeltruck eller i installationer i depotet. Depoter, der betjenes fra terrænniveau ved hjælp af kraner, er sikret mod denne type brand.

Brande i elektriske installationer kan sprede sig til affaldet, hvis der er tilstrækkeligt brændbart materiale til stede. En god udformning (se evt. anbefalinger nedenfor) formodes at medføre, at mængden af brændbare materialer forbundet med elektriske installationer ikke er tilstrækkelige til at opretholde en brand længe nok til at påvirke affaldet.

En gaffeltruck, der kører på diesel/benzin, kan gå i brand og have potentialet til at udvikle sig nok til at påvirke affaldsenhederne og det brændbare affald, hvis den befinder sig i nærheden af disse.

En brand i et mellemdybt depot, især kaverneløsningen (COFI), kan nå højere temperaturer for et større område end en brand udenfor, ligesom det er tilfældet for brande i tunneller, hvor det er svært at ventilere varmen væk. På et tidspunkt vil mængden af oxygen i depotet dog blive for lav til at vedligeholde branden, medmindre den tilføres i tilstrækkelige mængder af et ventilationssystem.

Hvis der er et ventilationssystem, der leverer frisk luft til depotet og filtrerer luften, der fjernes, kan dette forhindre støv og gasser i at frigives til luften. Man kan stille spørgsmålstegn ved, om et sådant filter vil være i stand til at holde store mængder partikler og gas fra en brand tilbage. Derfor anbefales det, at der etableres en procedure for, hvordan man slukker for ventilationen i tilfælde af brand. Dette vil samtidig reducere tilførslen af luft til branden.

Det kan ikke udelukkes, at en brand kan udvikle sig i mellemdybe depoter og medføre udslip af nuklider som gas eller forbrændingsprodukter. Derfor udføres en kvantitativ analyse af dette scenarie.

Borehul

Brand overvejes ikke for borehuller, da de ikke indeholder brændbare materialer.

Kvantitativ screening

Mængden, der skal spredes for at skabe en dosis på 1 mSv for en nabo, er blevet beregnet for affaldstyperne nævnt ovenfor. Resultaterne fremgår af Tabel 8.4.

Tabel 8.4 Beregning af kritisk udslip af radioaktivitet. Affaldstyper farvet grå er blevet vurderet til ikke at have potentialet til at frigive referencedosen.

Affaldstype	Kritisk udslip ved aktivitet, GBq	Andel af samlet aktivitet for affaldstype, %	Antal frigivede affaldsenheder	Containertype
1	2.847	118		Stålcontainer
8	9,5	0,38	0,077	Stålcontainer med 210 l tromler indeni
9b	41,9	1012		210 l tromler
9c	9,9	106		210 l tromler
9d	7,5	0,50	0,10	210 l tromler
10b	6.7	0.38	15	210 l tromler

Det virker usandsynligt, at alle nuklideme fra 15,3 tromler (affaldstype 10b omfatter forurenet glas, plastik, gummi, papir, klude og aluminium) skulle frigives i en brand, når man tænker på, at det skal være som støvpartikler båret af røgen og ud gennem huller i containerne, samt at ikke alt affaldet i tromlerne er brændbart. Det er heller ikke sandsynligt, at blandingen af sand og gammel maling vil brænde og bære radionuklider som støvpartikler ud af tromlerne (affaldstype 8). Dog kan tromlerne, der indeholder bituminiseret affald (affaldstype 9d), lække eller opvarmes nok til at gå i brand. Der kræves blot 10 procent af radionukliderne i en enkelt tromle spredt med luften (eller en procent fra hver af ti tromler) for at en nabo udsættes for referencedosen, Det kan ikke udelukkes, at dette kan ske.

8.3.6 Kemiske reaktioner, gasudvikling og udslip af energi

Der er ikke identificeret nogen uheldsscenarier i forbindelse med kemiske reaktioner.

Rn-gas vil opstå fra Ra-kilder i affaldsprodukterne i affaldstype 21. Denne udvikling er forventelig, og der er ikke identificeret nogen uheldsscenarier forbundet hermed.

De følgende hasarder diskuteres nedenfor:

- Frigivelse af Wigner energi fra uhærdet grafit i affaldstype 3.

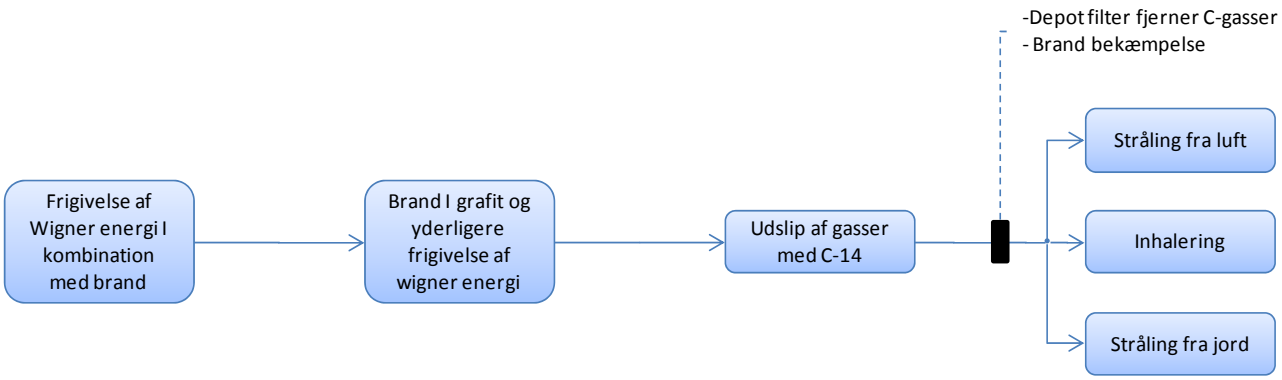
Frigivelse af Wigner energi

Affaldstype 3 omfatter grafit fra DR1, DR2 og DR3. Grafitten har haft til formål af absorbere neotroner, og indeholder Wigner energi, der er akkumuleret under denne proces. Wigner energien kan frigives ved at grafitten varmes op til temperaturer 50 °C over den temperatur, hvor Wigner energien blev dannet (International Atomic Energy Agency, 2006), dog normalt mindst en temperatur på 250 °C.

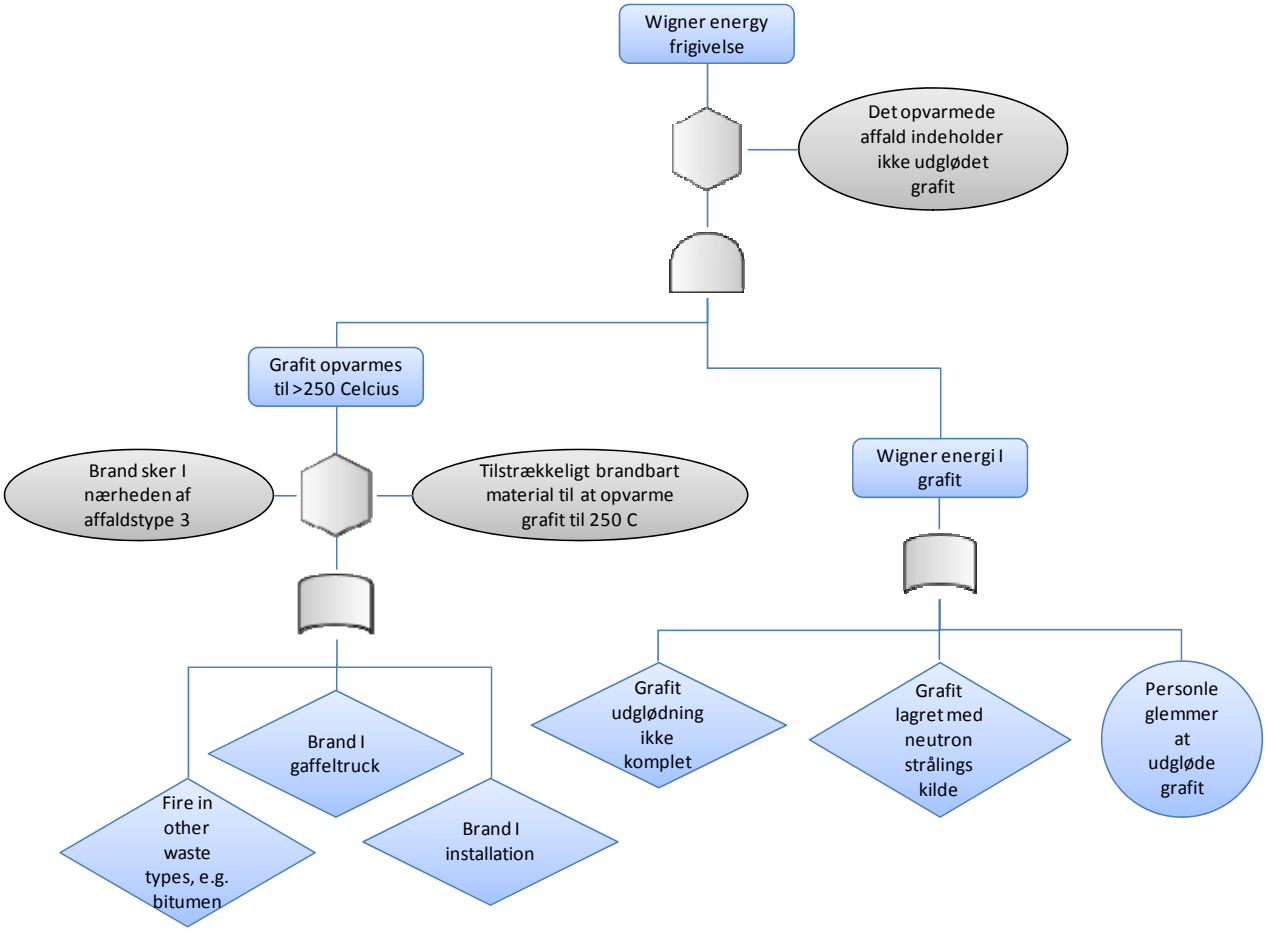
Det undersøgte scenarie er en uventet frigivelse af Wigner energi fra grafit i affaldet i forbindelse med at grafitten opvarmes under en brand i nærheden af grafitaffaldet. Dette kan medføre meget høje temperaturer og resultere i, at CO og CO_2-gasser frigives under forbrænding af grafitten. Disse gasser produceret fra grafitten i affaldstype vil indeholde C-14. Gasserne kan sprede sig og nå depotets naboer, som illustreret i Figur 8.8.

De mulige årsager til udslip af Wigner energi er beskrevet i fejltræet i Figur 8.9, med starthændelsen "Frigivelse af Wigner energi".

Scenariet diskuteres i det følgende, med hensyn til forskellige depottyper og driftsfaser, for at evaluere behovet for kvantificering af scenariet.



Figur 8.8 Barrierediagram for konsekvenser af udslip af Wigner energi



Figur 8.9 Fejltræ for udslip af Wigner energi fra grafit i affaldstype 3

Driftsformer

Scenariet er kun relevant mens depotet er åbent, eftersom der derefter ikke vil være nogen brandkilde efter lukning af depotet, med undtagelse af hvis en uautoriseret person bryder ind i depotet og bevidst starter en brand.

Overfladedepot

ASR vil ikke indeholde mange kilder til brande med potentiale for at opvarme grafitten. Det er ikke sandsynligt, at andre typer affald vil selvantænde. Hvis der udbryder brand ved ASR, vil der være ventilation, som både vil give styrke til ilden, men samtidig vil have en afkølende effekt. På den anden side, hvis der udbryder brand, og der udvikles forbrændingsprodukter, der indeholder C-14, vil der ikke være nogen barriere, der forhindrer gasserne i at sprede sig mod naboerne.

Terrænnært depot

NSR vil ikke indeholde mange kilder til brande med potentiale for at opvarme grafitten. Det er ikke særligt sandsynligt, at andre typer affald vil selvantænde. Hvis der udbryder brand, og der udvikles forbrændingsprodukter, der indeholder C-14, vil den midlertidige bygning over depotet fungere som en begrænset barriere i at forhindre forbrændingsprodukterne i at sprede sig mod naboerne. Eventuelle skader på betonvæggene bør undersøges og, om nødvendigt, repareres.

Mellemdybt depot

I det mellemdybe depot kan der være elektriske installationer og brug af gaffeltrucks, og begge kan fungere som kilde til antændelse og brand. Det er dog tvivlsomt, om disse brande kan blive store nok til at medføre, at grafitten opvarmes til 250 °C. Hvis grafitten opvarmes, og der udvikles forbrændingsprodukter, er det tvivlsomt, om et evt. filter vil være i stand til at fange den producerede mængde forbrændingsprodukter. Ventilationen kan evt. udstyres med en lukkemekanisme, som også anbefalet i forbindelse med brandscenariet (afsnit 8.3.5). Som diskuteret i brandscenariet vil varmen fra branden være højere for lukkede rum, såsom i kavernetypen (COFI).

Borehul

Der vil ikke blive opbevaret grafit i borehullet.

Vurdering

Selv om det ikke er særligt sandsynligt, kan det ikke udelukkes, at udslip af Wigner energi finder sted og medfører et udslip af radionuklider. Der er derfor udført en kvantitativ screening.

Kvantitativ screening

Andelen af det samlede affald, der kræves for at opnå en kritisk dosis hos en nabo, er vist i Tabel 8.5. Det kan ses, at der skal mere end 20 gange (2.356 %) den tilstedeværende mængde radionuklider til, for at naboen modtager en dosis på 1 mSv. Dette scenarie behandles derfor ikke yderligere.

Tabel 8.5 Beregning af kritisk udslip af radioaktivitet for at opnå en dosis på 1 mSv for naboen

Affaldstype	Kritisk udslip ved aktivitet, GBq	Andel af samlet aktivitet for affaldstype, %
1	56.590	2.356

8.3.7 Hærværk og krigshandlinger

Dette afsnit berører kort risikoen for hærværk og krigshandlinger, som dog generelt anbefales analyseret og vurderet særskilt.

Eksempler på farer er:

- Tyveri af radionuklider, hvor tyvene ikke har kendskab til den potentielle fare
- Tyveri af radionuklider med den hensigt at anvende dem enten til terror elle andre formål
- Tilsigtet/utilsigtet bombning af depotet under en krig
- Eksplosioner i depotet som følge af terrorhandlinger.

Generelt kan man sige, at jo dybere i jorden depotet ligger, jo sværere vil det være at stjæle fra depotet eller påføre det skade i en sådan grad, at radionuklider spredes til omgivelserne.

8.3.8 Indtrængen af levende organismer

Indtrængen af levende organismer omfatter risici forbundet med:

- Dyr/organismer, der trænger ind i depotet og indtager affald med radionuklider.
- Dyr/organismer, der trænger ind i depotet og bærer affald med radionuklider udenfor i deres pels, på huden, osv.
- Planter, der forårsager nedbrydning af konstruktionen, og hvor rødderne trænger ind i affaldet, absorberer radionuklider, og dermed transporterer det udenfor depotet.

Disse scenarier anses kun for at være relevante for ASR og NSR.

Dyr/organismer, der trænger ind i depotet

I forbindelse med at dyr trænger ind i depotet kan disse udsættes for skade, mens det anses for højst usandsynligt, at disse scenarier vil resultere i betydelig eksponering for naboer.

Planter forårsager nedbrydning af konstruktioner

Det er sandsynligt, at planter med tiden vil få adgang til depoter af type ASR og NSR. Planterne kan absorbere radionuklider opløst i vandet i depotet og transportere dem ud på den anden side af den beskyttende barriere. Det er en langsommelig proces, men kan dog fortsætte i flere hundrede år og forårsage akkumulering i planterne.

Så længe at depotet er kendt, antages det, at dette vil være en kontrolleret proces, og at planter med potentialet til at gennembryde membranen fjernes. Skulle fejlbedømmelser føre til, at planter når frem til depotet, formodes det, at det døde træ håndteres med den viden, at det kan indeholde radionuklider.

Efter at man har glemt depotet, kan der vokse træer oven på depotet, og rødder kan nå vand med opløste radionuklider, hvilket resulterer i, at træerne absorberer og akkumulerer radionuklider. Gennembrydning af barrieren, der beskytter det radioaktive affald, vil også medføre øget vandgennemstrømning i depotet. Det vil sandsynligvis ske for ASR og NSR på et tidspunkt, efter at depotet er blevet glemt, og det anses derfor ikke for at være et uheldsscenarie.

Scenarierne er ikke relevante for et mellemdybt depot eller et borehul.

Risikoen er ikke kvantificeret.

8.3.9 Hasarder relateret til naturfænomener

Hasarder relateret til naturfænomener omfatter

- Oversvømmelse af depot med overfladevand.
- Oversvømmelse af depot med grundvand.
- Jordskælv og sætninger.
- Stigning i havvandstanden.

Som oplyst i (Indenrigs- og sundhedsministeriet, 2008), er risici forbundet med naturkatastrofer, hvis sandsynlighed er ekstremt lille, eller hvor konsekvenserne af natur katastrofen er betydeligt større end de yderligere konsekvenser forbundet med udslip af det radioaktive materiale, ikke inkluderet i nærværende analyse. Eksempler herpå er store jordskælv, meteornedslag, istid eller vulkansk aktivitet.

Risikoen forbundet med naturfænomener er ikke blevet kvantificeret. Argumenterne herfor er givet nedenfor.

Oversvømmelse med overfladevand

Oversvømmelse af depotet med overfladevand kan ske, enten som resultat af enorme mængder regnvand, smeltet sne eller stigning af vandstanden i havet.

Det antages, at et fremtidigt depot anlægges i et område, der ikke er udsat for oversvømmelse med havvand, og derfor anses oversvømmelse med havvand ikke for at være en mulighed, medmindre havets vandstand ændres dramatisk. Dette scenarie diskuteres senere i dette afsnit under overskriften Stigning af havvandstand.

I det følgende vurderes oversvømmelse som følge af ekstreme regnmængder. Det forudsættes her, at der er etableret et drænsystem omkring ASR og NSR depoterne.

Overfladedepot

Toppen af ASR består af et 2 m tykt jordlag lagt ovenpå en HDPE membran. Den øverste jord kan blive skyllet væk af voldsomt nedbør, især i de tidlige år før beplantningen er blevet tilstrækkelig solid. Så længe depotet er i drift eller er kendt, er konsekvenserne heraf begrænsede, og det antages, at jordlaget genetableres, efter vandet er forsvundet.

En ekstrem mængde regn i perioden, hvor depotet fyldes, dvs. før HDPE topmembran er blevet placeret for at dække affaldsenhederne, kan forårsage problemer med, at voldsomme mængder regnvand passerer gennem affaldscontainerne og derefter flyder over den lave betonmur på depotområdets side. Det anbefales, at sidemuren for et depot placeret på overfladen ingen åbninger har, og at den har en højde, der reducerer muligheden for dette scenarie.

I løbet af de første 800 år, hvor membranen antages at være vandtæt, vil vandet ikke trænge ind i depotet, medmindre membranen er beskadiget. Konsekvenserne af en sådan skade er blevet vurderet som del af mekanisk beskadigelse af depotet.

Efter 800 år antages det, at plastikmembranen ikke længere er vandtæt. Scenariet, hvor regnvand passerer gennem depotet efter 800 år, anses derfor ikke at være et uheld.

Efter 300 år, når depotet er blevet glemt, vil gentagen, betydelig nedbør over mange år kunne forårsage erosion og derved afdække depotet og, dog mindre sandsynligt, affaldet. Det er næppe muligt at kvantificere hyppigheden af en sådan situation, men den vil være højere, jo højere oppe depotet er placeret i jorden.

Terrænnært depot

I de første år hvor depotet fyldes med affald fra Risø, kan ekstrem regn kombineret med beskadigelse af den midlertidige konstruktion over depotet medføre, at store mængder vand trænger ind i depotet. En sådan beskadigelse af konstruktionen over depotet kan f.eks. forårsages af vægten fra store mængder sne ovenpå konstruktionen. Det kan skabe problemer med at fjerne vand, der er trængt ind i depotet, og med øget korrosion af affaldsenhederne. Selv om fjernelsen af vand i depotet kan udgøre en risiko for arbejderne og medføre omkostninger til oprydning, vil det ikke have konsekvenser for naboerne.

Efter depotet er lukket, men mens depotet stadig er kendt, forventes det ikke, at det overfladenære depot beskadiges af regnvand pga. depotets, herunder toppladens, størrelse, styrke og vægt. Store mængder sne kan øge vægten på toppladen betydeligt og i værste fald forårsage revner. Revner i toppladen, herunder membranen, vil øge gennemstrømningen af vand gennem depotet og ned til grundvandet. Konsekvenserne heraf vil være en variation af de langsigtede konsekvenser.

I tilfælde af voldsom regn kan overfladevand trænge ind i depotet gennem revner i betonen, hvis membranen også er beskadiget. Dette kan også ske ved normal regn, eller når sne smelter, dog i mindre omfang.

Efter 300 år, når depotet er glemt, anses membranen og betonen ikke længere for at være vandtæt. Gentagen, betydelig nedbør over mange år kan forårsage erosion og derved afdække depotet og, dog mindre sandsynligt, affaldet. Det er næppe muligt at kvantificere hyppigheden af en sådan situation, men den vil være højere, jo højere oppe depotet er placeret i jorden.

Mellemdybt depot

I de første år hvor depotet fyldes med affald fra Risø, kan ekstrem regn kombineret med beskadigelse af den midlertidige konstruktion over depotet medføre, at store mængder vand trænger ind i depotet. En sådan beskadigelse af konstruktionen over depotet kan f.eks. forårsages af vægten fra store mængder sne. Det kan skabe problemer med at fjerne vand, der er trængt ind i depotet, og med øget korrosion af affaldsenhederne.

Selv om fjernelsen af vandet inde i depotet kan udgøre en risiko for arbejderne og medføre omkostninger til oprydning og vandbehandling, vil det ikke have konsekvenser for naboerne.

Efter depotet er blevet lukket, anses det for at være et vådt depot.

Borehul

Borehullet vil befinde sig på en dybde, hvor det ikke vil være påvirket af regnvand. Selv hvis regnvand skulle komme ind under opfyldningen af depotet, ville dette ikke være et problem, da depotet ikke anses for at være et tørt depot.

Oversvømmelse med grundvand

Depotet kan blive oversvømmet af grundvand før lukning. Dette kan medføre hurtigere nedbrydning af affaldsbeholderne, hvorved udvaskning af radionuklider sker tidligere, end hvis depotet blev holdt tørt. Den værste situation vil være hvis grundvandsniveauet fluktuerer omkring depotet, dvs. kommer ind i og forlader depotet ofte, da dette kan medføre en øget gennemstrømning af vand gennem depotet og en tidligere udvaskning af radionuklider end ventet.

Overfladedepot

Hvis overfladedepotet oversvømmes af grundvand, der svinger omkring terrænniveau, kan udvaskning af radionuklider fra affaldet øges. Dette kan finde sted både før og efter lukning af depotet, selv om det højst sandsynligt vil blive opdaget i den periode, hvor depotet overvåges. Det er ikke muligt at kvantificere hyppigheden af denne hændelse uden at kende depotets beliggenhed, og den vil desuden afhænge af klimaforandringer. Konsekvenserne af scenariet vil være en variation af de langsigtede konsekvenser.

Terrænnært depot

Svingende grundvandsniveau omkring depotets niveau kan udvaske radionuklider. Betonvæggenes lave hydraulisk ledningsevne vil dog medføre, at vandet flyder meget langsomt, og dermed vil dette være en variation af grundvandsscenarierne, der er dækket som en del af de langsigtede konsekvenser. Det er ikke muligt at kvantificere hyppigheden af denne hændelse uden at kende depotets beliggenhed, og den vil desuden afhænge af klimaforandringer. Konsekvenserne af scenariet vil være en variation af de langsigtede konsekvenser.

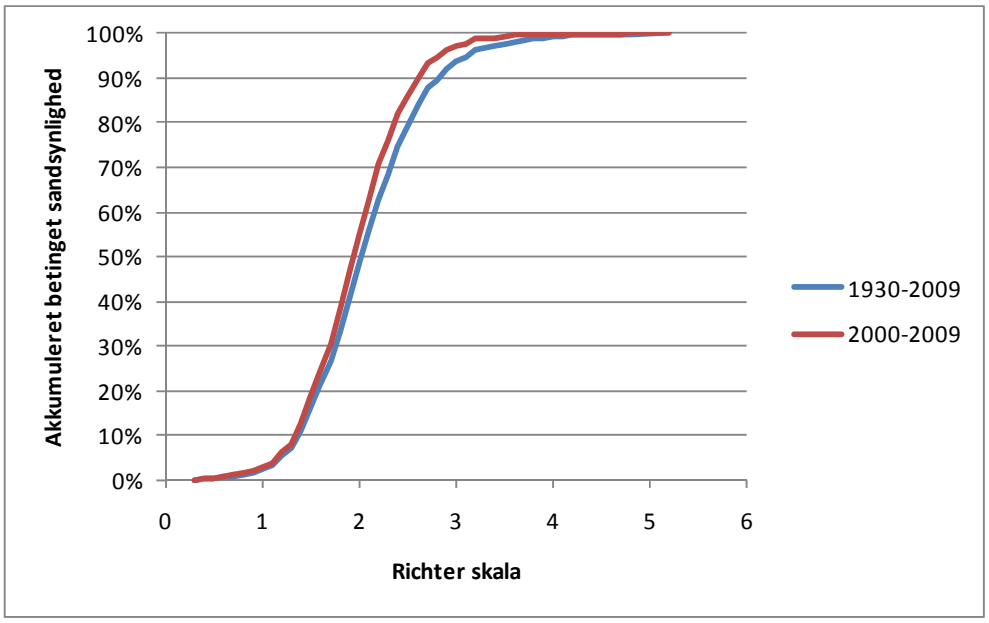
Mellemdybt depot og borehul

Disse depoter forventes at ligge under grundvandsspejlet. Dette scenarie er derfor ikke relevant.

Jordskælv og jordsætninger

I teorien kan jordskælv og jordsætninger føre til, at depotets vægge slår revner eller svigter.

Ifølge GEUS (2010) er det gennemsnitlige antal registrerede jordskælv i Danmark, herunder de danske farvande, 99 per år i perioden 2000-2009. Størrelsesfordelingen af jordskælvene er vist i Figur 8.10 for 1930-2009 og 2000-2009. Det største registrerede jordskælv i Danmark var 5,2 på Richter-skalaen, og blev målt i 1980.



Figur 8.10 Fordelingen af størrelsen på jordskælv registreret i Danmark (GEUS, 2010)

Generelt anses det for usandsynligt, at mindre jordskælv vil være i stand til at forårsage yderligere konsekvenser i form af øget udslip af nuklider fra depoterne. Dette argumenteres der for hvert enkelt depot nedenfor. Et jordskælv, der finder sted i det første år, hvor affaldet placeres i depotet, kan føre til, at man taber en container/tromle, hvorved støv frigives. Dette anses for at være en delkomponent af risikoen, der er vurderet i afsnit 8.3.1, og er den samme for alle depoterne.

Store jordskælv er ikke behandlet i denne analyse i henhold til (Indenrigs- og sundhedsministeriet, 2008).

Selv om risikoen for udslip af radionuklider inde fra depoterne ikke forventes at øges pga. jordskælv, anbefales det af hensyn til arbejdssikkerhed, at der fastsættes krav til jordskælvsdimensionering for mellemdybe depoter.

Overfladedepot

Membranen på et overfladedepot kan blive beskadiget pga. et jordskælv. Den øgede gennemstrømning af vand gennem depotet som følge heraf kan øge korrosion og udvaskning af radionuklider. Risikoen forbundet hermed anses for at være dækket af beregningerne under langsigtede konsekvenser.

Terrænnært depot

I tilfælde af revner i depotvæggene kan depotet fyldes med grundvand hurtigere, end man normalt ville forvente, hvis depotet ligger under grundvandsspejlet. Dette vil medføre øget korrosion af beholderne. Det vil dog stadig gå langsomt med at fylde depotet med vand og afhænge af vandstrømningen gennem jorden omkring depotet.

Hvis dette sker i driftsfasen, mens depotet holdes tørt, vil dette resultere i en øget mængde vand, der skal drænes væk, men det vil ikke øge risikoen for stråling for en nabo.

Hvis jordskælvet sker efter, at depotet er lukket, vil vandet hurtigere fylde depotet. Dog vil vandgennemstrømningen gennem depotet ikke øges, da jorden omkring depotet efter 30-100 år vil være det, der begrænser vandets gennemstrømning gennem depotet. Der vil derfor ikke være yderligere konsekvenser af dette scenarie.

Mellemdybt depot

Et mindre jordskælv vil ikke kunne beskadige murene i et mellemdybt depot, idet disse forventes dimensioneret til at holde til at 1000 års jordskælv.

Borehul

Et borehul vil ikke blive beskadiget af et jordskælv, da der ikke er nogen vægge, der kan beskadiges.

Stigning af havvandstanden

Det formodes, at et fremtidigt depot vil ligge i et område, der ikke er udsat for oversvømmelse, hvorfor en mindre stigning af havvandsstanden ikke medfører en risiko.

I tilfælde af en større stigning af havvandstanden kan overfladedepotet blive oversvømmet eller endda stå under vand, og derved øges gennemstrømningen af vand gennem depotet. I et sådant scenarie vil konsekvenserne af selve vandstandsstigningen være meget mere omfattende for jordens befolkning end selve beskadigelsen af depotet.

Stigninger i havvandsstanden er en langsom proces, som følges nøje af forskere og regeringer, og der vil derfor være tilstrækkelig med tid til at tage passende forholdsregler, hvis havvandstanden skulle stige betragteligt i den periode, hvor depotet er kendt. På denne baggrund same med en formodning om, at depotets beliggenhed er valgt under hensyntagen til en rimelig forudsigelig stigning i havvandstanden, er dette scenarie kun relevant langt ude i fremtiden, f.eks. om 300 år, hvor depotet kan være glemt.

Overfladedepot

Overfladedepotet kan blive oversvømmet af havvand, efter depotet er blevet glemt, og derved kan vand strømme gennem depotet og udvaske nuklider. Konsekvenserne af en øget gennemstrømning pga. overfladevand anses for at være del af de langsigtede konsekvenser. I værste fald kan depotet blive vasket væk af havet, efter at depotet er glemt, hvorved radionukliderne spredes af havvandet. Selv om dette kan have alvorlige konsekvenser, er det næppe muligt at kvantificere sandsynligheden af denne hændelse.

Terrænnært depot

I de første 30 driftsår indtil depotet lukkes, anses det ikke for at være muligt, at havvandstanden stiger til et niveau, hvor det når depotet.

Efter lukningen er det ikke sandsynligt, at depotet vil blive beskadiget af havvand, der stiger over depotets overflade.

Mellemdybt depot og borehul

I de første 30 driftsår indtil depotet lukkes, anses det ikke for at være muligt, at havvandstanden stiger til et niveau, hvor vandet når indgangen til depotet.

Efter depotet er blevet forseglet, vil der ikke være yderligere konsekvenser af en stigning af havvandsstanden.

8.3.10 Arbejdssikkerhed

Denne gruppe af hasarder omfatter alle typer af normale arbejdsulykker på en arbejdsplads.

Risikoen for sådanne ulykker håndteres ved normale beskyttelsesforanstaltninger på arbejdspladsen. Hvis myndighederne godkender arbejdsforholdene, anses risikoen for arbejderne at være acceptabel. Derfor er risikoen for arbejderne ikke kvantificeret som del af denne analyse.

Eksempler på sådanne risici er:

- Fald fra højder.
- Uheld under byggearbejder.
- Uheld under håndtering af affaldsbeholdere
- Brand i eller uden for depotet.
- Utilstrækkelig afskærmning mod stråling.

Fald og ulykker under byggearbejder

Risikoen forbundet med fald og ulykker under byggearbejder har intet at gøre med de materialer, der opbevares ved depotet, og kan finde sted på enhver arbejdsplads med store højder.

Risikoen forbundet med fald og ulykker under byggearbejder vil være større for det mellemdybe depot end for de andre typer pga. depotets dybde.

Uheld under håndtering

Tab af affaldsenheder fra højder kan medføre udslip af radionuklider på støvform og dermed risiko for medarbejderne for inhalering af radionuklider.

Der vil ikke være en stor forskel på risikoen for arbejderne i de forskellige typer depoter, selv om det kan være sværere at slippe bort fra et uheld i mellemdybe depoter.

Der bør være procedurer for, hvordan man skal agere i tilfælde af beskadigelse af en affaldsenhed, og de medarbejderne bør undervises heri.

Brand i depotet

Det er mere sandsynligt, at en brand i et mellemdybt depot, der betjenes inde fra depotet, vil have alvorlige konsekvenser end en brand i et overflade eller et terrænnært depot. Arbejdere kan blive fanget inde i depotet, og der bør derfor etableres flugtveje og brandslukningsmuligheder i henhold til gældende love og regulativer.

Mængden af brændbart materiale i et depot skal begrænses som beskrevet i afsnit 8.3.5. Den mest sandsynlige årsag til brand er, at en gaffeltruck bryder i brand.

8.3.11 Konklusion på hasard screening

Følgende hasarder er i afsnit 8.3 udvalgt til kvantitativ analyse på baggrund af deres potentiale til at resultere i en dosis på 1 mSv eller mere hos en repræsentativ nabo:

- Uheld under håndtering
- Brand
- Boring og udgravning
- Ulykker med flystyrt samt meteornedslag
- Lækage af forurenet drænvand fra ASR til recipient.

8.4 Kvantitativ analyse

I dette afsnit beskrives den kvantitative analyse af de uheld, der har potentiale til at eksponere den en nabo for en dosis på 1 mSv eller mere. For hvert uheld estimeres hyppigheden af den initierende hændelse samt en dosisfunktion, der beskriver sandsynligheden for at naboen modtager en dosis af en given størrelse.

Den samlede dosisfunktion for den repræsentative nabo beregnes ved brug af Bayesianske netværk. Dette værktøj kombinerer dosisfunktionerne for de forskellige mulige uheld til en samlet dosisfunktion gældende for alle uheld i depotet.

Risikoen forbundet med uheldene er kvantificeret for tidspunkterne 10, 30, 100, 300, 1.000, 3.000 og 10.000 år efter år 2008. Risici i forbindelse med håndteringsuheld og brande undersøges for år 10, når der fyldes affald i depotet, og for år 30 som et eksempel på er år, hvor der kunne fjernes affald fra depotet. I år 300 formodes det, at tilstedeværelsen af depotet er glemt.

8.4.1 Bayesiansk model

Der er opstillet en Bayesiansk beregningsmodel, som kombinerer og beregner den samlede dosisfunktion for den eksponering en repræsentativ nabo udsættes for som følge af uheld på depotet.

Den Bayesianske model kan beregne dosisfunktioner for et stort antal scenarier, opstået ved kombination af forskellige typer depot, depotdybde, driftsform, tid, fyld omkring affaldsenheder, fyld i affaldsenheder og jordlag.

Hovednet

I hovednettet "Hoved(Main)" findes en knude for hver parameter, der fastlægger scenariet. Det er knuderne "Depot (Repository)", "Depotdybde (Depth)", "Geologi (Geology)", "Driftsform (Operational mode)", "Tid (Time)", "Fyld i beholderne (Fill)" og "Fyld omkring beholderne (Backfill)".

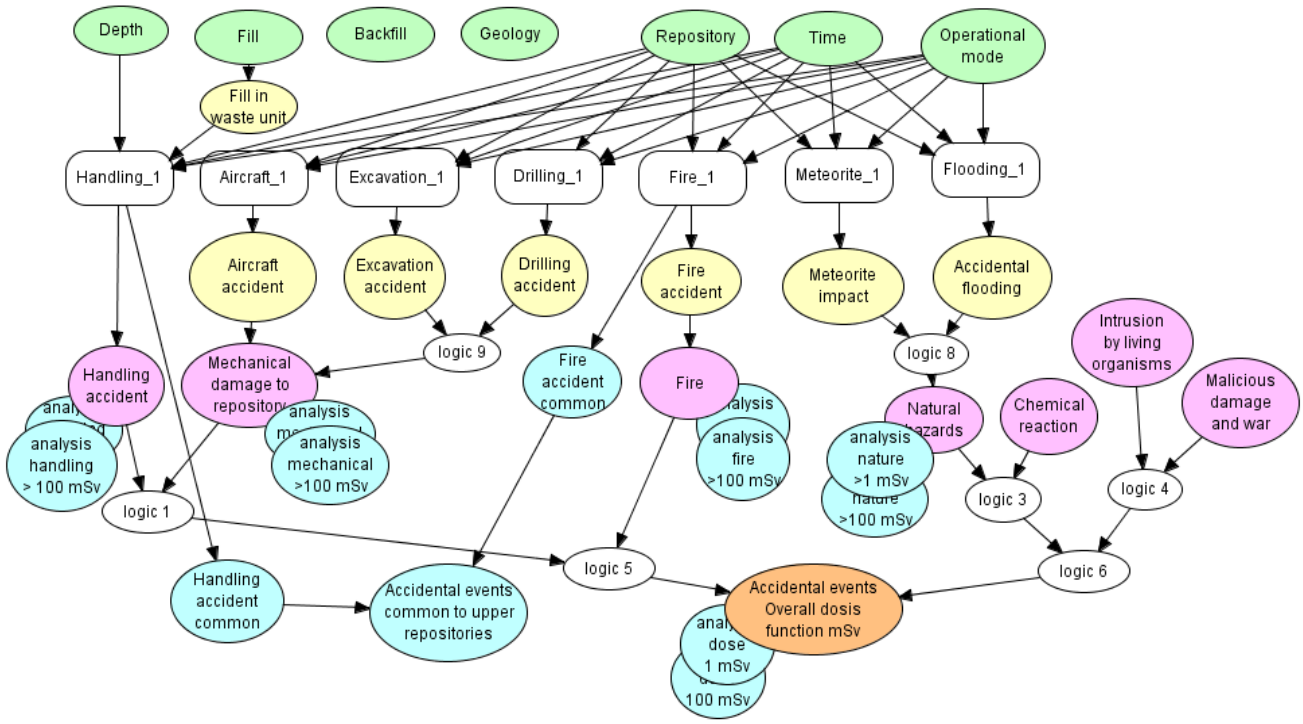
I "Hoved (Main)" er følgende typer af uheld modelleret ved knuder:

- Uheld i forbindelse med håndtering (Handling accident)
- Mekanisk beskadigelse af depotet (Mechanical damage to repository)
- Brand (Fire)
- Påvirkninger fra naturen (Natural hazards)
- Kemiske reaktioner (Chemical reaction)
- Indtrængen af levende organismer (Intrusion by living organisms)
- Hærværk og krigshandlinger (Malicious damage and war).

Når disse knuder repræsenterer et antal forskellige uheld, er disse modelleret i et undernet, f.eks. "Håndtering (Handling)" og "Fly (Aircraft)". Undernettene beregner den samlede sandsynlighedsfunktion for dosis forårsaget af den pågældende type uheld og returnerer dette til hovednettet "Hoved (Main)".

"Hoved (Main)" kombinerer alle dosisfunktionerne til én samlet dosisfunktion.

I "Hoved (Main)" er der mulighed for at analysere dosisfunktionerne og f.eks. beregne sandsynligheden for at modtage en dosis på 1mSv eller mere både for enkelte uheldstyper og for den samlede eksponering.



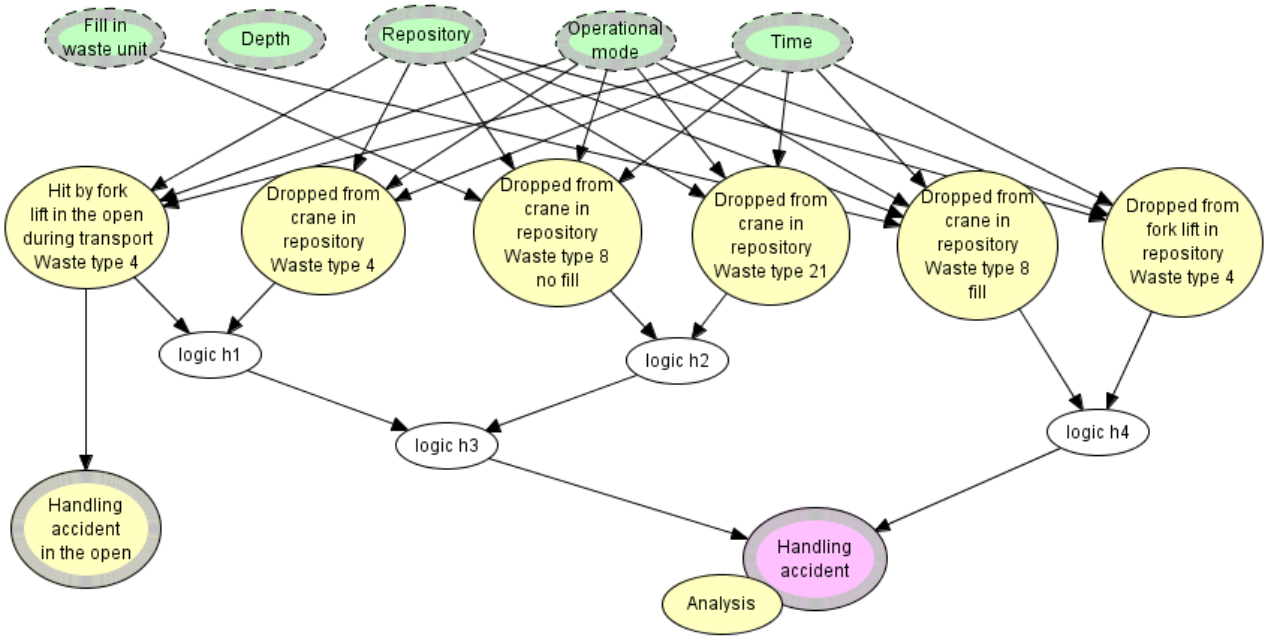
Figur 8.11 Bayesiansk model, hovednet "Hoved (Main)"

Undernet

Der er udarbejdet undernet for hver type af uheld. Undernettene beregner dosisfunktioner for de enkelte uheldstyper og returnerer disse til "Hoved (Main)". Undernettenes udformning bestemmes af uheldenes art og kompleksitet. Uheldene og dosisfunktionerne er beskrevet i detaljer i de følgende afsnit. Her beskrives også, hvorledes dosisfunktionerne er bestemt. Eksempler på undernet er givet nedenfor.

Håndtering

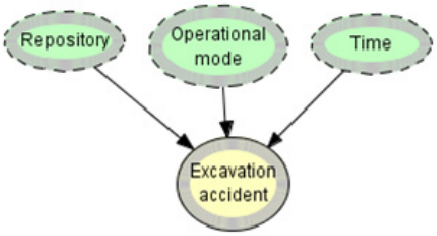
Undernettet "Håndtering (Handling accident)" indeholder en knude for hver enkelt af de typer af håndteringsuheld, der kan udsætte naboen for doser højere end 1mSv. Nettet kombinerer de individuelle dosisfunktioner til en samlet dosisfunktion for håndteringsuheld.



Figur 8.12 Bayesiansk model, undernet "Håndtering (Handling accident)"

Udgravning

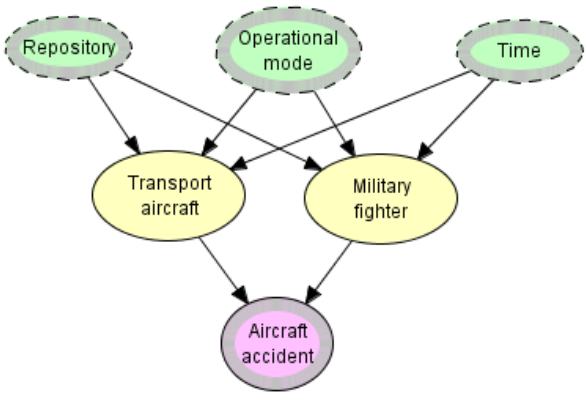
Undernettet "Udgravning (Excavation)" indeholder en enkelt knude for uheld i forbindelse med udgravning.



Figur 8.13 Bayesiansk model, Undernet "Udgravning (Excavation)"

Fly

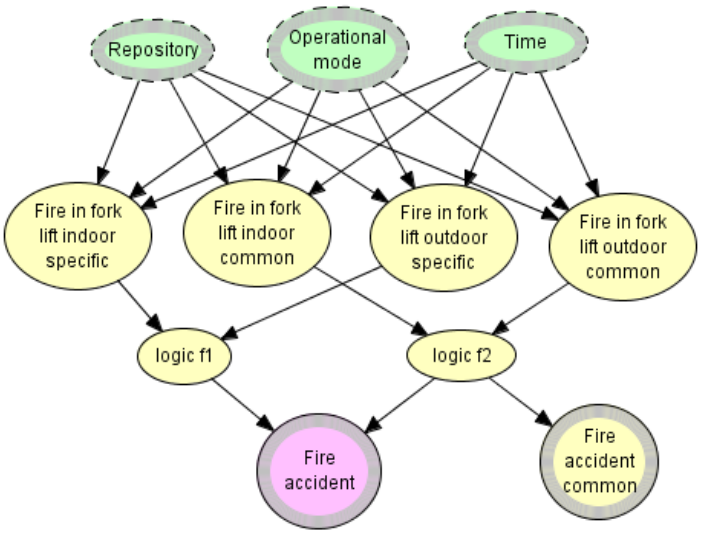
Undernettet "Fly (Aircraft)" indeholder knuder for uheld forbundet med flytrafik, som kan udsætte naboen for doser over 1mSv. Her er der som i uheldsbeskrivelserne skelnet mellem civile og militære fly.



Figur 8.14 Bayesiansk model, Undernet "Fly (Aircraft)"

Brand

Undernettet "Brand (Fire)" indeholder knuder for de brande, som kan udsætte naboen for doser højere end 1mSv.



Figur 8.15 Bayesiansk model, Undernet "Brand (Fire)"

8.4.2 Dosisfunktioner

Input til den Bayesianske model er for hvert uheld en tabel, der indeholder sandsynligheden for eksponering som funktion af dosis, dvs. en probabilistisk dosisfunktion. De dosisstørrelser den Bayesiansk model dækker, er valgt på basis af de dosiskriterier, der er givet i starten af kapitlet. Minimum er "0 mSv", maksimum er "> 100 mSv". Dosisfunktionerne for de enkelte uheld er diskrete, dvs. et interval af doser er repræsenteret ved en enkelt sandsynlighed. For at udnytte beregningsmulighederne bedst muligt er dosisintervallerne valgt specifikt for det enkelte uheld, så intervallerne er detaljeret omkring relevante dosisstørrelser. Tabel 8.6 viser et eksempel på en dosisfunktion.

Tabel 8.6 Eksempel på input til den Bayesianske model. Sandsynlighed for eksponering som funktion af dosis

Dosisinterval (mSv/år)	Sandsynlighed for eksponering
0	0,999968
0 - 1	2,77E-05
1 - 2	2,98E-06
2 - 3	1,1E-06
3 - 4	9,36E-09
4 - 100 mSv	0
> 100 mSv	0

Hasardscreeningen har identificeret uheld med potentiale for at udsætte naboer for en dosis >1mSv. Derfor betragter den Bayesianske model kun disse begivenheder. Det betyder, at selv om sandsynligheden for at modtage en samlet dosis på mindre end 1 mSv beregnes af modellen, så omfatter denne sandsynlighed ikke alle uheld, der kan udsætte naboer for sådanne lave doser. Dvs. resultater for doser under 1 mSv indeholder ikke alle eksponeringsmuligheder og kan ikke bruges.

Den Bayesianske model betragter en periode af varighed 1 år. Modellen har brug for oplysning om sandsynlighed for at modtage en dosis af størrelsen "0 mSv" for hver af de modellerede uheld. Denne dosis kan forekomme:

a) Fordi uheldet ikke finder sted (i løbet af et år), og

b) Fordi uheldet udvikler sig på en måde, hvor naboen ikke eksponeres.

Sandsynligheden a) beregnes på basis af hyppigheden af den udløsende hændelse, f.eks. at en affaldsenhed tabes. Sandsynligheden b) beregnes på basis af den betingede sandsynlighed for eksponering, givet uheldet finder sted.

Hyppighed

Bestemmelse af hyppigheden omfatter en vurdering af hyppigheden af den udløsende hændelse samt sandsynligheden for, at uheldet udvikler sig til et udslip af skadelige stoffer, der kan eksponere den repræsentative nabo for en dosis på mindst 1 mSv. Hyppigheden er fastsat som mest sandsynlige værdi. Generelt er der stor usikkerhed forbundet med vurdering af hyppighed, og den reelle værdi kan være af størrelsesordenen 10 gange større eller mindre.

Vurderingen af hyppighed er baseret på:

- Statistisk materiale
- Fejltræsanalyser
- Kvalificerede skøn.

Sandsynlighed for dosis

Indledende udarbejdes en dosisfunktion betinget af, at den udløsende hændelse er indtruffet. Denne dosisfunktion genereres ved hjælp af Monte Carlo simulering under anvendelse af Excel add-in @RISK. Simuleringen dækker alle uheldsforløb og tager højde for variation i forholdene, hvorunder den udløsende hændelse finder sted og forløber, f.eks. vejrforhold, faldhøjde, omfang af skade på affaldsbeholder.

Dosisfunktion

På basis af hyppigheden af den udløsende hændelse og resultaterne fra @RISK beregnes en dosisfunktion (der inkluderer sandsynligheden for dosis "0 mSv") til brug for den Bayesianske model.

Dosisfunktion vil variere for samme uheld, når dette indtræffer for forskellige kombinationer af depottype, geologi osv. De parametre, der generelt har størst betydning, er depottype, driftsform samt efter hvor mange år uheldet indtræffer. Parametre såsom jordlagenes art, depotdybde og emballering af affald kan have betydning for enkelte typer af uheld.

8.4.3 Uheld ved håndtering

Hyppighed af indledende begivenhed

Det antages, at et uheld, der involverer en gaffeltruck, forekommer med en sandsynlighed på $3 \cdot 10^{-5}$ per flytning af en affaldsbeholder. Hyppigheden for, at en affaldsbeholder rammes af en gaffeltruck, vurderes til $1 \cdot 10^{-4}$ per flytning af affaldsenhed. Hyppighederne er baseret på statistikker om gaffeltruckaktiviteter i en dansk produktionsvirksomhed (COWI Rådgivende Ingeniører, 1986). Det anslås, at tab af en affaldsbeholder fra en kran sker med en hyppighed på 7,8 per en million driftstimer (F P Lees, 1980). Dette er måske et konservativt skøn, eftersom værdien angiven i (F P Lees, 1980) er i forbindelse med enhver form for kransvigt. Tabel 8.7 viser en oversigt over hyppigheden for uheld under håndtering, der er anvendt i beregningen.

Tabel 8.7 Hyppighed for tabt affaldsenhed

Uheld	Hyppighed
Tabes fra gaffeltruck	$3 \cdot 10^{-5}$ per flytning af affaldsenhed
Tabes fra kran	$7.8 \cdot 10^{-6}$ per driftstime
Rammes af gaffeltruck	$1 \cdot 10^{-4}$ per flytning af affaldsenhed

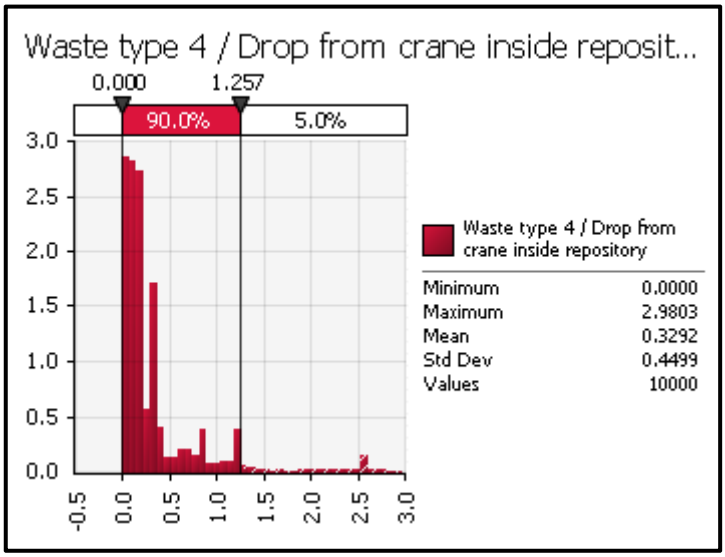
Dosisberegning

Parametrene, der er anvendt i beregningen af dosisfunktionen, er vist i tabel 8.8.

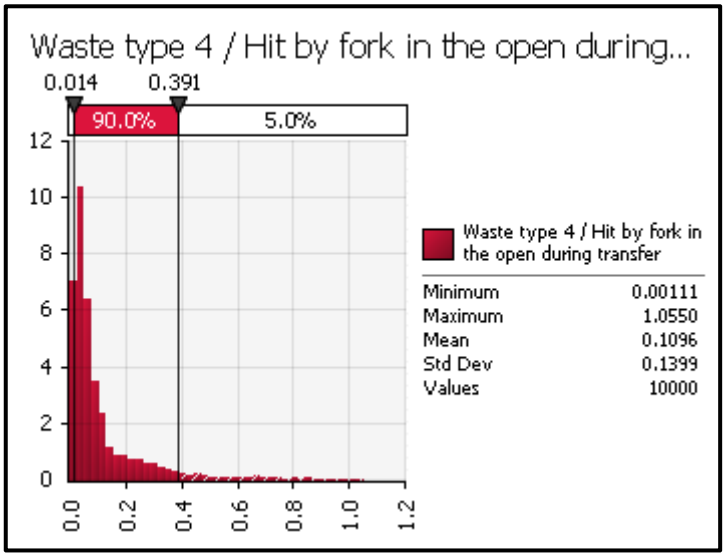
Tabel 8.8 Parametre til beregning af dosisfunktion, og hvordan usikkerhed er repræsenteret i beregningerne

Parameter	Repræsentation i dosisberegning
Radionuklider i affaldstype	Bedste bud på aktivitet, se Bilag A
Radionuklider i hver enkel affaldsenhed	Konservative antagelser, hvor det mest aktive affald er samlet i få enheder
Andel af støv i affaldsenhed	Når man ikke kender affaldets præcise konditionering, anslås en stor andel af støv
Vejrforhold	@RISK simulering med repræsentation af stabilitetsklasse D og F og vindhastighed på 0,5, 2, 5 og 10 m/s
Faldhøjde	@RISK simulering med triangulær fordeling, der dækker relevante intervaller (meget høj faldhøjde fra kraner i nogle depoter)
Beskadigelse af affaldsenhed betinget af faldhøjde	@RISK simulering med binomial fordeling
Andel af støv afgivet fra affaldsenhed, når den beskadiges	@RISK simulering med triangulær fordeling
Faktor for dosisreducering pga. tilbageholdelse af støv i depotskakt eller -bygning	@RISK simulering med triangulær fordeling

Figur 8.16 og Figur 8.17 er eksempler på resultater for simuleringer af uheld under håndtering.



Figur 8.16 Resultater af simulering af dosis for nabo pga. tab af type 4 affaldsenhed i type 3 depot. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)



Figur 8.17 *Resultater af simulering af dosis, som nabo modtager, pga. beskadigelse af type 4 affaldsenhed under transport på gaffeltruck i det fri. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

Tabel 8.9 er et eksempel på de dosisfunktioner, der blev simuleret for en type 4 affaldsenhed, der tabes fra en kran inde i depotet.

Tabel 8.9 *Dosisfunktioner (mSv/år) simuleret for tab af en type 4 affaldsenhed fra en kran inde i depotet*

mSv	DEP1*)	DEP2**)	DEP3 og DEP6	DEP4 og DEP7	DEP5 og DEP8	DEP9	DEP10*)
0	1	1	0,999963	0,999956	0,999954	0,999971	1
0 - 1	0	0	3,33E-05	3,82E-05	4,22E-05	2,79E-05	0
1 - 2	0	0	2,49E-06	4,25E-06	2,72E-06	1,07E-06	0
2 - 3	0	0	9,87E-07	1,73E-06	7,25E-07	1,31E-07	0
3 - 4	0	0	0	0	0	0	0
4 - 5	0	0	0	0	0	0	0
5-100	0	0	0	0	0	0	0
> 100	0	0	0	0	0	0	0

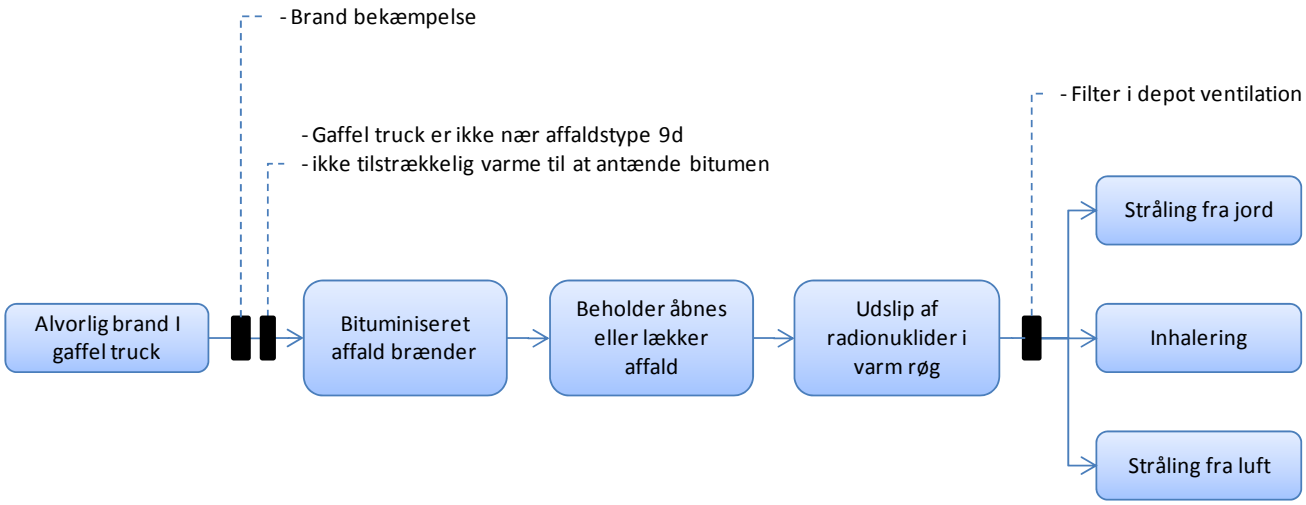
*) Ingen kran

**) Dosisfunktioner etableres kun, når der er mulighed for doser over 1 mSv.

8.4.4 Brand

Hyppigheden af indledende begivenhed

Som støtte for beregningen er der blevet lavet et sikkerhedsbarrierediagram for situationen, hvor en brand i en gaffeltruck medfører en dosis på 1 mSv for naboen. Det vises i Figur 8.18.



Figur 8.18 Sikkerhedsbarrierediagram for betydelig brand i gaffeltruck

Hyppigheden af brande i gaffeltrucks er blevet vurderet på baggrund af hyppigheden af brande i køretøjer i Danmark, da der ikke fandtes statistikker for brande i gaffeltrucks. Der medregnes kun betydelige brande, hvilket omfatter situationer, hvor brandfolkene bruger to slanger, da små brande sandsynligvis ikke vil kunne opvarme bitumen tilstrækkeligt til at starte en stor brand. Beregningen og forudsætningerne vises i tabel 8.10. Hvad angår ASR og NSR, vises hyppigheden for aktiviteter, der udføres over overfladen, hvorimod aktiviteter i en kaverne depotet (COFI) vil blive udført to gange, både over overfladen og inde i depotet. For et kaverne depot antages dermed den dobbelte hyppighed under lastning.

Tabel 8.10 Beregning af brande i gaffeltrucks om året

Betydelige brande på de danske veje 2007-2009 per køretøjs-km (Redningsberedskabet, 2011), (Vejdirektoratet.dk, 2011), (Danmarks Statistik, 2011)	$4{,}0 \cdot 10^{-9}$
Brande på de danske veje 2007-2009 per kørt time, idet der regnes med en gennemsnits hastighed på 50 km/t	$2{,}0 \cdot 10^{-7}$
Trucktimer pr dag	8
Gaffeltruck brande / Køretøjs brand	2
Arbejdsdage pr året	246
Brande i gaffeltrucks enten inde i depotet eller under drift i det midlertidige lager (pr år)	$7{,}9 \cdot 10^{-4}$

På baggrund af Lees, F.P. (2005), sættes sandsynligheden for, at brandslukningen svigter til 0,1, under hensyntagen til at personalet sandsynligvis skal oplæres i brug af brandslukningsudstyret, men kan være stressede i situationen.

Sandsynligheden for, at gaffeltrucken befinder sig i nærheden af type 9d affald, er groft estimeret til 5 procent baseret på mængden af type 9d affald og den

samlede mængde affald. Det er konservativt antaget, at gaffeltrucken, når den er i drift, altid befinder sig ved siden af mindst en affaldsenhed.

Sandsynligheden for, at der ikke er nok varme til at smelte og antænde bitumen, er sat til 50 procent for ASR og NSR, og 10 procent for MDR, eftersom det antages, at varmen hurtigere bygges op inde i MDR.

Den resulterende hyppighed for brand i bitumen om året vises i Tabel 8.11.

Tabel 8.11 Hyppighed for brand i bitumen, der indeholder radionuklider

Depottype	**Hyppighed for bitumenbrand om året under driften af depotet**
DEP1-DEP9 (ASR, NSR and MDR)	$2{,}0 \cdot 10^{-6}$
DEP10 (MDR-COFI)	$3{,}6 \cdot 10^{-6}$

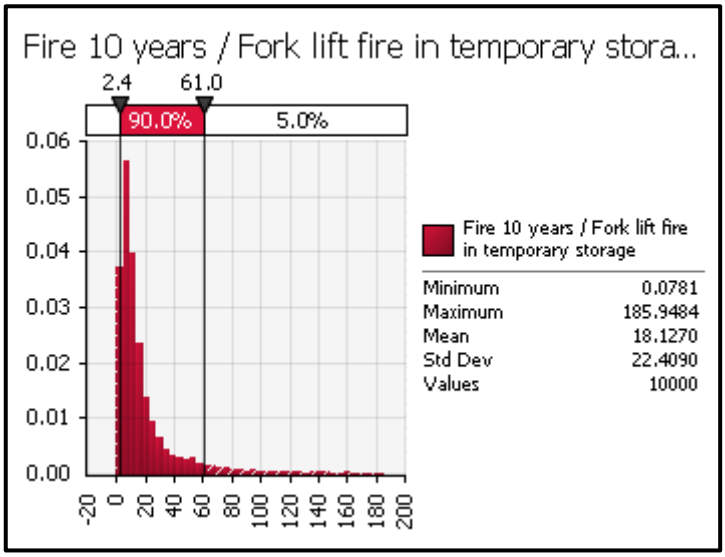
Dosisberegning

Tabel 8.12 viser de parametre, der er anvendt til at beregne dosisfunktionerne.

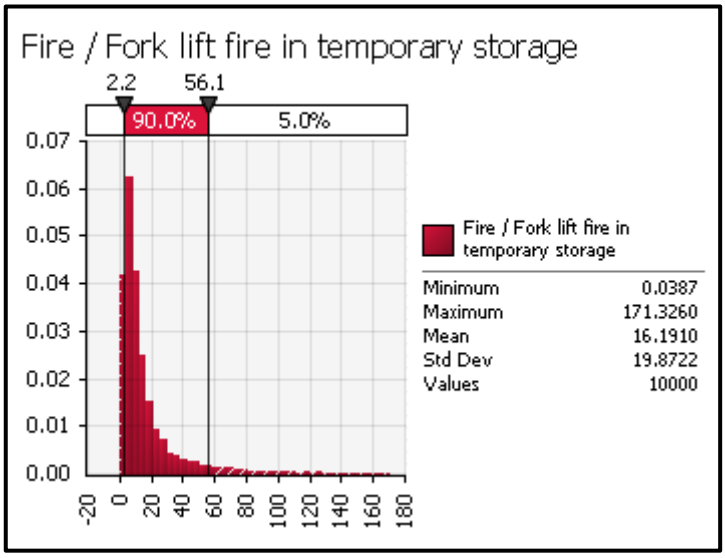
Tabel 8.12 Parametre for beregning af dosisfunktioner for uheld med brand, og hvordan usikkerheden er repræsenteret i beregningerne

Parameter	**Repræsentation i dosisberegning**
Radionuklider i hver enkel affaldsenhed	Konservative antagelser, hvor det mest aktive affald er samlet i få enheder
Andel af støv i affaldsenhed	Når man ikke kender affaldets præcise konditionering, anslås en stor andel af støv
Særlige affaldsenheder rammes og skades under branden	Andelen af affald, der kan skabe store doser
Mængde radionuklider i depotet (kun relevant for DEP9)	Konservativt antages det, at der ikke forekommer tilbageholdelse i kaverner eller filtre
Vejrforhold	@RISK simulering med repræsentation af stabilitetsklasse D og F og vindhastighed på 0,5, 2, 5 og 10 m/s

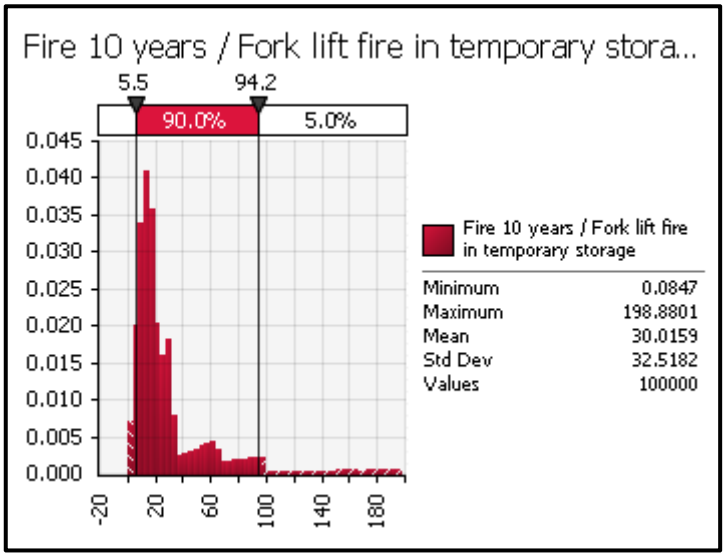
Figur 8.19 til Figur 8.21 viser resultaterne af simuleringen af brand i en gaffeltruck, som omfatter tromler, der indeholder affald af type 9.



Figur 8.19 *Resultat af simulering af dosis, som nabo modtager pga. brand i gaffeltruck i det fri, som omfatter tromler med affaldstype 9. Resultaterne gælder for tidspunktet 10 år. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*



Figur 8.20 *Resultat af simulering af dosis, som nabo modtager pga. brand i gaffeltruck i det fri, som omfatter tromler med affaldstype 9. Resultaterne gælder for tidspunktet 30 år. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*



Figur 8.21 *Resultat af simulering af dosis, som nabo modtager pga. brand i midlertidigt lager eller depotet, som omfatter tromler med affaldstype 9. Resultaterne gælder for tidspunktet 10 år. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

8.4.5 Boring og udgravning

Hyppighed af initierende hændelse

Beregningen af hyppigheden for udgravningsaktiviteter i Danmark, der vil påvirke depotet, er baseret på formodninger om, hvor megen udgravningsaktivitet, der vil forekomme i fremtiden. Dette er selvfølgelig forbundet med en stor usikkerhed, når man ser 10.000 år ud i fremtiden.

Som vist i Tbel 8.13, er andelen af Danmark, der er anvendt til byområde, ca. 10 procent. For beregningerne antages det, at andelen i år 12.000 vil være 30 procent. Dette betyder, at 20 procent af Danmarks område vil blive udsat for udgravningsaktiviteter af en eller anden form i løbet af perioden, som analysen dækker. Hver udgravning formodes at dække et område på 1.000 m^2, og hvis dette område overlapper med depotet, antages det, at radionukliderne frigives, også selv om områderne kun overlapper delvist (der er regnet med mindst 6 m overlap).

Tabel 8.13 *Udvikling af urbanisering i Danmark*

År	**Andel af dansk byområde**
2.000	Ca. 10 %
12.000	30 % (skøn)

Derudover bygger beregningen af hyppigheden af udgravninger, der beskadiger depotet, på de følgende formodninger og skøn:

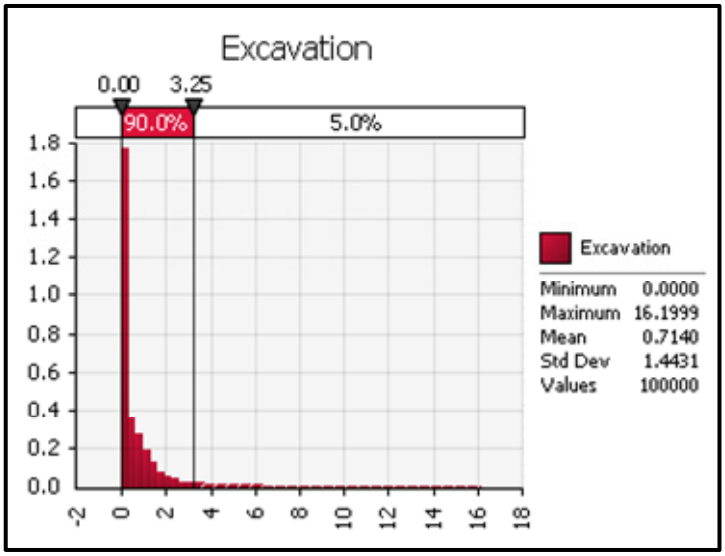
- Det antages konservativt, at udgravningsaktiviteter ovenpå et depot altid vil nå en dybde, hvor der befinder sig affald (bemærk at udgravning kun behandles for overflade- og overfladenære depoter).

De resulterende hyppigheder vises i Tabel 8.14.

Tabel 8.14 Hyppighed af udslip af nuklider fra depot pga. udgravning

År fra opførelse af depot	**Depottype**	**Hyppighed af udgravning på depotpladsen om året**
300	DEP1	$1{,}2 \cdot 10^{-4}$
1.000-10.000	DEP1	$1{,}2 \cdot 10^{-4}$
300	DEP2	$7{,}1 \cdot 10^{-5}$
1.000-10.000	DEP2	$7{,}1 \cdot 10^{-5}$

Figur 8.22 viser et eksempel på resultaterne af simuleringen af udgravning i depotområdet.



Figur 8.22 Resultat af simulering af dosis, som nabo modtager pga. udgravning ovenpå et overflade depot eller et terrænnært depot efter 300 år. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)

Boreaktiviteter

Beregningen af hyppigheden for boreaktiviteter i Danmark, der kan påvirke depotet, er baseret på antagelser om, hvor megen boreaktivitet, der vil forekomme i fremtiden. Selv om depotet skal være beliggende i et område, der ikke er klassificeret som en potentielt vandindvindingsområde, kan der i fremtiden efter depotet er glemt, f.eks. om 1000 år, ske ændringer i status af det område, som depotet ligger i.

Beregningerne er baseret på følgende formodninger:

- 100 prøveboringer efter grundvand om året.
- Andelen af Danmarks areal, der er relevant for boring efter grundvand er 0,9.
- Borevinklen er 70 grader.

Tabel 8.15 viser parametrene til beregning af tværsnitsområdet af indholdet i en kanister sammen med det resulterende effektive område, under forudsætning af at kanistrene er placeret i et borehul. Det antages, at det effektive område er af samme størrelse, hvis kanistrene er placeret i et mellemdybt depot.

Tabel 8.16 viser værdierne og forudsætningerne, der er anvendt til at beregne hyppigheden af prøveboringer, samt de resulterende hyppigheder.

Tabel 8.15 Beregning af effektivt tværsnit af kanisterstabel

Antal cylindre	Indre cylinder-højde, m	Indre cylinderdi-ameter, m	Borevinkel, °	Effektivt tvær-snit, m^2
78	0,8	0,3	70	6,8

Tabel 8.16 Hyppighed af boring gennem kanisteren

Skønnet antal boringer i Danmark om året	Andel af Dan-marks område, der er relevant for borearbejde	Danmarks are-al, km^2	Sandsynlighed for at bore gennem kani-ster per boring	Hyppighed for at bore gennem kanister om året
100	0,9	43.094	$1{,}8 \cdot 10^{-10}$	$1{,}8 \cdot 10^{-8}$

Dosisberegning

Tabel 8.17 viser parametrene, der er anvendt til beregning af dosisfunktionen.

Tabel 8.17 Parametre i dosisberegning for udgravning, samt hvordan usikkerheden er repræsenteret i beregningerne

Parameter	Repræsentation i dosisberegning
Radionuklider i affaldstype	Bedste bud på aktiviteten udarbejdes
Radionuklider i individuelle affaldsenheder	Konservative antagelser, hvor det mest aktive affald er samlet i få enheder
Andel af støv i affald	Når man ikke kender affaldets præcise konditionering, anslås en stor andel af støv
Særlige affaldsenheder rammes og skades under udgravning	Konservativt antages det, at der ikke forekommer tilbageholdelse i kaverner eller filtre
Vejrforhold	@RISK simulering med repræsentation af stabilitetsklasse D og F og vindhastighed på 0,5, 2, 5 og 10 m/s
Udgravningsproces fortsætter, uden at man opdager faren	@RISK simulering med binomial fordeling

8.4.6 Flystyrt og meteoritnedslag

Hyppighed af initierende hændelse

Hyppigheden af flystyrt der rammer et overflade depot eller et terrænnært depot er beregnet på baggrund af danske flyulykkesstatistikker. Resultaterne kan ses i Tabel 8.18.

Til beregningen af hyppigheden af flyulykker, der åbner depotets side for afstrømning, antages det at

- Scenariet, der ses på, er et fly, der kurer mod depotets side og fjerner den beskyttende jord på depotets side.
- Scenariet er kun relevant for kommercielle fly, da militære kampfly sandsynligvis styrter ned i en 45 graders vinkel, hvilket ville skabe et krater i stedet for at åbne depotets side.
- Skaden på depotet fra flyet skal gå mindst 10 m ind i depotet (horisontalt).

Tabel 8.18 Hyppighed af flystyrt ved depoterne

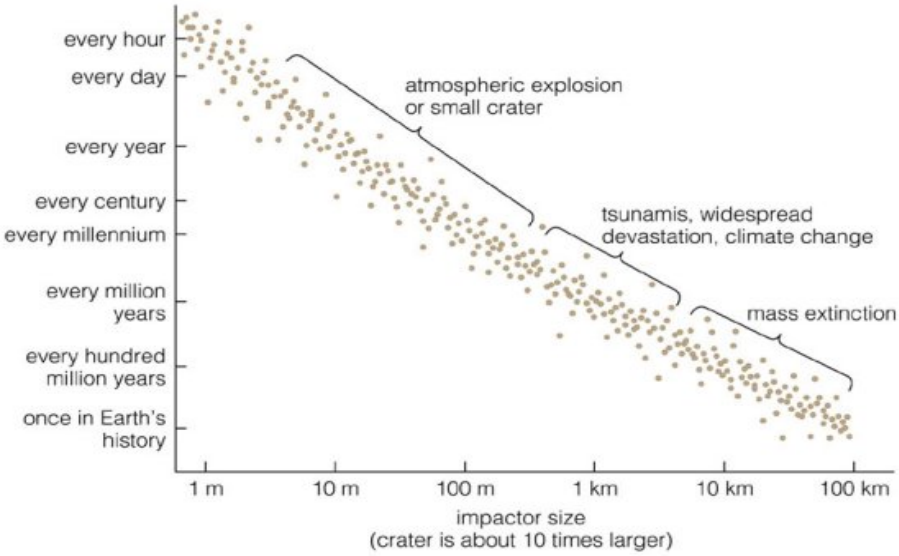
		Hyppighed for flystyrt ved depotet (pr år)	Hyppighed for åbning af depotets sider, hvilket muliggør afstrømning (pr år)
Overfladedepot	Transportfly	$7{,}0 \cdot 10^{-9}$	$7{,}0 \cdot 10^{-10}$
	Militære kampfly	$3{,}9 \cdot 10^{-8}$	N/A
	Total	**$4{,}6 \cdot 10^{-8}$**	**$7{,}0 \cdot 10^{-10}$**
Terrænnært depot	Transportfly	$3{,}7 \cdot 10^{-9}$	N/A
	Militære kampfly	$1{,}2 \cdot 10^{-8}$	N/A
	Total	**$1{,}6 \cdot 10^{-8}$**	**N/A**

Meteoritter Meteornedslag omfattet af denne analyse, er dem, der er store nok til at beskadige et overflade- eller terrænnært depot, og små nok til at selve nedslagets konsekvenser for naboerne ikke er større end dem fra udslip af radionuklider fra depotet. På baggrund af oplysningerne i Tabl 8.19, der viser hyppigheden af meteornedslag, samt referencerne (Miguel Carrasco/La Razon/Reuters, 2010), (Collins, G. et al, 2005), (Marcus, R. et al, 2010), er disse grænser blevet fastsat, og nedslagets effekt i forhold til kraterstørrelse er blevet skønnet. Resultaterne vises i Tabel 8.19.

Tabel 8.19 Hyppighed og effekt af meteornedslag

	Lille	Mellem	Stor
Størrelse på meteorit (m)	1	3	10
Antal meteornedslag på jorden (pr år)	8.720	365	1
Kraterdiameter* (m)	3	15	100
Kraterdybde* (m)	3	5	20

*Transiente kraterdimensioner, der afspejler den påvirkede jord/depots volumen.



Figur 8.23 Hyppighed af meteoritnedslag efter størrelse (Dr. Nicholas Short, 2010)

Hyppigheden af meteoritter inden for den øvre og nedre størrelsesgrænse, som er anvendt i nærværende analyse, er blevet beregnet ud fra den antagelse, at meteornedslag fordeler sig ligeligt på jordens overflade. Resultaterne vises i tabel 8.20. Tabellen viser, at hyppigheden af en sådan begivenhed er ganske lille.

Tabel 8.20 Hyppighed af meteoritnedslag ved ASR (DEP1) og NSR (DEP2)

	Område, km^2	**Andel af jordens overfladeareal**	**Nedslagshyppighed om året**		
			Lille	**Mellem**	**Stor**
Jorden	$5{,}1 \cdot 10^{8}$	1	8.760	365	1
DEP1	$4{,}7 \cdot 10^{-3}$	$9{,}2 \cdot 10^{-12}$	$8{,}1 \cdot 10^{-8}$	$3{,}4 \cdot 10^{-9}$	$9{,}2 \cdot 10^{-12}$
DEP2	$1{,}4 \cdot 10^{-3}$	$2{,}7 \cdot 10^{-12}$	$2{,}4 \cdot 10^{-8}$	$1{,}0 \cdot 10^{-9}$	$2{,}78 \cdot 10^{-12}$

Dosisberegning

Et nedslag på depotet kan nå enhver type affald, og det formodes, at der spredes store mængder. Pga. den relative lave hyppighed af hændelserne, antages det konservativt, at spredningen af støv forårsaget af meteoritnedslag eller flystyrt vil resultere i en dosis på mindst 100 mSv hos en nabo. I forhold til flystyrt vil eventuelle overlevende passagerer og, hvis depotets eksistens er blevet glemt (efter 300 år), også redningsarbejdere modtage en betydelig dosis. Derudover kan afstrømning fra depotets side måske forårsage en dosis til naboen, men eftersom den maksimale dosis på >100 mSv er anslået, regnes der ikke et yderligere bidrag.

8.4.7 Lækage af forurenet drænvand fra depotet

Disse scenarier er kun relevante for overfladedepoter.

Hyppigheden af initierende hændelse

De initierende hændelser er

- Depotet beskadiges under opførelse og drænsystem fungerer ikke.
- Depotet beskadiges under opførelse, drænsystemet fungerer, men dræntanken tømmes fejlagtigt til en recipient.

Drænsystem

Vand kan trænge ind i depotet før ventet, hvis depotets topmembran blev beskadiget under opførelse, eller hvis den svækkes betydeligt hurtigere end forventet. Hvis der er hul i undermembranen, eller hvis drænsystemet ikke fungerer ordentligt, vil forurenet vand enten flyde hen til en recipient eller sive ned i jorden (eller begge dele), afhængigt af geologien under depotet. Udslipsstørrelsen er sat til 4,7 m^3 om året, og det antages konservativt, at det ikke opdages, efter et eventuelt udslip er begyndt, eftersom depotet kan være forladt, før udslippet opdages. Beregningen af hyppighederne er gennemført ved hjælp af fejltræet i Appendiks H.

Tabel 8.21 Hyppighed af langvarigt udslip pga. beskadiget topmembran

	Tid (år)			
	10	**30**	**100**	**300**
Vand til recipient pga. dræningsfejl	0	$1{,}7 \cdot 10^{-6}$	$2{,}8 \cdot 10^{-5}$	$4{,}8 \cdot 10^{-4}$

Driftsfejl

Hvis depotets øverste membran beskadiges under opførelsen, kan vand begynde at vise sig, f.eks. efter 20 år, i depotets drænsystem. Adskillige fejl i kombination kan føre til, at vandet ved en fejl ledes direkte til en recipient. For denne hændelse antages det, at der højst sandsynligt ledes 1 m^3 til recipienten, hvilket svarer til den mængde, der forventes tømt fra tanken under normale forhold. Sjældnere kan et helt års volumen på 4,7 m^3 blive ledt til recipienten. Sandsynligheden for dette er konservativt sat til 25% (i.e. 75% sandsynlighed for 1 m^3). Hyppigheden for, at 1 eller 4,7 m^3 ledes til recipienten, er blevet analyseret i fejltræet i Bilag H. Den resulterende hyppighed af fejlagtig udledning er vist itabel 8.22. Tabellen viser, at dette scenarie anslås at forekomme med en meget lav hyppighed og kun for den begrænsede tidsperiode, hvor depotet er i drift.

På grund af de lave mængder forurenet vand (et engangsudslip, ikke løbende udslip) samt den lave hyppighed, behandles dette scenarie ikke yderligere.

Tabel 8.22 Hyppighed af fejlagtig udledning efter skade på topmembran

	Tidspunkt			
	10	**30**	**100**	**300**
Udledning af forurenet vand til recipient	0	$7{,}6 \cdot 10^{-7}$	$1{,}9 \cdot 10^{-5}$	$8{,}4 \cdot 10^{-6}$

Dosisberegning

Dosisberegningen for fejl i drænsystemet kombineret med fejl på topmembranen og vand, der siver igennem denne membran, er udført med modeller af samme type som dem, der er brugt for de forventede langtidsvirkninger, dog er der anvendt et vandvolumen på 4,7 m^3, og udslip kan ske på et tidligere tidspunkt.

8.5 Risikoresultater på depotniveau

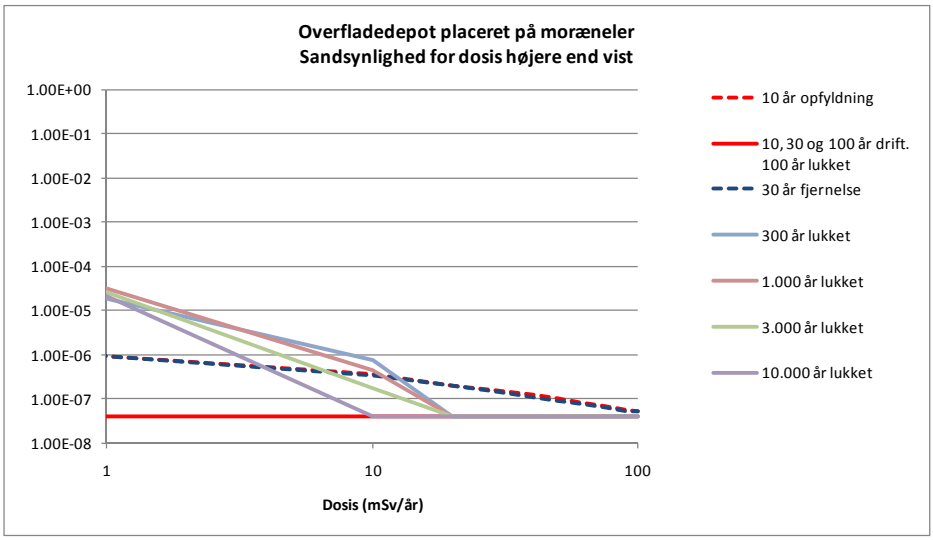
Dette afsnit repræsenterer de samlede dosisfunktioner for uheld, som de er beregnet af den Bayesianske model. Dosisfunktionerne er vist for hver depottype for sig. Det er valgt at vise resultaterne som "hyppighed-dosis"-diagrammer. Disse diagrammer viser hyppigheden af uheld, som funktion af den dosis, den repræsentative nabo modtager. Her skal man dog være opmærksom på, at hyppigheden for enhver dosis omfatter hyppigheden for at modtage den anførte dosis eller højere doser.

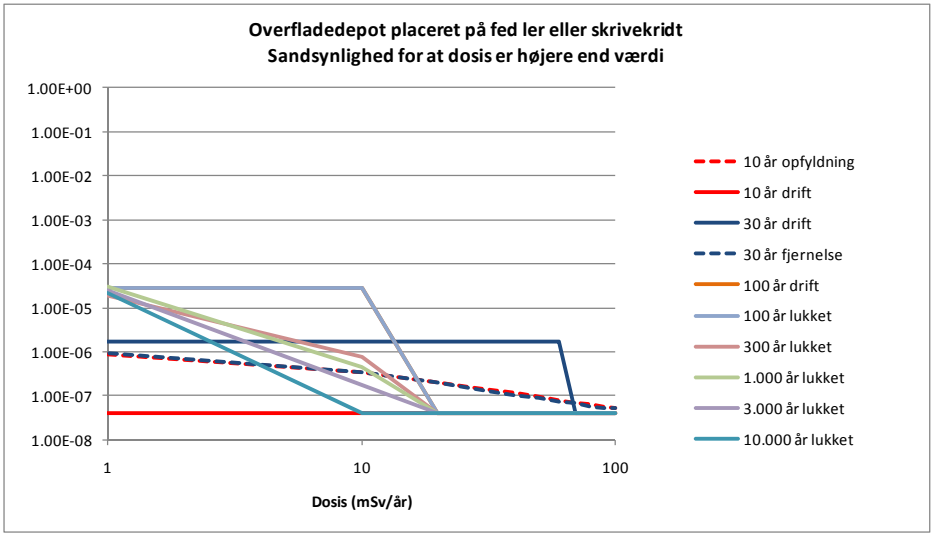
Der vises kun de uheld, som medfører en dosis på 1 mSv eller mere. De år, der er vist i signaturforklaringen, er år efter år 2008. Resultaterne er vist i de følgende afsnit.

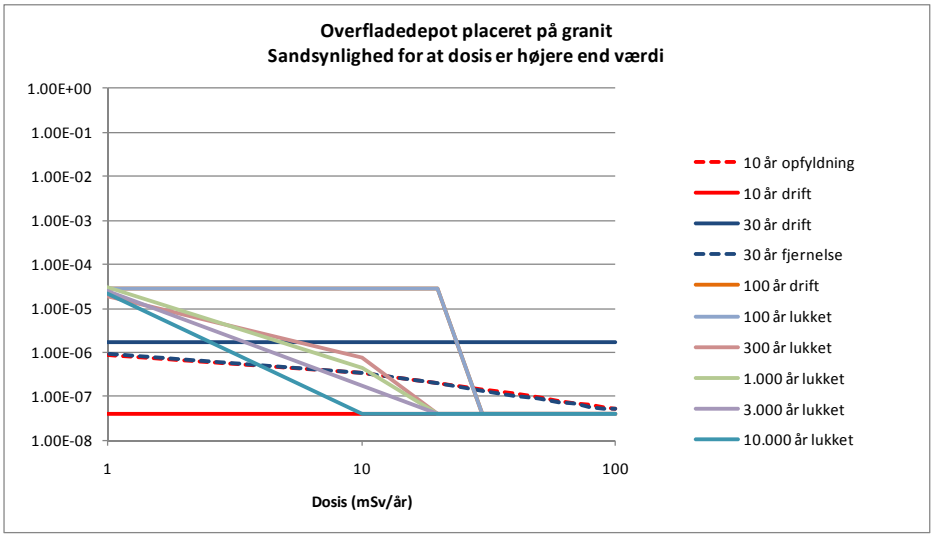
8.5.1 Overfladedepot

Risikoen fra uheld vises som hyppigheden af begivenheder, der medfører en dosis på en given størrelse eller højere i Figur 8.24 a, b og c. Figur a repræsenterer depoter placeret på moræneler, hvor regnvand kan opsuges af jorden, medens figur b repræsenterer depoter placeret på hhv. fed ler eller kalksten (skrivekridt), hvor en del af regnvandet vil løbe af på overfladen. Figur c repræsenterer depoter placeret på klippe (granit), hvor alt regnvand vil løbe af på overfladen.

Af kurverne fremgår, at hyppigheden af uheld, hvor dosen for en nabo overstiger grænsen på 1 mSv, er mindre end 10^{-4} hhv. 10^{-3} om året. De stiplede grafer repræsenterer uheld i forbindelse med håndtering eller brande, dvs. uheld under opfyldning af depotet eller fjernelse af affaldet. For disse aktiviteter vurderes det, at sandsynligheden for at overskride kriteriet på 1 mSv er ca. 10^{-6} pr. år. Hvis man antager, at hver aktivitet tager et år i alt, svarer det til, at sandsynligheden for, at en nabo modtager en dosis på 1 mSv eller mere, er en ud af en million for opfyldning af depotet, og det samme for tømning af depotet.







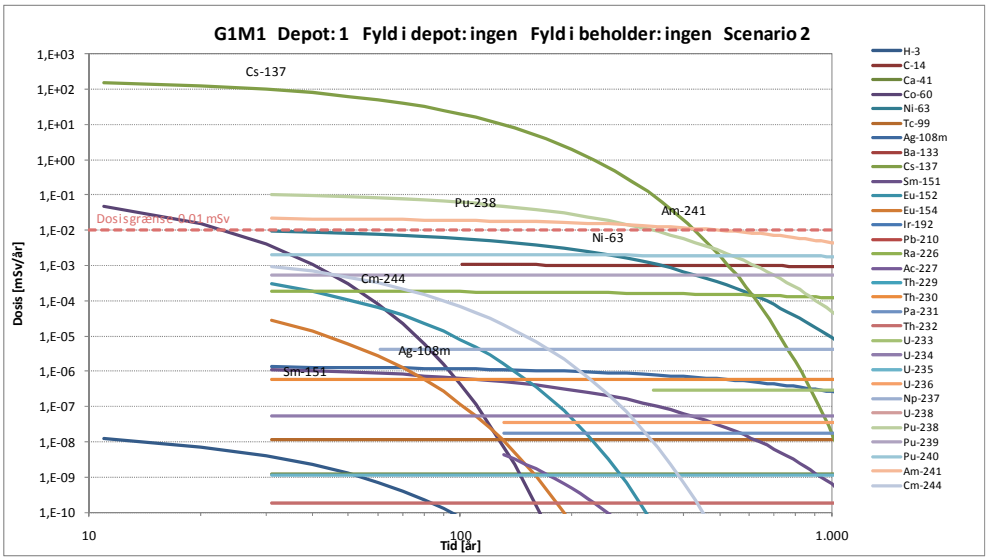
Figur 8.24a, b og c Hyppighed-dosis diagrammer for eksponering efter uheld gældende for et overfladedepot

Uheld forbundet med forurenet vand, der lækker fra depotet pga. problemer med dræning af vand, der ved en fejl kommer ind i depotet, f.eks. på grund af en konstruktionsfejl, vil ikke være en dosis baseret på en enkelt begivenhed, men vil fortsætte i en længere periode. Disse typer uheld bør sammenlignes med dosiskriteriet på 0,01 mSv/år, dvs. ikke 1 mSv/begivenhed, som bruges ved pludselige udslip. tabel 8.28 og figure 8.25 viser beregningsresultater for et uheld, der fører til langvarig eksponering fra et ASR, der er placeret på henholdsvis granit og moræne ler. Figurerne viser den dosis, som en nabo modtager fra forskellige radionuklider, som en funktion af tid, hvor der forudsættes et udslip i år 10. Hvis udslip forekommer på et senere tidspunkt, ville graferne være uændrede, dog skåret af i det år, hvor vand trænger ind i depotet. Forsinkelsen i dosen for nogle af radionukliderne hænger sammen med affaldsenhedens nedbrydning (f.eks. tromle eller container). Denne nedbrydning forventes at finde sted, uanset om der er huller i den øverste membran. Der ses tydeligt en dramatisk forskel mellem, om ASR placeres oven på granit (Figur 8.25) eller moræneler (Figur 8.26) i moræneler favør. For granit overstiges dosisgrænsen på 0,01 mSv/år voldsomt, hvis begivenheden skulle finde sted. Dette skyldes, at når det forurenede vand når granitten, vil det sandsynligvis bevæge sig horisontalt, indtil det møder en recipient, hvorimod det i moræneler vil passere vertikalt gennem jorden, hvilket medfører en betydeligt længere tidsperiode, før radionuklider trænger ind i en recipient eller et grundvandsbassin. Resultaterne for fed ler og kalksten vises i Bilag H.

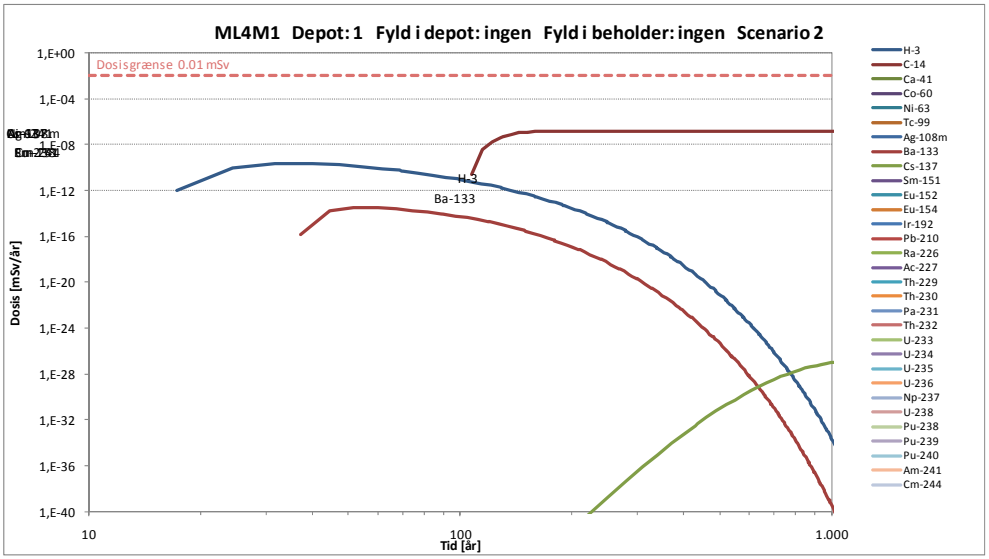
I afsnit 8.3 nævnes det, at sandsynligheden for, at disse begivenheder finder sted, er ret lav, især i depotets tidlige år. For oversigtens skyld er sandsynlighederne gentaget i Tabel 8.23.

Tabel 8.23 Hyppighed af langvarige udslip pga. beskadiget topmembran

	Tidspunkt			
	10	**30**	**100**	**300**
Vand til recipient pga. dræningsfejl	0	$1{,}9 \cdot 10^{-6}$	$1{,}7 \cdot 10^{-4}$	$5{,}3 \cdot 10^{-3}$



Figur 8.25 *Dosisberegninger for udslip af lang varighed, hvor ASR er placeret på granit*



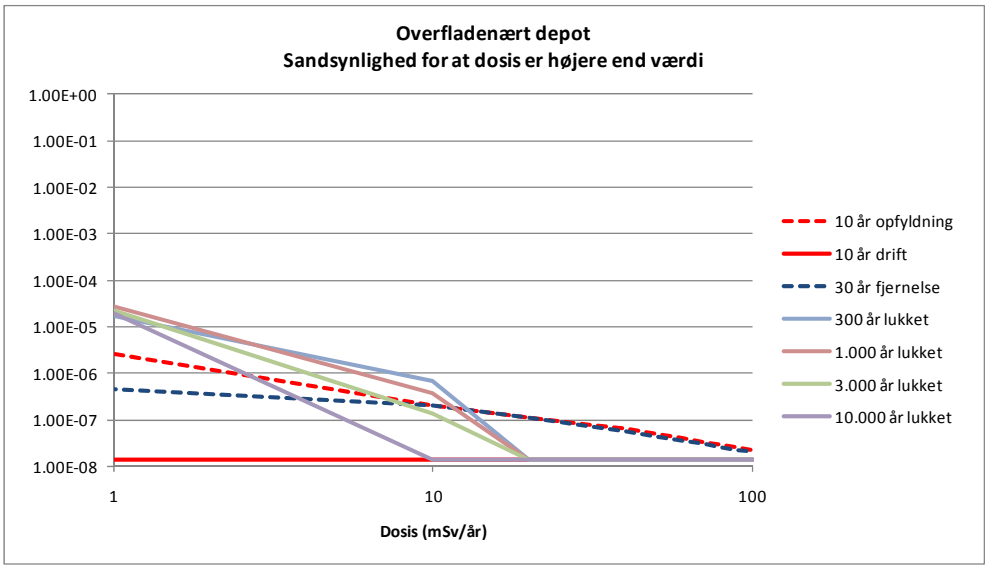
Figur 8.26 *Dosisberegninger for udslips af lang varighed hvor ASR er placeret på moræneler*

8.5.2 Terrænnært depot under overfladen

Risikoen fra uheld vises som hyppigheden af begivenheder, der medfører en dosis på en given størrelse eller højere i Figur 8.27.

Ved at sammenligne med Figur 8.26 ses det, at risikoen er stort set den samme som for overfladedepoter. Det skyldes, at der er antaget den samme sandsynlighed for beskadigelse som følge af flystyrt, meteoritnedslag og udgravninger i et terrænnært depot som i et overfladedepot, hvilket er en konservativ antagelse.

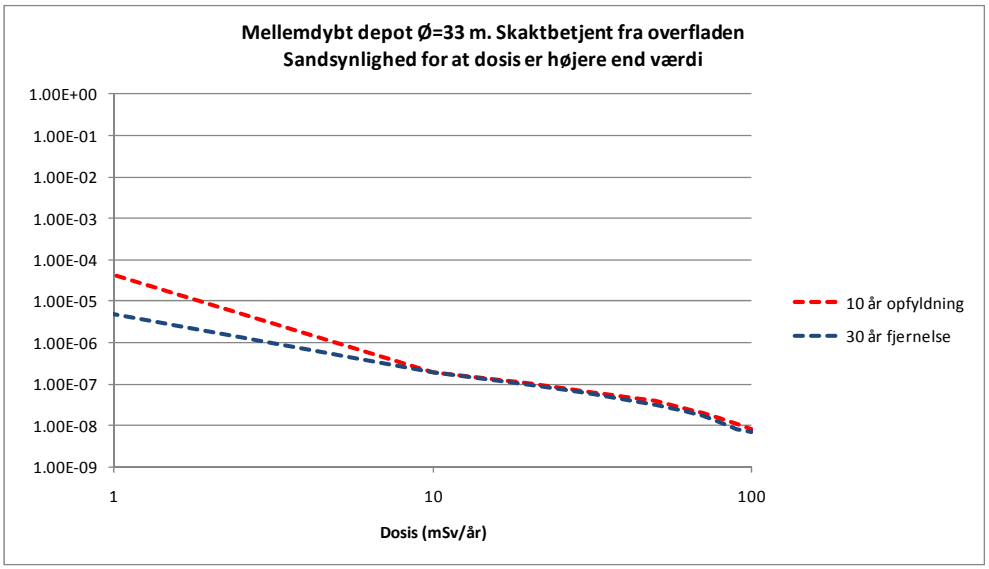
Det overfladenære depot er måske svagt bedre beskyttet pga. betonpladen oven på depotet.



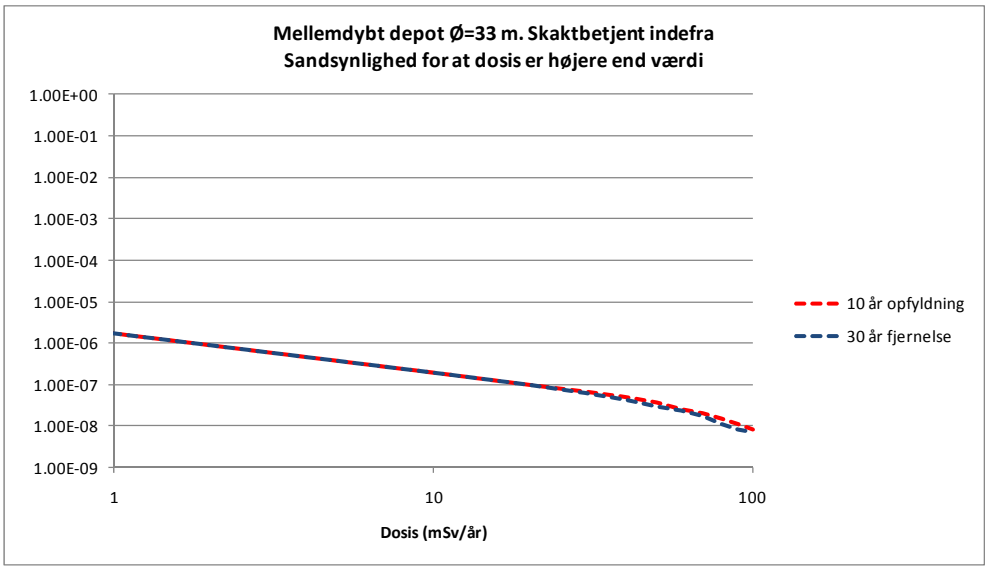
Figur 8.27 Hyppighed-dosis diagram for kortvarige eksponeringer gældende for terrænnære depoter uner overfladen

8.5.3 Mellemdybt depot

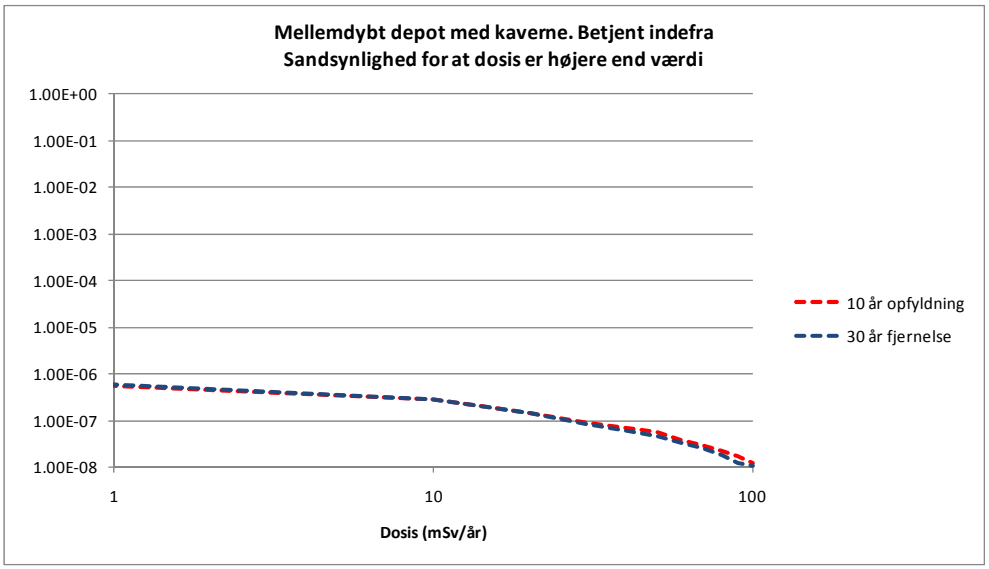
Risikoen fra uheld vises som hyppigheden af begivenheder, der medfører en dosis på en given størrelse eller højere i Figur 8.28 til Figur 8.30 for de forskellige typer mellemdybe depoter. Der vises kun de uheld, som medfører en dosis på kriteriet på 1mSv eller mere. Det ses, at kun uheld i forbindelse med fyldning og fjernelse af affald fra depotet blev identificeret. Disse uheld er uheld under håndtering og brande. Risikoen er højere end risikoen forbundet med uheld under håndtering og brande for overflade- og overfladenære depoter. Dette skyldes højere faldhøjder for depoter, der betjenes ovenfra.



Figur 8.28 *Hyppighed-dosis diagram for mellemdybt depot (diameter 33 m), som drives via skakt fra terrænniveau*



Figur 8.29 *Hyppigheds-dosis diagram for mellemdybt depot (diameter 33 m), som drives via skakt indefra*



Figur 8.30 Hyppigheds-dosis diagram for mellemdyb kaverne, som drives indefra

Ud fra figurerne for de forskellige typer mellemdybe depoter ses det, at risikoen for at påvirke en nabo er svagt højere for et depot, der betjenes ovenfra, pga. den større sandsynlighed for, at der spredes støv til naboen fra denne type depot.

8.5.4 Borehul

Risikoen forbundet med uheld med affald opbevaret i cylinder i et borehul blev vurderet til at være ubetydelige.

9 Konsekvenser af konditionering

Alle resultater vedrørende den nødvendige konditionering af de forskellige affaldstyper, baseret på den indledende sikkerhedsvurdering, er samlet i dette kapitel. Dette inkluderer både konsekvenser af mulige uheld i depotet (baseret på den sikkerhedsvurdering der relaterer sig til uheld) og konsekvenser som følge af langtidseffekter fra et depot. Generelt er der forskel mellem depottyperne af flere årsager:

- Placering af specielt affald i et terrænnært depot vil typisk kræve ekstra konditionering af affaldet for at sikre tilbageholdelsen af nuklider i tilstrækkeligt langt tid, og for at sikre at de ikke frigives til omgivelserne i uacceptable mængder, på grund af ulykker.

- Placering af affald i et borehul kræver særlig konditionering, så når et borehul er en del af den overordnede løsning, indgår denne særlige konditionering.

Udover dette skyldes forskellene på depoterne hovedsagligt de geologiske forhold, og hvor tæt depotet ligger på grundvandsspejlet. Baseret på de generelle regler om principper for optimering, der kræves af ICRP, og på grund af forstudiets generelle natur er det valgt ikke at skelne yderligere mellem forslagene til konditionering for de forskellige typer af depoter.

Som hovedregel skal det undgås, at ompakke affald der allerede er pakket, hvis pakningen er tilstrækkelig, baseret på den indledende sikkerhedsvurdering, da ompakning altid vil påføre personalet yderligere doser og kan føre til generering af yderligere sekundært affald. Ompakning kan være nødvendigt, enten på grund af emballagens tilstand, eller hvis supplerende konditionering er nødvendig for at reducere langsigtede effekter fra affaldet eller effekter relateret til potentielle ulykker. I så fald foreslås det at benytte den metode som Dansk Dekommissionering allerede har brugt, hvor affaldsemballagen anbringes i en ydre affaldsemballage. Nedenstående forslag er baseret på dette princip.

9.1 Pakning af individuelle affaldstyper

De affaldstyper, der står nedenfor uddybes i Kapitel 2 og i Bilag A.

9.1.1 Affald fra DR1, DR2 og DR3

Type 1 - Grafit

På grund af risiko for overophedning af grafitten, i tilfælde af brand eller mulig senere fjernelse af affaldet, foreslås det at grafitemnerne pakkes i stålcontainere der efterfyldes med bentonit rundt om grafitten. Af samme grunde skal depotet fyldes med bentonit (ved et reversibelt depot) eller beton efter containerne er placeret.

Type 2 - Aluminium

Det foreslås at resten af aluminiumsaffaldet også pakkes i ISO-containere. Der er sammenlagt brug for 10 ISO-containere. Som omtalt i Kapitel 3 anbefales det, at bruge sand som fyldmateriale mellem affaldsemnerne i containerne for at reducere korrosion af aluminium og derved mindske gasudvikling.

Ved bearbejdning (smeltning for volumenreduktion eller fri udledning) eller ved sammenpresning af det meste af materialet kan det samlede antal containere muligvis reduceres med en faktor to eller mere. Denne mulighed er dog ikke medtaget i dette forstudie.

Type 3 - Stål, rustfrit stål og bly

Baseret på de indledende sikkerhedsvurderinger foreslås det, at blybyggesten (50-70 ton svarende til 4,4 - 6,2 m^3) pakkes i containere (11 ton bly i hver) og omfyldes med cement-calcium granulat på grund af dets lave friktionsvinkel, relativt lave densitet og hvis reversibilitet ønskes. Imidlertid kan containerne ikke fyldes helt op med blybyggesten på grund af den høje densitet. Det antages, at en ISO-container maksimalt kan indeholde 11,3 ton bly, hvis den skal efterfyldes med cement-calcium granulat og hvis bruttovægten ikke må overstige 21 ton. Senere kan det eventuelt besluttes, at pakke tungt affald sammen med andet affald med lavere densitet for at optimere antallet af containere.

Ved bearbejdning (smeltning med henblik på volumenreduktion eller fri udledning) kan det samlede antal containere muligvis reduceres med en faktor fem eller mere. Denne mulighed er dog ikke medtaget i dette forstudie.

For stålaffald anbefales hulrummene i containerne opfyldt med cement-calcium granulat, før de transporteres til bortskaffelse. Andre fyldmaterialer, såsom bentonit eller beton, kan også benyttes alt afhængigt af behovet for reversibilitet.

Ved bearbejdning (smeltning for volumenreduktion eller fri udledning) eller ved sammenpresning af det meste af materialet kan det samlede antal containere muligvis reduceres med en faktor tre eller mere. Denne mulighed er dog ikke medtaget i dette forstudie.

Type 4 - Tung beton og beton

Baseret på den indledende sikkerhedsvurdering foreslås det, at tung beton pakkes i stålcontainere, som så fyldes med bentonit. Dette er primært på grund af risikoen for spredning af støv i forbindelse med ulykker.

Større stykker beton anbefales anbragt i ISO-containere, som derefter efterfyldes med cement-calcium granulat for at sikre, at den samlede vægt af containerne ikke bliver for stor, og for at sikre muligheden for reversibilitet. Betongrus / -støv fra nedrivningen skal fyldes i tromler med betonforing, der placeres i ISO-containere, som derefter fyldes med cement-calcium granulat. Den

ekstra konditionering af støv er på grund af potentielt udslip af støv i forbindelse med en ulykke.

9.1.2 Affald fra Hot Cell

Type 5 - Rustfrit stål, stål og bly

Affaldet forudsættes dekontamineret før bortskaffelse for at nedsætte aktiviteten. Den resterende aktivitet kendes ikke for nærværende. På baggrund af den eksisterende viden om affaldet anbefales det, at denne type affald pakkes i én til to ISO-containere, som så fyldes med cement-calcium granulat på grund af dets gode fyldningsegenskaber og hvis der ønskes reversibilitet.

Type 6 - Beton

Som for type 5 kendes den præcise aktivitet ikke, men den forventes at være meget lav. Dette skal undersøges førend det endelige valg af pakning. På nuværende tidspunkt anbefales de estimerede 40 m^3 betonaffald at blive pakket i ISO-containere og fyldt med cement-calcium granulat[46]. Affaldet fylder seks ISO-containere.

Type 7 - Forskellige dele

Som for type 5 kendes den præcise aktivitet ikke, men den forventes at være meget lav. Dette skal undersøges førend det endelige valg af pakning. På nuværende tidspunkt anbefales affaldet, der består af en masse forskellige affaldsenheder, at blive pakket i ISO-containere og efterfyldt med cement-calcium granulat. Det anslås, at der er brug for 2 ISO-containere.

Type 8 - Sekundært affald

Affaldet består af sand og malingsstøv fra dekontamineringen (sandblæsning) af Hot Cell og indeholder PCB-maling. Affaldet skal anbringes i 210 l ståltromler med betonforing. Det anbefales yderligere, at fylde cement-calcium granulat mellem tromlerne efter de er blevet placeret i stålcontainere. Når containerne er placeret i depotet, anbefales det, at der efterfyldes med bentonit, hvis depotet skal være reversibelt. Hvis depotet skal være irreversibelt, kan beton benyttes til efterfyldning.

9.1.3 Affald fra spildevandsbehandling

Type 9 - Affald fra spildevandsbehandling

Affaldet består af behandlede koncentrater og salte fra destillering. Affaldet er i stor udstrækning blevet indkapslet i en bitumenmatrix og fyldt i 210 l betonforede tromler. Nogle af tromlerne lækker, da bitumen er vandabsorberende, hvilket har fået dem til at udvide sig under optagelse af vand. Da dette også kan ske for resten af tromlerne, og på grund af affaldets brændbarhed, anbefales det, at dette forhold undersøges nærmere før endelig valg af konditionering. Det anbefales, at alle sårbare tromler anbringes i ISO-containere, der efterfyldes med bentonit eller beton.

Når tromlerne er placeret i depotet, anbefales det, at der efterfyldes med bentonit, hvis depotet skal være reversibelt. Ved et irreversibelt depot kan efterfyldning udføres med beton.

[46] Se også affaldstype

9.1.4 Eksisterende komprimeret affald og jord

Type 10 - Sammenpresset affald og jord

Baseret på de foreliggende oplysninger anbefales det at den nuværende konditionering bibeholdes. Hvis den endelige klassificering medfører et behov herfor, eller hvis yderligere håndtering ved slutdepotet er mere effektiv, kan tromlerne placeres i ISO-containere før endelig deponering.

9.1.5 Eksisterende affald fra DR3

Type 11 - Affald fra DR3

Det anbefales at pakke beholderne med CCA'er i stålcontainere. Antallet af stålcontainere fastlægges ud fra håndteringshensyn[47], og det samlede antal kan variere fra 1 til 10. Det anbefales, at de tilbageværende hulrum i containerne fyldes med bentonit eller beton alt afhængigt af behovet for reversibilitet.

Denne affaldstype omfatter også 40 galvaniserede ståltromler med stålbeklædning, der indeholder klip fra CCA'erne, som generelt er mindre forurenet end CCA'erne. Det anbefales, at tromlerne placeres i stålcontainere (seks i hver), som så efterfyldes med cement-calcium granulat, bentonit eller beton.

To affaldsemner er identificeret til at være for store til at pakkes i containere. Det anbefales, at de to store emner opdeles og pakkes i ISO-containere, hvilke så efterfyldes med cement-calcium granulat, bentonit eller beton afhængigt af behovet for reversibilitet. Dette vil lette både håndtering, transport og placering i depotet.

9.1.6 Eksisterende affald fra Hot Cell

Type 12 - Affald fra Hot Cell

Dette affald består af 180 tromler med forskellige affaldsemner fra Hot Cell, 40 A-bøtter og en række emner, der er for lange til at placeres i tromler.

A-bøtterne indeholder brugte brændselselementer med en dosisrate på omkring 1 Sv/h. Derfor kan bøtterne ikke åbnes og genpakkes på en simpel måde. Selv når bøtterne skal flyttes, skal dette udføres med fjernkontrolleret udstyr i en såkaldt Hot Cell.

Det anbefales at al affaldet fra Hot Cell (på nær A-bøtterne) skal pakkes i stålcontainere før slutdeponering. Til dette affald skal der tages specielt hensyn på grund af tilstedeværelsen af langlivede isotoper. Det anbefales, at de tilbageværende hulrum fyldes med cement-calcium granulat, bentonit eller beton alt afhængigt af behovet for reversibilitet.

Det anbefales, at det affald der er i A-bøtter, overføres til såkaldte kanistre og herefter transporteres til slutdeponering i et dybt borehul. Det understreges, at affaldet i A-bøtterne skal ompakkes for at passe i tromler med de formodede standardmål.

[47] Og behovet for afskærmning under håndtering

9.1.7 Eksternt affald (strålingskilder)

Type 13 - Strålingskilder

Dette affald stammer hovedsageligt fra eksterne leverandører og indeholder både kilder og forurenet affald af mere generel karakter. Kilderne kommer som hovedregel fra eksterne leverandører (industri og hospitaler). Nogle af dem er placeret i 18 stk. 210 l betonforede galvaniserede tromler. Baseret på den endelige karakterisering skal affaldet enten placeres i A-bøtter og kanistre eller i betonforede tromler.

Det forslås, at tromlerne placeres i tre stålcontainere (seks tromler i hver) efterfyldt med granulat, bentonit eller beton før endelig bortskaffelse alt afhængigt af behovet for reversibilitet. Tromlerne skal også efterfyldes med tilsvarende materiale, før de anbringes i containerne.

De to store kilder kræver særlig opmærksomhed, og det anbefales, at de placeres i et borehul på grund af deres høje aktivitet. Et borehul forudsættes at blive lukket umiddelbart efter placering af affaldet, hvilket udelukker muligheden for at deponere fremtidigt affald heri.

Det forudses ikke, at depotet vil modtage særlig store mængder af kilder i fremtiden, primært fordi producenterne har ansvaret for kilderne efter brug. Hvis der ikke etableres et borehul, anbefales det, at affaldet pakkes i betonforede tromler, som placeres i stålcontainere, som begge fyldes med beton eller bentonit, hvis der kræves reversibilitet. Den aktuelle konditionering af disse fremtidige emner vil afhænge af deres karakterisering.

9.1.8 Særligt affald

Type 14 - Særligt affald - 20 store kilder

Kilderne består af små emballager (mindre end 10 cm i diameter) indeholdende bly og en betydelig mængde langlivede nuklider. Det anbefales derfor, at affaldet først pakkes i tromler til bortskaffelse i et dybt borehul. Hvis der ikke etableres et borehul, skal affaldet pakkes i A-bøtter og derefter i stålcontainere, som slutteligt fyldes med bentonit (ved reversibilitet) eller beton, før de anbringes i et depot af anden type.

Type 15 og 18, opløst bestrålet uran

Dette affald består af 1,2 kg bestrålet uran som er opløst eller solidificeret i beton (type 15) og tre flasker med flydende affald (type 18). Uranopløsningen skal solidificeres[48] i f.eks. små metalspande/dåser med tætte låg, før det pakkes i tromler for at immobilisere nukliderne og gøre affaldet kemisk stabilt. Det antages, at hver af de to typer fylder seks kanistre, der kan placeres i et borehul.

Den endelige løsning for dette affald skal vurderes yderligere på et senere tidspunkt og type 16 og 17, der beskrives nedenfor kan ligeledes indgå i denne vurdering. Kritikaliteten skal tages i betragtning, når disse affaldstyper anbringes i et depot.

[48] E.g. by casting in a concrete mix

Type 16 og 17, bestrålet affald

Affaldstype 16 består af 12 kg bestrålet brændsel, der svarer til 40 små cylindere der opbevares i 20 A-bøtter. Affaldstype 17 består af 222 kg bestrålet brændsel der opbevares i 13 A-bøtter (to cylindere i hver). Det er vigtigt, at cylinderne med brændsel er lufttætte.

Hvis det endelige design af depotet indeholder et dybt borehul, skal begge affaldstyper placeres her. Ved slutdeponering i et borehul pakkes tre cylindere i et tæt kanister, hvilket betyder, at for type 16 vil der være 14 kanistre med affald, og for type 17 vil der være 9 kanistre.

Ved et koncept uden borehul, skal emballagerne udføres således, at indtrængen og lækage kan undgås i meget langt tid. Det foreslås, at cylinderne med brændsel pakkes i tætte kanistre, som så pakkes i individuelle stålcontainere.

Containerne skal udstyres med en indre betonforing for at skærme og som en del af den overordnede barriere. De forede containere antages at blive fyldt halvt med bentonit, hvorefter et kanister (ved type 16) eller to kanistre (ved type 17) placeres midt i stålcontaineren. Herefter fyldes op med bentonit, og slutteligt forsegles containerne med et betonlåg. På denne måde skal der bruges 7 stålcontainere til deponering af type 16 og 9 stålcontainere til type 17.

Det estimerede antal containere for hver affaldstype afhænger alene af affaldets aktivitet. Kritikalitet skal tages i betragtning, når affaldet anbringes i depotet.

Type 19 - Ikke-bestrålet uran

Ifølge Dansk Dekommissionering er de to ton uran helt eller delvis på metallisk form i små emballager. Uranet er af naturlig oprindelse, hvilket er grunden til, at der ikke risiko for kritikalitet. Selv hvis en emballage med denne affaldstype nemt kan beskyttes mod stråling, da gammastrålingen er meget lav, og det er potentielt muligt at pakke det tæt, anbefales det, at undgå deponering af metallisk uran. Det anbefales yderligere, at alternativ anvendelse eller bortskaffelse af materialet undersøges omhyggeligt på et senere tidspunkt. Hvis der ikke er alternative anvendelsesmuligheder, bør uranet oxideres og pakkes i tromler før deponering.

Det vurderes, at der er brug for 20 tromler. Ved slutdeponering anbefales det, at det oxiderede uran pakkes i fire stålcontainere, som efterfyldes med cement-calcium granulat.

9.1.9 Tailings

Type 21 - Tailings

Indenrigs- og Sundhedsministeriet (2008) anbefaler at tailings skal holdes mættet med vand for at forhindre udslip af den radioaktive gas radon. Imidlertid ses det øgede udslip af radon, der kan forekomme, hvis tailings holdes tørt, som mindre problematisk end den øgede udvaskning af forureningskomponenter, der kan forekomme, hvis tailings holdes under vand, på grund af radons relativt lave aktivitet (ca. 5,2 Bq/kg ifølge Dansk Dekommissionering (2010c)). Den indledende sikkerhedsvurdering indikerer, at et langvarigt udslip af radon ikke vil resultere i overskridelse af dosisgrænserne, og det samme gør sig gældende for kortvarige udslip som følge af ulykker.

Det anbefales, at tailings pakkes direkte i ISO-containere for transport og slutdeponering uden yderligere konditionering. For at hindre risiko for spredning af støv i forbindelse med en senere mulig opgravning eller anden indtrængen i depotet, for yderligere at mindske risikoen af radonudledninger og fordi det er usandsynligt, at det senere vil have interesse at fjerne dette affald fra depotet, anbefales det, at placere tailings nederst i depotet.

Type 22 - Forurenet beton

Det anbefales, at betonaffald fra tailings-bassinerne anbringes i ISO-containere for transport og for slutdeponering. Hulrum skal udfyldes med f.eks. cement-calcium granulat primært for at reducere udslippet af støv og for at reducere vandgennemtrængningen.

9.2 Fyldmængder og antal af beholdere til brug for konditioneringen

Baseret på ovenstående anbefalinger for pakning af de forskellige affaldstyper er mængder af fyld, der skal benyttes inden i tromler og containere, blevet estimeret. Resultatet fremgår af Tabel 9.1.

De samlede fyldmængder, der skal benyttes udenom beholderne i de forskellige typer af depoter, er vist i Tabel 3.2. De totale mængder af fyld indeni og udenom beholderne er opgjort, som det ses af Tabel 9.2. Da det endnu ikke er muligt at fastlægge valget af fyld udenom beholderne, hovedsagligt på grund af spørgsmålet om reversibilitet, der endnu ikke er besluttet, er de forskellige typer fyldmateriale ikke vist i denne tabel. I forbindelse med anbefalinger om de specifikke typer af affald henvises til tidligere beskrivelser i dette kapitel.

Det samlede antal nødvendige tromler, bøtter og containere er vist i Tabel 3.1 og gentaget i Tabel 9.3.

De nødvendige specifikationer for tromler, containere samt fyldmaterialer er uddybet i sektion 3.1.1 til 3.1.4 i Dansk Dekommissionering (2009) for containere osv. og i Bilag B for fyldmaterialerne.

De givne tal og specifikationer er baseret på den indledende vurdering og skal opdateres, når det overordnede valg af depot er truffet, og der er opsat en klassificeringsordning baseret på dette og på den faktiske placering af depotet.

Overvejelser baseret på transporthensyn som er undersøgt i forstudiet og udført af SIS, skal også indgå.

Tabel 9.1 Estimerede mængder af fyldmateriale der skal anvendes i beholderne

Type	**Affald**	**Volumen (m^3)**
1	Grafit	2 - 4
2	Aluminium	30 - 50 *
3	Stål, rustfrit stål og bly	150 - 200
4	Tung beton og beton	35 - 70
5	Rustfrit stål, stål og bly	3 - 6
6	Beton	5 - 10
7	Forskellige komponenter	5 - 10
8	Sekundært affald	50 - 60
9	Affald fra spildevandshåndtering	5 - 10
10	Sammenpresset affald og jord	0
11	Affald fra DR3 (inkl. TSP & TSR)	80 - 120
12	Affald fra Hot Cell	200 - 250
13	Strålingskilder	8 - 10
14	Ca. 20 større kilder	0
15	1.2 kg bestrålet opløst uran	0 - 20
16	12 kg bestrålet brændsel	0 - 20
17	222 kg bestrålet brændsel	0 - 25
18	Nuklear opløsning fra DR1	0 - 20
19	Ikke-bestrålet uran	15 - 20
21	Rester	0
22	Forurenet beton	25 - 50
Total:		600 - 1.000

* Sand skal anvendes

Tabel 9.2 Estimerede samlede mængder af fyldmateriale.

	På overfladen	**Under overfladen**	**Mellemdybt**	**Borehul**
Fyld i beholdere, m^3	600 - 1.000	600 - 1.000	600 - 1.000	0
Fyld omkring beholdere, m^3	814	1.357	2.383	70
Total, m^3	1.400 - 1.800	1.900 - 2.400	2.900 - 3.400	70

Tabel 9.3 Estimeret samlet antal beholdere til konditionering af affaldet.

Stålcontainere	**ISO-containere (10 fod)**	**210 l tromler**	**Kanistre**
125-153	518	5.500	43 - 78

10 Budget

Formålet med dette kapitel er at give en sammenfatning af prisestimater for de forskellige depottyper, som beskrevet i kapitel 4.

Prisestimaterne for de forskellige depotkoncepter er baseret på mængdeberegninger for etablering, drift og monitering samt lukning. Prisestimaterne bygger på en lang række antagelser, som er blevet fastlagt dels af Dansk Dekommissionering (som beskrevet i vilkårene for forundersøgelsen) og til dels af rådgiveren (som beskrevet i arbejdsrapporter fra den indledende fase af forstudierne).

For at give grundlag for sammenligning er omkostningerne vurderet som samlet pris for hele depotet med alle faciliteterne samt et borehulsdepot[49], mens type og udformning af hoveddepot varierer mellem et depot over terræn, et depot nær terræn og de forskellige udformninger af mellemdybe depoter.

Ud over prisestimaterne for etablering, drift, monitering og lukning af depoterne, er også omkostninger til fyldmateriale, eksternaliteter og for den videre proces givet sidst i kapitlet.

10.1 Struktur og indhold

Ifølge Dansk Dekommissionering (2009), skal de følgende punkter indgå i prisestimatet:

- Arealerhvervelse
- Feltundersøgelser
- Detaljeret design og udbudsmateriale
- Etablering
- Drift
- Monitering under drift
- Lukning
- Monitering efter lukning

Nogle af de ovenfor listede punkter er i prisestimatet behandlet som uadskillelige dele af andre omkostninger, f.eks. designomkostninger som en procentdel

[49] Omkostningen ved borehullet er også angivet separat

af etableringsomkostningerne, eller de kan samles i ét punkt, såsom monitering under drift og efter lukning.

Ved estimering af omkostningerne blev de ovenfor listede punkter opdelt, behandlet og suppleret som beskrevet nedenfor:

1 Arealerhvervelse

Principielt er omkostningerne ved erhvervelse af areal den samme for alle depottyper, og derfor behandles dette samlet for alle koncepter.

2 Faciliteter ved depotet

Faciliteterne (bortset fra den egentlige depot struktur) er de samme for alle depottyper, og derfor behandles dette samlet for alle koncepter.

3 Etablering

Etableringsomkostningerne varierer meget mellem de forskellige depottyper, og behandles derfor individuelt. Blandt punkterne listet ovenfor inkluderer etableringsomkostninger:

- Detaljeret design og udbudsmateriale
- Feltundersøgelser[50]

4 Drift

Kun driftsomkostninger i den indledende opfyldningsperiode (første år) anses for at variere betydeligt mellem de forskellige depottyper. Den supplerende indledende omkostning (dvs. omkostningen oveni de grundlæggende driftsomkostninger gennem den aktive periode på 31 år) er behandlet individuelt for de forskellige depottyper.

De grundlæggende driftsomkostninger gennem den aktive periode på 31 år behandles samlet for alle koncepter. De grundlæggende driftsomkostninger ved et depot over terræn kan være en smule højere end for andre depottyper. Men denne variation anses for værende ubetydelig i den nuværende skitsedesignfase.

Således er driftsomkostninger i denne rapport inddelt i:

- Grundlæggende driftsomkostninger gennem den aktive periode på 31 år (fælles for alle depottyper)

- Supplerende driftsomkostninger gennem det første år (individuelt for hver depottype)

[50] I forbindelse med etablering af depot

5 Lukning

Omkostningerne ved lukning varierer mellem de fleste depottyper og behandles individuelt.

6 Monitering

Monitering under drift og efter lukning er ikke væsentlig forskellig og behandles derfor samlet. Principielt er overvågningen den samme for alle depottyper (forskelle som følge af forskelligt udstyr og forskellige procedurer anses for værende ubetydelige), og behandles derfor samlet for alle koncepter

10.2 Generelle antagelser for prisestimatet

Der er mange ubekendte i projektet, hvilket nødvendiggør en række antagelser, for at kunne sammenligne de forskellige koncepter. De generelle antagelser (dvs. antagelser for alle prisestimater) for punkterne listet i afsnit 10.3 er beskrevet i dette afsnit.

Under hensyntagen til usikkerheden i prisestimaterne er summerne afrundet til nærmeste hele tusinde kr. Alle priser er givet i 2011 priser.

Usikkerheden i prisestimatet er opgjort som samlet minimum og maksimum procent af det mest sandsynlige estimat eller som procentvis plus/minus variation af de mest sandsynlige priser. De individuelle usikkerheder for punkterne oplistet i afsnit 10.3 er beskrevet i dette afsnit.

Usikkerhedernes effekt på de samlede omkostninger er vist i sammenfatningstabellerne i afsnit 10.3, hvor de samlede omkostninger er beregnet for tre eksempler: mest sandsynlige pris (ingen variation i priser), laveste pris (mindste variation/procent for alle priser) og den højeste pris (største variation/procentsats af alle priser). Tabel 10.1 i afsnit 10.3 opsummerer de mest sandsynlige, laveste og højeste omkostninger (yderligere inddelt i indledende og øvrige omkostninger) bestemt på den basis.

De indledende omkostninger omfatter: arealerhvervelse, etablering af yderligere faciliteter ved depotet såvel som etablering af borehul og hoveddepot.

De øvrige omkostninger omfatter: den basale drift i 31 år, yderligere drift af borehul og hoveddepot i løbet af det første år, lukning af borehul og hoved depot og endelig monitering. Det skal bemærkes, at alle yderligere omkostninger (inklusiv lønninger) er baseret på 2011 priser.

10.2.1 Arealerhvervelseområde

Det til depotet erhvervede areal er placeret i landlige, tyndtbefolkede områder. Afhængigt af forskellige forhold, så som jordbrugsanvendelse, geografisk placering og jordkvalitet etc., vil kvadratmeterprisen variere betydeligt.

Omkostninger til arealerhvervelse kan derfor variere betydeligt, afhængigt af placering af depotet. Baseret på aktuelle markedspriser kan omkostningen ved arealerhvervelse variere mellem 50 kr./m^2 og 500 kr./m^2.

Til brug for prisestimatet er valgt en pris på 200 kr./m^2 og derved er variationen i forhold til laveste og højeste pris givet i procent henholdsvis 25 % og 250 %.

10.2.2 Yderligere faciliteter ved depotet

Det antages, at etablering af de yderligere faciliteter ved depotet baseres på containere og letvægts stålkonstruktioner eller lignende billige løsninger. Den generelle udformning af slutdepotanlægget er beskrevet i afsnit 4.3, som også indeholder en liste over de yderligere faciliteter.

De mest sandsynlige omkostninger for de yderligere faciliteter ved depoterne er primært baserede på ingeniørtekniske erfaringstal. Dette står i modsætning til omkostningerne for borehul og hoveddepotkonstruktionen, der er baserede på referenceprojekter og dimensioneringsberegninger. Dog er den samlede estimerede pris for paknings- og forberedelsesfaciliteter og midlertidige opbevaringsbygninger baseret på enhedspriser for lignende konstruktioner, som nyligt er opført af Dansk Dekommissionering. Den overordnede usikkerhed for de yderligere faciliteter ved depotet er inddraget ved at bruge minimum og maksimum procentsatser for mest sandsynlige pris på henholdsvis 75 % og 150 %.

10.2.3 Etablering

Etableringsomkostningerne udgør størstedelen af de samlede omkostninger. Etableringsomkostningerne af hoveddepotet er bestemt ud fra tilbudslister . Enhedspriserne, som er anvendt i tilbudslisterne, er for størstedelens vedkommende baseret på faktiske bud på sammenlignelige elementer fra referenceprojekter. Der er estimeret konservative omkostninger for de få elementer, hvor der ikke var tilgængelig information. Estimatet af den mest sandsynlige pris for borehulsdepotet er baseret på en indhentet tilbudspris baseret på de aktuelle kravspecifikationer, dimensioner etc.

Eftersom prisestimatet for etablering af depoterne er baseret på bud fra lignende projekter og på faktiske prisoverslag, betragtes prisestimaterne som repræsentative for en realistisk markedspris. Den faktiske markedspris kan dog blive påvirket af andre faktorer, særligt markedssituationen, dvs. kapacitetsudnyttelsen og dermed den tilbudsgivende entreprenørs kapacitet.

Markedssituationen kan inddrages ved at antage en usikkerhed på 15 % til 20 % på alle prisestimater i forbindelse med etableringen af depoterne. Det er valgt at anvende 17,5 % som plus/minus variation af den mest sandsynlige pris.

10.2.4 Drift

Det antages, at den indledende opfyldningsperiode, hvor størstedelen af affaldet placeres i depotet, varer et år. Herefter antages det, at den aktive drift fortsætter i 30 år med en affaldsmængde på 8 m^3 pr. år.

I prisestimatet antages, at affaldet er leveret, pakket og klart til deponering, dvs. prisestimatet indeholder ikke pakning, transport etc.

På grund af de 31 års drift er de samlede driftsomkostninger meget følsomme overfor antagelser omkring bemanding og lønninger. Til bestemmelse af den mest sandsynlige pris antages, at den grundlæggende drift gennem 31 år varetages af fast ansat personale med en bestemt individuel årlig løn (inkl. div. bidrag). I den indledende opfyldningsperiode antages, at yderligere eksternt personale (til kortvarige opgaver) ansættes midlertidigt fra en entreprenør til en meget højere enhedspris. Driftsomkostningerne gennem den indledende opfyldningsperiode er inddelt i drift af borehul og drift af hoveddepot. Den overordnede usikkerhed ved driftsomkostningerne er inddraget ved at bruge minimum og maksimum procentsatser for mest sandsynlige pris på henholdsvis 75 % og 150 %.

10.2.5 Lukning

Omkostningerne ved lukning af depotet beløber sig til en relativt lille del af de samlede omkostninger for de fleste koncepter, bortset fra depotet over terræn, hvor lukningen faktisk udgør en integreret del af konstruktionen, jf. afsnit 4.4. Proceduren for lukning er ens for de øvrige depotkoncepter, men mængderne varierer.

I lighed med etableringsomkostningerne er omkostningerne ved lukning bestemt ud fra enhedspriser fra tilbudslister fra nylige tilsvarende projekter og faktiske indhentede priser. Således gælder den generelle usikkerhed på 15 % til 20 % af alle mest sandsynlige prisestimater også for lukning. Det er valgt at anvende 17,5 % som plus/minus variation af den mest sandsynlige pris.

10.2.6 Monitering

Monitering under drift og monitering efter lukning behandles som én samlet post. Moniteringsperioden som indregnes i prisestimatet er 1+30 år. Monitering vil være påkrævet efter lukning. Omfanget af monitering efter lukning kan faktisk være det samme, som for monitering gennem de første 31 år.

Omkostningerne tilmonitering det første år underden indledende opfyldning antages at svare til den årlige omkostning i de efterfølgende 30 års aktive periode. Derudover antages moniteringsomkostningerne stort set at være ens for de forskellige depottyper (forskelle i omkostningen for det krævede apparatur er ubetydelige), bortset fra omkostninger til etablering af målebrønde, som kan stige med den nødvendige dybde af brøndene.

Den nødvendige dybde vil dog variere i forhold til de geologiske egenskaber i området, og derfor er variation i dybden af målebrønde ikke undersøgt, men antages at være dækket af de valgte minimum og maksimum procentsatser til den mest sandsynlige pris (se nedenfor).

I estimatet af den mest sandsynlige pris for monitering af alle depottyper anvendes et engangsbeløb plus de løbende årlige udgifter. Engangsbeløbet omfatter etablering af målebrønde og omkostninger til andet udstyr, hvorimod den årlige omkostning omfatter omkostninger til bemanding og analyser af prøver.

Den generelle usikkerhed på driftsomkostningerne er inddraget ved at bruge minimum og maksimum procentsatser af mest sandsynlige pris på henholdsvis 75 % og 150 %.

10.3 Resultat af prisestimater

Resultatet af prisestimater er sammenfattet i skematisk form i Bilag I:

- Den mest sandsynlige pris (ingen variation i priser)
- Den laveste pris (mindste variation/procent for alle priser)
- Den højeste pris (største variation/procentsats af alle priser)

Den mest sandsynlige, laveste og højeste samlede pris (yderligere inddelt i indledende og øvrige omkostninger) bestemt på dette grundlag er sammenfattet i Tabel 10.1. De indledende omkostninger omfatter: arealerhvervelse, faciliteter, borehul og hoveddepot. De øvrige omkostninger omfatter opfyldning af depot, drift, lukning og monitering.

Tabel 10.1 Mest sandsynlige (MS), laveste og højeste samlede omkostninger fordelt på indledende og yderligere omkostninger for alle typer depotanlæg.

Depotanlæg type no.	Hoveddepot koncept [1]	Afskærende konstruktion [2]	Indre diameter	Indledende omkostninger i mio. kr.[51]			Yderligere omkostninger i mio. kr.[52]			Samlede omkostninger i mio. kr.		
				MS	Min	Max	MS	Min	Max	MS	Min	Max
1	ASR	–	–	53	39	75	223	167	333	276	207	408
2	NSR	Spuns	–	79	61	106	230	174	343	310	235	449
3	MDR, GI [3]	DW	33,8 m	226	182	278	317	245	445	542	426	723
4		DW	26 m	190	152	236	273	208	393	463	361	629
5		DW	18 m	160	128	201	248	188	364	408	316	565
6		SP&SCL	33,8 m	222	179	273	317	245	445	539	423	718
7		SP&SCL	26 m	187	150	232	273	208	393	460	358	625
8		SP&SCL	18 m	159	127	199	248	188	364	406	314	563
9	MDR, GR [3]	DW	33,8 m	221	178	272	242	183	358	464	361	630
10		DW	26 m	270	218	330	237	178	351	507	397	681
11		DW	18 m	272	220	333	232	175	346	505	395	679
12		SP&SCL	33,8 m	217	175	268	242	183	358	460	358	626
13		SP&SCL	26 m	267	216	326	237	178	351	504	394	677
14		SP&SCL	18 m	270	219	330	232	175	346	503	394	677
15	MDR, IR [3], [4]	DW	33,8 m	303	246	369	278	210	411	581	455	780
16		SP&SCL	33,8 m	299	243	364	278	210	411	577	452	775
17	MDR, CA	SP&SCL	–	195	156	241	239	180	354	433	336	595
18		SP&RO	–	109	86	141	239	180	354	347	265	494

[1] ASR: Overfladedepot (above surface repository), NSR: Terrænnært depot (near surface repository), MDR: mellemdybt depot (medium depth repository), GI: Drevet fra terræn-niveau, irreversibelt (operated from ground level, irreversible), GR: Drevet fra terræn-niveau, reversibelt (operated from ground level, reversible), IR: Drevet indefra i depotet (operated from inside, reversible), CA: Kaverne-depot (cavern)

[2] DW: Slidsevæg (diaphragm wall), SP: sekantvæg (secant piles), SCL: sprøjtebetonforing (sprayed concrete lining), RO: klippe (rock)

[3] Etableringsomkostningerne til alle skaktbaserede MDRs er estimeret på antagelser om at bundpladen er placeret dybest muligt, bestemt af den strukturelle kapacitet med den givne indre diameter og tykkelse af ydre vægge. Særligt MDRs med indre diameter på 33,8 m kan placeres mindre dybt, hvilket vil medføre lavere etableringsomkostninger.

[4] MDRs (IR) med diameter på 26 m og 18 m medfører for lille minimumsvolumen og er derfor udeladt i prisestimatet.

[5] Udgifterne til hoveddepotet omfatter udgifter til afskærende konstruktioner og udgravning.

[51] Omkostninger til borehul udgør: MS: 6,6 mio. kr., min: 5,5 mio. kr., max: 7,8 mio. kr.

[52] Omkostninger til borehul udgør: MS: 3.2 mio. kr., min: 2,4 mio. kr., max: 5,0 mio. kr.

10.4 Priser for fyldmaterialer

Omkostninger i forbindelse med konditionering består af omkostninger til tromler, beholdere omkostninger til fyldmateriale og driftsomkostninger i forbindelse med konditioneringsprocessen.

Et estimat for omkostninger til fyldmateriale er givet i tabel 10.2. Omkostninger til indkøb af beholdere etc. kan ikke gives på nuværende tidspunkt, fordi nogle af disse beholdere er meget specialiserede, og fordi der endnu ikke er taget beslutning om omfanget af affaldstyper, som skal placeres i borehul. Af samme grund kan driftsomkostninger ikke fastsættes på nuværende tidspunkt. Disse driftsomkostninger kan omfatte omkostninger i forbindelse med den karakterisering, som skal foretages.

Tabel 10.2 Estimerede omkostninger til fyldmaterialer

Fyldmateriale	Enhedspris, kr./m^3	Beløb, m^3	Samlet, mio. kr.
Cement-calcium	1.500 [4]	1.400 - 3.400	2,1 - 5,1
Bentonit [1]	1.000 [5]	1.400 - 3.400	1,4 - 3,4
Beton [2]	650 [5]	1.400 - 3.400	0,9 - 2,2
Sand [3]	350 [5]	30 - 50	0,01 - 0,02

[1]: Bentonit granulat
[2]: "Rørfyld 0/4 mm"
[3]: 0 - 4 mm sand
[4]: Estimeret pris, da det ikke er et standard produkt.
[5]: Markedspris i Danmark

10.5 Eksternaliteter

Den monetære risiko forbundet med ulykker og langsigtede konsekvenser af depotet kan ikke estimeres på dette tidspunkt, da den endelige placering af depotet ikke er kendt, og den befolkning, der udsættes for risiko, derfor er ukendt. Som et første skridt i den monetære vurdering er relevante enhedspriser blevet bestemt. I risikoanalyse anvendes ofte værdien af et statistisk liv. Men i den nærværende risikoanalyse vil dette ikke være tilstrækkeligt, fordi ulykker ikke er umiddelbart dødelige, men kan forårsage dødsfald på længere sigt på grund af sygdomme forårsaget af udslip af radioaktivt materiale. Derfor er værdien af reduceret levetid forårsaget af sygdom nødvendigt som supplement til værdien af statistisk liv.

Der er ingen officielt godkendte danske metodologier til at bestemme den monetære værdi af et statistisk liv og levetidsreduktion forårsaget af sygdomme. Baseret på erfaringer fra EU, har COWI i andre projekter brugt følgende værdier:

- Umiddelbart dødsfald

    - Værdi af statistisk liv, brugt på umiddelbart dødsfald: 15 mio. kr. (2007 priser), eller alternativt
    - Levetidsreduktion: 900.000 kr. per personår (2007 priser)

- Dødsfald forårsaget af sygdom

    - Levetidsreduktion forårsaget af sygdom: 450.000 kr. per personår (2007 priser)

For at vurdere levetidsreduktionen er det nødvendigt at vurdere variationen i den givne befolknings alder og forventet levetidsreduktion for befolkningen under hensyntagen til forskellige strålingsdoser.

10.6 Omkostningerne i forbindelse med den videre proces

Omkostninger ved det videre forløb er beskrevet i Bilag J. De består af omkostinger til aktiviteter oplistet i Tabel 11.2. De samlede omkostninger for det videre forløb afhænger af antallet af placeringer, hvor der skal foretages detaljerede feltundersøgelser. Hvis dette foretages ved 5 til 6 placeringer[53], vil de estimerede omkostninger være mellem 27 til 39 mio. kr.

[53] Med detaljerede undersøgelser på 2 til 3 steder.

11 Konklusioner og anbefalinger

Nærværende kapitel indeholder konklusioner og anbefalinger baseret på forstudiet. Anbefalingerne er baseret på de udførte sikkerhedsanalyser med hensyn til forventelig langtidspåvirkning, risikoen for mulige uheld samt generelle anbefalinger til sikring af en lang levetid for depotet.

11.1 Generelle anbefalinger vedr. depotplacering m.m.

Ved valg af depotplacering er det vigtigt at sikre en god beskyttelse mod påvirkninger, som kan føre til tidligere eller øget påvirkning fra depotet, såsom oversvømmelse. Der gives derfor følgende generelle anbefalinger:

Et depot bør placeres i områder, der ikke er udsat for oversvømmelser fra havet eller stigende grundvand[54] samt erosion. Depotet bør endvidere placeres således, at vandet strømmer væk fra og ikke ind i depotområdet i tilfælde af voldsomme regnskyl. Endelig bør der ved placering af depotet tages højde for forventelige havstigninger som følge af f.eks. klimaændringer.

Et depot bør ikke placeres i områder med kendt risiko for jordskælv eller væsentlig risiko for sætninger.

Et depot bør placeres tilstrækkeligt langt fra større kommercielle lufthavne, således at risikoen for uheld som følge af flystyrt minimeres. Ved valg af en konkret lokalitet, bør der foretages en specifik vurdering af risiko ved flystyrt og landing gældende for både kort og langt sigt.

Hvis der i depotopbygningen anvendes armeret beton i de ydre dele af konstruktionen, skal det sikres, at kloridindholdet i det omgivende miljø ikke udgør en risiko med hensyn til korrosion. Tilsvarende må der heller ikke findes en væsentligt jævnstrømskilde i nærheden, f.eks. katodiske beskyttelsessystemer af ledninger eller underjordiske stålkonstruktioner.

[54] Væsentligt udover, hvad der er forudsat ved projekteringen af depotet.

11.2 Generelle anbefalinger vedr. konstruktion, indretning, fyldning og drift af depoterne

11.2.1 Visuel fremtoning af depotet

Det er foreslået, at depotets visuelle fremtoning bliver karakteristisk og af en art, som også i en fjern fremtid sikrer, at man vil være opmærksom på, at lokaliteten indeholder noget usædvanligt, og som vil styrke den kollektive hukommelse omkring anlæggets historie.

Det er foreslået, at depotanlægget designes med en ydre afgrænsning, der kan forbinde anlægget med omgivelserne og samtidigt fastholde anlæggets indre geometriske form, således at det vil være muligt at genkende depotanlægget fra luften i lang tid fremover. Det er således foreslået, at anlæggets indre geometri opbygges, således at det ligner det internationale symbol for radioaktivitet. En uddybning af dette forslag findes i Kapitel 5 og i Bilag L.

11.2.2 Reversibilitet

Det har været ønsket, at depoterne evt. skulle være reversible, således at relevante affaldstyper kunne udtages på et senere tidspunkt. Dette vil have betydning for dels udformningen af depotet, dels mulighederne for anvendelse af fyldmaterialer i depotet. I både skitseringen og den indledende sikkerhedsanalyse er dette vurderet. Nærværende afsnit indeholder de overordnede konklusioner.

Da beholdernes levetid generelt er mindre end f.eks. 300 år[55], må det forventes, at processen med udtagning vil være kompliceret og forbundet med større risiko end processen med placering af beholderne i depotet. Såfremt man ønsker at kunne udtage visse affaldstyper på et senere tidspunkt, og da det næppe vil dreje sig om alle affaldstyper, bør dette indgå i den overordnede organisering af affaldets placering i depotet.

Det er i skitseprojekteringen anbefalet, at der anvendes sand eller bentonit som fyld i depotet, såfremt det skal være reversibelt, og ellers sand eller beton[56], se nærmere detaljer under de enkelte depottyper i Kapitel 4. For flere affaldstyper er det dog som følge af sikkerhedsanalyserne anbefalet, at der, for at reducere risikoen for forhøjede doser ved uheld eller ved den langsigtede påvirkning, anvendes enten bentonit eller beton til fyld omkring containere eller tromler, såfremt de er placeret direkte i depotet[57]. Procedurerne for fjernelse af fyldmaterialer vil være vanskeligere, såfremt der anvendes bentonit eller beton, hvilket vil øge prisen samt risikoen for nærkontakt med aktivt materiale.

[55] For de typisk anvendte beholdere mindre end 100 år.

[56] Anvendelse af et fyldmateriale i depotet, altså omkring containere og tromler vil være en nødvendig for at sikre stabiliteten af depotet, også når containere og tromler er korroderet.

[57] Se detaljer i Kapitel 9.

Nogle af de arbejdsmiljømæssige problemer relateret til reversibilitet samt risikoen for de omkringboende ved en senere udtagning af affaldet er behandlet nærmere i Kapitel 8. Det er en generel erfaring fra nukleare anlæg, at genhåndtering af affald skal udføres med stor forsigtighed.

Reversibilitet kan opretholdes i større eller mindre omfang, alt efter depotets øvrige udformning. I skitseprojekteringen er følgende muligheder for reversibilitet vurderet:

- Et depot placeret på overfladen vil i princippet altid være reversibelt, da afdækning og membraner samt fyld omkring affaldet (såfremt dette ikke er beton) vil kunne fjernes.

- Et depot placeret lige under jordoverfladen vil relativt enkelt kunne være reversibelt, så længe der ikke fyldes omkring containerne. Dette vil dog af hensyn til ulykker ikke være muligt for visse affaldstyper (se Kapitel 9) allerede fra depotets indfyldning. Hvis depotet skal genåbnes, efter det har været fuldstændigt lukket, skal de afskærende vægges stabilitet først vurderes, hvorefter membran og de beskyttende beton dæk kan afmonteres.

- Et mellemdybt depot kan etableres både reversibelt og irreversibelt, hvilket vil have betydning for selve konstruktionen (se Kapitel 4). Et reversibelt, mellemdybt depot kan etableres med fyldning enten oppe fra eller indvendigt fra. Fordelen ved et depot med fyldning indefra er, at det i princippet vil være muligt at udtage bestemte affaldstyper efterfølgende uden at fjerne evt. overliggende affaldstyper. Ved et depot betjent oppefra vil senere udtagning af containerne endvidere afhænge af tilstanden af de løftekroge, der sidder på containerne. I øvrigt gælder de samme kriterier for de mellemdybe depoter som for et depot placeret nær overfladen.

- Et mellem dybt depot kan også etableres som et system af vandrette kaverner. Her er der principielt adgang til de enkelte "fingre", indtil disse lukkes med en betonprop. Betonproppen kan også nedbrydes efter lukning i hvert fald i en periode op til 200 til 300 år. Adgangsskakten til fingrene kan holdes åben og om nødvendigt forstærkes på et senere tidspunkt.

Reversibilitet vil alt andet lige øge omkostningerne ved depotet med i størrelsesordenen 10 til 25 %, især afhængigt af depotets dybde. Heri indgår ikke udgifter til efterfølgende håndtering af affaldet samt afrensning af beholdere og containere for fyldmateriale og efterfølgende håndtering af dette fyldmateriale, som må forventes at indeholde et vist niveau af aktivitet afhængigt af, hvor længe der går, inden affaldet tages ud. Derudover vil en senere udtagning af affald fra depotet resultere i en øget risiko for påvirkning af omkringboende som følge af mulige uheld i forbindelse med udtagningen, ikke mindst fordi emballager m.m. kan risikere at være korroderede og skrøbelige.

11.2.3 Generelle anbefalinger vedrørende depotets konstruktion

Betonkonstruktioner skal udføres vandtæt i klasse 3 i henhold til DS/EN 1992-3:2006.

Design og udførelse af depotet skal udføres med henblik på at undgå sprækkedannelse i betonkonstruktionerne. Sprækker kan opstå som følge af dårligt kompaktering af betonen, forkert betonblanding, mangel på beskyttelse mod fordampning, dårligt udført støbning, termisk revnedannelse p.g.a. for store temperaturforskelle f.eks. mellem ny og tidligere støbt beton, for hurtig udtørring af betonen. Sådan sprækkedannelse skal minimeres ved omhyggelig udførelse.

Andre typer af revner er afhængige af design og kan minimeres ved bl.a. at sikre at betonen er forstærket korrekt, og at de mellemdybe depoter udføres som cirkulære konstruktioner.

Endvidere bør konstruktionerne være designet til at modstå forventelige jordskælv m.m.[58] indenfor den krævede levetid (min. 300 år).

De i Tabel 11.1 nævnte, primært kemisk relaterede, årsager kan have negativ effekt på betonkonstruktioner og bør modvirkes som beskrevet.

Tabel 11.1 Mulige skadelige påvirkninger på konstruktionerne samt anbefalede modvirkninger

Nedbrydningsmekanisme	Vurdering og tiltag
Sulfat angreb	Dette kan imødegås gennem valg af cementtype eller specifikke blandinger, som kan sikre sulfatresistens i det konkrete miljø.
Forsinket ettringit dannelse (Delayed Ettringite Formation, (DEF)	Risikoen for DEF modvirkes ved et krav om maks. 65 °C under størkning. Brug af cement med et flyveaske indhold på 65-70 % minimerer også risikoen for DEF.
Alkali-aggregat reaktioner og alkali-karbonat reaktioner	Risikoen for reaktioner skal undgås ved passende valg af ikke reaktive aggregater. Fine såvel som grove skal testes med standard metoder for at udelukke risiko for alkali reaktioner.
Sprækkedannelse i nystøbt beton	Tidlig sprækkedannelse skal holdes under kontrol f.eks. ved hjælp af afkølingsprocedurer baseret på temperatur/stress analyser.
Udsivning	Udsivning skal begrænses via et lavt vand/cement forhold i betonen. På sigt kan ind- og udsivning til og fra depotet dog ikke undgås helt.

[58] Svarende til en forventelig 1000 års hændelse.

Betonkonstruktioner skal forsynes med en passende membran på ydersiden. Den konkrete placering er angivet for de enkelte depottyper i Kapitel 4. Denne membran er ikke medtaget som en barriere i sikkerhedsanalysen, da levetiden af den kan variere betragteligt.

Såfremt depotet er placeret i lag med et lavt kloridindhold af hensyn til potentiel korrosion af armering, vil karbonat induceret korrosion udgøre den afgørende parameter i forhold til design af depotkonstruktionen.

Udover ovenstående er der i Kapitel 4 angivet en række specifikationer for materialer og udførelse for de enkelte depottyper, herunder krav til lertype og udførelse af lermembraner til depottypen placeret ovenpå jorden og til de anvendte plastmembraner. For denne depottype anbefales det endvidere, at der etableres et elektronisk lækage detektionssystem under plastmembranen. Det er tillige væsentligt, at der er meget præcise krav til udførelse af membraner m.m. samt procedurer for rapportering og udbedring af skader på membraner og betonkonstruktioner under etableringen.

11.2.4 Generelle anbefalinger vedrørende depotets fyldning og drift

I forbindelse med opfyldningen bør der være etableret midlertidig afskærmning til reduktion af støvspredning ved evt. tab af tromler eller containere.

Affald, der er brændbart, bør straks efter placeringen i depotet afdækkes med passende fyld, se Kapitel 9, for at undgå, at en evt. brand spredes til dette affald.

Der bør sikres tilstedeværelse af brandslukningsmateriel både på anlægget som helhed og ved selve depotet for at reducere konsekvensen i forbindelse med uheld relateret til brand.

Endvidere bør elektriske installationer være udført af ikke-brandbare materialer, ligesom der ikke bør placeres transformere inde i depoterne (eller i nærheden af området for midlertidig opbevaring af affaldet inden endelig deponering).

Der bør straks udlægges fyldmateriale omkring grafitaffaldet efter placeringen i depotet for at undgå, at en evt. brand opvarmer evt. ikke udglødet grafit. Der bør ikke placeres brændbart materiale (sådanne affaldstyper, paller m.v.) i nærheden af grafit affaldet.

Der skal for de relevante typer af særligt affald, se kapitel 9, tages højde for kritikalitet ved affaldets placering i depotet.

De affaldstyper, det er mindst relevant evt. at genudtage[59] bør ud fra dette synspunkt placeres nederst i depoterne tillige med de mest støvende affaldstyper.

De affaldstyper, det kan være mest relevant at genudtage, kan dog samtidigt være de affaldstyper, der er mest kritiske i forhold til potentiel påvirkning af omgivelserne, hvorfor det kan være mest hensigtsmæssigt at placere dem dybest af sikkerhedsmæssige hensyn. Derfor bør reversibilitetsspørgsmålet overvejes nøje, inden organiseringen af affaldets placering i depotet.

Der skal opstilles et moniteringsprogram, der overvåger depotets potentielle påvirkning af omgivelserne (grundvand, overfladevand, gasudsivning, planteoptag m.m.). Grundvandsovervågningen vil typisk omfatte 1 opstrøms og 3 nedstrøms boringer. Denne endelige udformning af programmet vil afhænge af den konkrete lokalitet og den valgte depottype.

11.3 Anbefalinger baseret på den præliminære sikkerhedsanalyse

11.3.1 Depotkoncepter

Der er i sikkerhedsanalysen vurderet på 2 typer af terrænnære depoter: en type placeret ovenpå jorden og en type placeret lige under jordoverfladen.

For disse to typer er placering henholdsvis ovenpå og nede i ler, moræne, kalk (skrivekridt) og klippe undersøgt. For depoterne under overfladen er både undersøgt en placering lige under overfladen og en placering i en dybde på omkring 30 m under jorden. Ved de forskellige placeringer er der taget hensyn til sandsynlige tilgrænsende lag.

Der er i sikkerhedsanalysen vurderet depoter placeret mellemdybt for alle 4 valgte typer af geologier. For den højestliggende depottype (bund i ca. 50 m under terræn og den bredeste, se kapitel 4 for detaljer) er der beregnet for alle 4 geologier. For dette depot er der på basis af skitseprojekteringen set på både et depot betjent fra oven og et depot betjent indefra. For de dybere beliggende depoter er der kun regnet med betjening oppefra, idet betjening indefra vil optage en uhensigtsmæssig stor del af depotets volumen. Der er endvidere på basis af skitseprojekteringen også set på et mellemdybt depot opbygget som en kaverne i fed ler, kalk eller klippe. For den mellemste depottype er der beregnet for ler, kalk og klippe (bund i ca. 70 m under terræn) og for den dybest beliggende depottype er der beregnet for fed ler. Dette er valgt ud fra de sandsynlige dybder af de pågældende lag. Der er derudover set på, hvilke vandførende lag vil kunne forekomme i hvilke dybder i de pågældende formationer, således at der samtidigt kan foretages en vurdering af betydningen af dette.

[59] F.eks. hvor genoparbejdning ikke er relevant

Borehullet er i sikkerhedsanalysen foreslået placeret i kalk eller klippe i enten 100 til 150 meters dybde eller 250 til 300 meters dybde. Resultaterne vil også være gældende for depoter placeret i mellemliggende dybder.

Det vil være muligt med den opstillede model at vurdere placering i andre geologier efterfølgende.

Der er som tidligere nævnt foretaget indledende sikkerhedsanalyser af både potentielle uheldssituationer og af den mulige langsigtede påvirkning af en reference person. Sikkerhedsanalyserne er baseret på konservative, men realistiske forudsætninger.

Anbefalingerne er baseret på, at hændelser ikke bør give væsentlig risiko for en dosis per år hos den repræsentative person på over 1 mSv, og at tillægsdosis fra den langsigtede eksponering ikke bør overstige 0,01 mSv per år.

De følgende anbefalinger søger at tage hensyn til den variation, der er for de relevante geologiske parametre[60]. Der er derfor inkluderet en sikkerhedsmargin i forhold til overholdelse af strålingskriteriet (i størrelsesordenen en faktor 1000 til 100.000, da usikkerheden på de resulterende dosisberegninger som følge af mulig variation i de afgørende parametre mindst er af denne størrelsesorden). Baseret på konkrete geologier og en stedsspecifik vurdering/undersøgelse vil variationen være mindre, hvorfor anbefalingerne evt. vil kunne ændres.

Endvidere er der skelet til, hvilke affaldstyper, der stadigt efter lang tid vil have et højt aktivitetsindhold, både absolut og per mængdeenhed, og som derfor i lang tid vil kunne give anledning til væsentlige doser, såfremt de ikke afskærmes.

Grundlaget for opgaven har jf. Beslutningsgrundlaget været, at de skitserede depoter skulle have en levetid på 300 år. De indledende sikkerhedsanalyser har som delresultat, at den samlede levetid af barrieresystemet for de anbefalede løsninger ligger i mellem 500 og 1000 år. Efter denne periode vil der stadigt være affaldstyper tilbage i depotet, som indeholder væsentlig aktivitet. Det drejer sig om følgende affaldstyper[61]:

- Type 1 (grafitaffald)
- Type 8 (sekundært affald fra dekontaminering)
- Type 12 (eksisterende affald fra Hot Cell)
- Type 13 (eksterne strålekilder)
- Type 14 (særlige strålekilder)
- Type 15 og 18 (bestrålet uran)
- Type 16 og 17 (bestrålet brændsel)
- Type 19 (ubestrålet uran)
- og i begrænset omfang type 21 (tailings).

[60] Som jo er flere størrelsesordener, idet der er anvendt generiske geologier.

[61] Se kapitel 9 for nærmere beskrivelse

Det er følgende nuklider, som giver anledning til aktiviteten:

C-14, Ra-226 samt uran og plutonium nukliderne samt disses døtre.

Det er således disse affaldstyper og nuklider, der er afgørende for sikkerhedsanalyserne relateret til den langsigtede udvikling.

Med de nedenfor beskrevne anbefalinger skønnes det årlige tillægsbidrag til dosis fra affaldsdepotet maksimalt at ligge på 0,00001 mSv for den repræsentative person. Her skal usikkerheden knyttet til beregningerne også tages i betragtning[62].

11.3.2 Generelle anbefalinger

Det er en generel konklusion, at placering af et depot, så vidt muligt ikke bør foretages tæt på væsentlige vandførende lag[63], da dette har større betydning end dybden af depotets placering.

Da sådanne er mere forekommende i morænelersformationer (og de typisk har højere hydraulisk ledningsevne), vil det generelt være nødvendigt at foretage større afskærmning af affaldet i disse formationer (i form af tykkere godstykkelse af beholdere og anvendelse af fyld både i og omkring beholdere og containere) for at opnå samme dosisniveau som for de øvrige geologier.

Med hensyn til mulige påvirkninger p.g.a. uheld vil der generelt være størst risiko ved depoter placeret nær overfladen, dels fordi de er mere udsat for f.eks. udslip forårsaget af boring og gravning, når depotet er "glemt" samt af flystyrt og meteoritter i hele depotets levetid, fordi spredning af støv vil være mere uhindret ved sådanne hændelser samt f.eks. tab af affald ved placering af dette og ved evt. udtagning af dette igen.

For alle depottyper, undtagen et borehul[64] (der også som udgangspunkt betragtes som irreversibelt), vil der som følge af håndteringen af affaldet på lokaliteten, inden det fyldes i selve depotet[65], være risiko for at en repræsentativ person modtager en dosis støre end 1 mSv i forbindelse med, at depotet fyldes eller tømmes. Denne risiko vil være mindre end 1×10^{-6}, se også uddybningerne heraf i kapitel 8.5.

11.3.3 Terrænnære depoter

På grundlag af sikkerhedsanalyserne kan de følgende vurderinger gøres.

---

[62] Dvs. når der er taget højde for den variabilitet og usikkerhed, der er knyttet til alle de parametre, der ligger til grund for den indledende sikkerhedsanalyse.

[63] I modellen er det regnet som direkte tilgrænsende lag.

[64] Hvor risikoen for at beholderne går i stykker er mindre på grund ag den meget kraftige godstykkelse.

[65] Håndtering i det temporære depot inden fyldning i selve depotet. Uheld kan skyldes tab af beholdere og brand.

Terrænnære depoter bør kombineres med et borehul, hvori følgende affaldstyper placeres: Type 12, 13, 14, 15, 16, 17 og 18[66]. Se den nærmere beskrivelse af disse affaldstyper i afsnit 11.3.1 samt i kapitel 9.

Såfremt der ønskes et depot placeret på overfladen, bør det placeres på moræneler. For uopsprækket klippe og fed ler vil den hydrauliske ledningsevne være så lille, at udsivning gennem siderne af depotet kan føre til utilsigtet overfladisk afstrømning. Skrivekridt kan være meget opsprækket i de øverste lag, og den foretagne generiske analyse giver ikke et tilstrækkeligt grundlag for at vurdere disse forhold.

Når containere og tromler er placeret i et depot på overfladen, skal der udlægges fyldmateriale mellem containerne og tromlerne og ovenpå disse. Materialet skal kompakteres med skråninger på maksimalt 1:3 for at undgå erosion af lag udlagt oven på topmembranen. Afhængigt af om der ønskes en reversibel eller ikke reversibel løsning, kan der anvendes bentonit eller beton som fyldmateriale.

Terrænnære depoter i moræneler (under overfladen) bør ikke etableres i geologier, hvor moræneleren direkte overlejrer bryozokalk eller anden vandførende formation, da dette vil give mulighed for hurtig påvirkning af drikkevand.

For alle terrænnære depoter viser sikkerhedsanalyserne, at der skal anvendes bentonit eller beton som fyldmaterialer mellem containere/tromler for at sikre en tilstrækkeligt lille dosis ved eventuelle utilsigtde hændelser.

Der bør etableres et drænsystem omkring et terrænnært depot, således at regnvand ledes bort fra depotet. Der bør endvidere i moniteringsfasen etableres monitering af grundvandsstand omkring depotet, således at der kan foretages grundvandssænkning om nødvendigt.

I opfyldningsperioden bør der etableres en form for midlertidig overdækning af et depot placeret på overfladen, således at der ikke kommer vand til affaldet for tidligt. Endvidere bør denne overdækning udføres, således at den også giver beskyttelse mod støvspredning i tilfælde af tab af affaldsbeholdere. For et depot placeret på overfladen bør depotets sider eller omkransning udføres på en sådan måde, at ekstreme regnhændelser ikke forårsager vandfyldning af depotet og udvaskning fra dette i opfyldningsperioden.

I overvågningsperioden bør måling af radioaktivitet i beplantningen på og omkring depotet indgå i moniteringsprogrammet. I denne periode bør grundvandsstanden også moniteres omkring depotet, og der bør være etableret mulighed for grundvandssænkning om nødvendigt.

[66] Evt. kun dele af type 12 og 13 afhængigt af den endelige karakterisering

Uheldshændelser med risiko for forhøjet påvirkning af den repræsentative person er (udover de generelle risici, se under Generelt) knyttet til flystyrt og meteornedfald samt til gravning og boring i depotet, når det er "glemt". De samlede sandsynligheder for, at den repræsentative person modtager en dosis større end 1 mSv som følge af alle typer uheld[67], vil ligge i størrelsesordenen 1 x 10^{-5} for begge typer terrænnære depoter.

For at reducere risikoen for uoverlagt udgravning i depotet anbefales det at der etableres en form for synlig advarsel omkring og over depotet, som kan advare om tilstedeværelsen af depotet i en udgravningssituation og bidrage til en lang kollektiv hukommelse af baggrunden for denne lokalitet.

Der er generelt en større risiko for utilsigtet udslip af radioaktivitet i tilknytning til uheldshændelser m.m. knyttet til de terrænnære depoter end til de mellemdybe. Det skyldes især den forholdsvis store sandsynlighed for gravning eller boring i et sådant depot tillige med den lidt større risiko for spredning af støv til naboer i forbindelse med uheld ved depotets fyldning.

11.3.4 Mellemdybe depoter

For de mellemdybe depottyper giver sikkerhedsanalysen følgende vurderinger:

Medmindre depoterne placeres nær vandførende lag (se ovenfor) er det forventelige dosisniveau af samme størrelsesorden for kalk og fed ler[68]. Placering i klippe giver som forventet meget lave doser. Det skal dog understreges, at der i den indledende sikkerhedsanalyse er forudsat, at klippen er uopsprækket. Vurdering af transport i opsprækket klippe vil afhænge meget af de stedsspecifikke forhold og dermed af hvilke recipienter, der kan forventes at blive påvirket af transport i sprækkerne.

Ved placering nær vandførende lag vil det være nødvendigt med fyld af bentonit eller beton for at opnå tilstrækkeligt lave langsigtede doser. Dette er uanset, om noget af affaldet placeres i et borehul eller ej. Dog vil placering af affaldstype 13 i borehullet generelt medføre lavere langsigtede doser.

Der er generelt lille forskel i dosis mellem de forskellige skitserede typer af mellemdybe depoter, fordi der er lille forskel på det gennemstrømmede tværsnitsareal. Forskellen mellem de reversible og irreversible depottyper vil bero på det anvendte fyldmateriales effekt (henholdsvis bentonit og beton), se afsnit 11.3.7.

Risici for den repræsentative person for at få en forhøjet dosis relateret til uheld i mellemdybe depoter er (udover de generelle risici, se11.3.2) knyttet til mulig brand i materiel anvendt i depoterne, som fyldes (eller tømmes) indefra.

[67] Inkl. håndteringsuheld.

[68] Generelt dog lidt lavere for kalk (skrivekridt) end for fed ler-

Den samlede sandsynlighed for at en repræsentativ person modtager en dosis på mere end 1 mSv som følge af alle typer uheld, der kan forekomme ved et mellemdybt depot[69]., er af størrelsesordenen $1 \cdot x\ 10^{-6}$. Sandsynligheden er lidt større for depoter betjent oppefra end for de andre depottyper, da muligheden for spredning af støv er størst for depoterne betjent oppefra. Dette kan dog reduceres ved de tidligere anbefalede tiltag.

Det fremgår af sikkerhedsanalysen, at kun uheld i forbindelse med fyldning og tømning af depotet er relevante for de mellemdybe depoter p.g.a. af den store afstand fra depotets top til jordoverfladen (< 30 m).

De mellemdybe depoter giver mindst risiko for spredning af forurenet støv til naboer i tilfælde af uheldshændelser[70]. Her er depottyperne, der betjenes indefra de mest sikre, da det er forudsat, at affaldet sænkes ned via en elevator. For personalet er især skaktløsningerne dog mindst sikre, idet denne types konstruktion medfører lange flugtveje.

I tilfælde af brand vil især de depottyper, der betjenes indefra give større risiko for personalet end de terrænnære depoter. Det kan reduceres ved at etablere sikre flugttrapper og brandslukningssystemer. Sådanne løsninger skal selvfølgelig godkendes af arbejdsmiljø- og brandmyndigheder.

Det anbefales, at der opstilles klare procedurer for nedlukning af ventilation m.m. i tilfælde af brand for at reducere konsekvensen i forbindelse med uheld relateret til brand.

Der bør etableres filter på udluftningen af depotet, og afkastet bør som en del af moniteringsprogrammet undersøges løbende for aktivitet, ligesom der bør etableres mulighed for at lukke afkastet.

11.3.5 Borehuller

Sikkerhedsanalyserne viser, at den forventelige dosis ved placering af de nævnte affaldstyper i et borehule vil være meget lille. Der er ikke knyttet yderligere specifikke anbefalinger til borehuller.

11.3.6 Økonomi

På basis af skitseprojekteringen er følgende samlede omkostninger opstillet for de forskellige mulige depottyper, se tabel 10.1. Dette indeholder som nævnt ikke omkostninger til eventuel efterfølgende udtagning og håndtering af affald [71]fra et reversibelt depot. Overslaget indeholder omkostninger til placering af affaldet i depotet, monitering og drift af depotet i en 30-årig periode samt endelig lukning af depotet.

[69] Dog er maks. sandsynligheden lavere end for de terrænnære depoter

[70] Bortset fra borehullet.

[71] og evt. forurenede fyldmaterialer

Den store variation i totalomkostningerne for en kaverneløsning afhænger af, om kaverne etableres i klippe eller materialer, der vil kræve afskæring af vand.

Udover omkostningerne i Tabel 10.1 tilkommer omkostninger til fyldmaterialer og til dem videre proces frem til depotets etablering og fyldning. Størrelsesordenen er især afhængig af de nødvendige feltundersøgelser. De samlede omkostninger til dette udgør henholdsvis 1 til 5 mio. kr. til fyldmaterialer, afhængigt af depottype og valg af fyldmateriale, og 27 til 39 mio. kr. afhængigt af antallet af lokaliteter, der undersøges[72].

Derudover bør en endelig sikkerhedsanalyse inkl. samfundsmæssige omkostninger relateret til potentielle påvirkninger af naboer til den konkrete lokalitet gennemføres. Relevante enhedsomkostninger er anført i afsnit 10.5.

11.3.7 Konklusioner / anbefalinger vedr. konditionering

Det er en fordel, såfremt der kan anvendes et begrænset antal forskellige containere til konditionering af affaldet. Containere af samme størrelse og form er nemmere at håndtere og placere i depotet, end hvis de er af forskellig størrelse og form.

Generelt anbefales det, at efterfylde containere og hvor muligt tromler for at sikre mod sætninger af affaldet i depotet. Valg af fyld vil afhænge af ønsket om at kunne få adgang til evt. senere efterbehandling af affaldet eller ej, se 11.2.2. De indledende sikkerhedsanalyser har ikke givet et tilstrækkeligt grundlag for at påvise væsentlige forskelle mellem fyldmaterialernes samlede effekt med hensyn til tilbageholdelse af nuklider på langt sigt[73]. Datagrundlaget for især vurdering af cement calcium granulatens egenskaber er endnu ikke er så stort[74]. Dette bør undersøges nærmere inden endeligt valg mellem fyldtyperne. Generelt afhænger tilbageholdelsesegenskaberne af en blanding af fyldets betydning for den samlede permeabilitet[75] og af de geokemiske forhold, som fyldet er med til at etablere, som dels har betydning for opløseligheden af nukliderne i affaldet og dels har betydning for fyldets evne til at binde nukliderne i en periode, hvorfor de er henfaldet yderligere, inden de kommer ud af depotet.

---

[72] Det er som grundlag for overslaget forudsat, at der foretages indledende undersøgelser på 5 til 6 lokaliteter og mere detaljerede undersøgelser på 2 til 3 lokaliteter.

[73] Forskellen i effekt mellem beton og bentonit (som er de to fyldmaterialer, der er bedst belyst i litteraturen) vil også afhænge ag det enkelte nuklid, hvorfor en entydig afgørelse bliver vanskeligere.

[74] Den foreliggende begrænsede datamængde for granulaten tyder som forventeligt på gode egenskaber på grund af granulatens mulighed for at skabe et basisk miljø. Omvendt vil granulatens permeabilitet selv efter hærdning være større end for både bentonit og beton.

[75] Der bestemmer hvor hurtigt vandet kommer ind til beholderne og kan fremme deres korrosion, og hvor hurtigt vandet kommer ud af beholderne og depotet efter at have været i kontakt med affaldet.

Generelt viser sikkerhedsanalyserne at anvendelse af fyld mellem containere m.m. vil reducere den langsigtede påvirkning med 2 - 3 størrelsesordener. Såfremt der ikke er foreslået en specifik fyldtype omkring containerne eller i depotet som helhed, er det af hensyn til stabiliteten af depotet anbefalet, at der efterfyldes med sand.

I Kapitel 8 er foretaget en opsamling af anbefalinger vedr. konditionering baseret på sikkerhedsanalyserne af både uheldssituationer og langsigtet påvirkning.

De affaldstyper, der er mest kritiske i forhold til spredning i forbindelse med uheldshændelser m.m., er grafitaffaldet (type 1), det sekundære affald fra Hot Cell (type 8), affaldet fra spildevandsrensningen (type 9) og det blandede affald (type 10). Dette skyldes primært deres brændbarhed eller at de i væsentligt omfang består af eller indeholder store mængder af finkornet materiale set i sammenhæng med den samlede mængde af den pågældende affaldstype.

Der skal foretages en yderligere vurdering af den specifikke konditionering af affaldstyperne 15 til 18 (bestrålet affald og bestrålet brændsel). Derudover er det meget væsentligt at tage hensyn til kritikalitet, når disse affaldstyper placeres i en depottype.

Udover de nævnte anbefalinger, som primært tager udgangspunkt i hændelser i eller ved fyldning af depotet, bør der ved konditioneringen tages hensyn til den nødvendige sikkerhed ved selve håndteringen af affaldsbeholderne samt til krav, som kan blive stillet af hensyn til transporten fra Risø til depotet.

Derudover anbefales det, at der foretages en endelig karakterisering af affaldet i henhold til IAEA og EU's bestemmelser for dette, inden endelig emballering og deponering. Man skal være opmærksom på, at en ændret klassificering (og dermed emballage) kan medføre ændringer i det nødvendige depotvolumen, hvorfor klassificeringen bør foretages, inden den egentlige projektering af depotet således at der i projekteringen sikres et tilstrækkeligt volumen til mulige ændringer.

Da der kan opstå fejl eller skader ved pakningen af affaldet, fysisk skade på beholderne under håndtering i forbindelse med oplagringen og evt. korrosion af emballager under opbevaringen, er det vigtigt, at der etableres en procedure for tjek af alle affaldsemballager, før de transporteres fra Risø til depotet.

11.4 Anbefalinger vedr. fremtidige studier m.m.

11.4.1 Klassificering af affald

Den i forstudiet foretagne opgørelse og fordeling af nuklider på affaldstyper er præliminær og alene udført med henblik på forstudiets formål. Der bør, inden endelig konditionering og organisering af affaldets placering i depotet[76] samt fastlæggelse af nødvendigt depotvolumen, foretages en mere detaljeret karakterisering af affaldet. Denne bør også tage hensyn til de krav, der knytter sig til den faktiske lokalitet. Karakteriseringen bør udføres i overensstemmelse med IAEA's og EU's standarder herfor og danne baggrund for en samlet detaljeret opgørelse af affaldet indeholdende beskrivelse af materialet, volumen vægt, aktivitet og fordeling på specifikke nuklider.

Det bør vurderes nærmere, om affaldstyperne eller dele heraf med et væsentligt metalindhold, kan dekontamineres eller evt. reduceres i volumen ved smeltning eller for aluminiummets vedkommende ved komprimering.

Det anbefales, at kravene til klassificering og konditionering indgår som grundlag for den endnu ikke udførte dekommisionering.

Andre muligheder for håndtering af det metalliske uran bør undersøges nærmere.

11.4.2 Sikkerhedsanalyser

Når de konkrete lokaliteter er kendt, bør de næste sikkerhedsanalyser baseres på parametre, der er konkret er gældende for disse. Dette gælder både parametre knyttet til de geologiske og hydrologiske forhold[77] og til forhold vedrørende de konkrete naboer, der potentielt kan udsættes for en påvirkning i forbindelse evt. uheldshændelser m.m. samt på langt sigt. Herunder bør mere realistiske parametre for andel af påvirkede fødevarer, udendørs ophold, relevante recipienter m.m. inddrages[78]. Endvidere bør dosisberegninger udføres for flere aldersgrupper som defineret af ICRP.

Ved den videre analyse af eventuelle klippelokaliteter er det væsentligt at få sprækkesystemet, herunder sprækkeretningen, detaljeret beskrevet.

---

[76] herunder stillingtagen hvilke affaldstyper der bør placeres i et borehul

[77] En eventuel placering af et overflade depot på fed ler eller klippe bør således baseres på lokalspecifikke forhold og ikke på generiske betragtninger.

[78] Bl.a. er det hensigtsmæssigt konkret at vurdere, hvor stor en andel af tiden personer kan forventes at opholde sig udendørs på den konkrete lokalitet i forhold til de forudsatte 20 % af tiden.

I de næste faser i processen anbefales det, at modelleringen af transport i grundvandszonen som et led i sikkerhedsanalysen gøres mere detaljeret og omfatter yderligere relevante forhold, såsom sprækketransport og stokastisk håndtering af heterogenitet baseret på en mere specifik viden om den konkrete lokalitet.

Det anbefales endvidere, at modellen omfatter hensyntagen til både kortvarige og langvarige transiente forhold (f.eks. grundvandspumpning, vandstandsvariation og på langt sigt konsekvenser af klimaændringer). Parametre, som er afhængige af de geokemiske forhold, bør også bestemmes i større detalje baseret på den konkrete lokalitet.

11.4.3 Design

I det videre design af depotet bør der inkluderes plads til den (relativt lille) fremtidige mængde af affald fra f.eks. industrielle kilder og sundhedssektoren, der skal placeres i depotet.

Der bør ligeledes foretages mere detaljerede studier af de nødvendige krav til den anvendte beton[79] baseret på de værst tænkelige forhold med hensyn til aggressivitet, der kan forventes på den konkrete lokalitet. Tilsvarende studier bør udføres med hensyn til kvalitet af de forskellige relevante membrantyper. Der bør foretages en stokastisk modellering til beregning af de nødvendige krav set i forhold til den samlede ønskede levetid af konstruktionerne. Derudover bør der udføres test af den valgte beton med mere i forhold til dens modstandsdygtighed med hensyn til fugtgennemtrængning, karbonatisering m.m. Formålet er samlet set, i forhold til design, armering og materialevalg, at opnå en så tæt beton som muligt med det mindst mulige antal og størrelse af revner samt bestående af kompatible materialer.

11.4.4 Andet

Der bør udføres en specifik vurdering af risikoen relateret til overlagt indtrængen i depotet eller terror med henblik på at få fastlagt evt. nødvendige anbefalinger med hensyn til design, systemer til beskyttelse mod indtrængen samt alarmsystemer. Dette vil til dels være afhængigt af den konkrete placering.

Der bør i forbindelse med de undersøgelser af planter og afdækningsjord, der foretages i moniteringsperioden opstilles en procedure for, hvorledes der skal reageres, hvis der konstateres radioaktivt udslip.

Som et led i udvælgelsen af den endelige lokalitet på baggrund af de lokaliteter, som udpeges i forstudiet, foreslås det at anvende Landskabskaraktermetoden til at vurdere de enkelte lokaliteters landskabelige robusthed.

[79] Herunder relevant tilsætningsstoffer, såsom flyveaske, micro silica m.m.

Det er væsentligt, at der udarbejdes en vedligeholdelsesplan for depotanlægget, og at depotet inkl. denne vedligeholdelsesplan er omtalt i relevante optegnelser og databaser, således at kendskabet til depotets eksistens i så vidt omfang som muligt bevares.

11.5 Den videre proces

Næste del af processen vedrørende etablering af et slutdepot for dansk radioaktivt affald vil omhandle en udpegning af potentielle lokaliteter for slutdepotet, herunder udførelse af detaljerede feltundersøgelser for disse lokaliteter, samt det forberedende arbejde til anlægslov, herunder projekteringslov, VVM-undersøgelse og skitseprojektering. Der er som et led i forstudiet udarbejdet en foreløbig aktivitets- og tidsplan med henblik på at kunne forudsige og planlægge det resterende forløb og den parallelle myndighedsbehandling m.m. mest hensigtsmæssigt.

Som basis er anvendt beslutningsgrundlaget og udbudsbetingelserne, input på møde med Dansk Dekommissionering den 29. november 2010 samt resultaterne af forstudiet.

11.5.1 Tidsplan for det resterende forløb

Der foreligger som resultat af nærværende forstudie en række anbefalinger med hensyn til valg af depottype, som giver mulighed for flere kombinationer, til dels afhængigt af geologierne på de sideløbende udpegede lokaliteter. Afhængigt af det samlede resultat fra alle forstudierne kan dette medføre en yderligere begrænsning i de samlede muligheder. Det er således bl.a. endnu ikke afklaret, hvorvidt der eventuelt bør etableres flere depottyper på samme lokalitet, eller om der vil blive tale om forskellige lokaliteter til forskellige depottyper. Da depoterne er indbyrdes afhængige, forudsættes det i det følgende, at myndighedsbehandlingen vil omfatte depotet/depoterne under et.

I Tabel 11.2 er givet et forslag til tidsramme for de enkelte delaktiviteter blandt andet baseret på Dansk Dekommissionerings viden om og forventninger til den videre proces. Tidsrammen er givet under forudsætning af, at der udvælges 5-6 lokaliteter til videre vurdering[80]. Hvis der indgår 20 lokaliteter, er det skønsmæssigt anslået, at undersøgelserne af disse at vare 1 - 2 år yderligere. Tidsrammen herfor er angivet i parentes.

[80] Det er ikke muligt uden nærmere kendskab til de konkrete lokaliteter at fastslå en tidsramme for op til 20 lokaliteter, da dette vil afhænge meget af, hvordan arbejdet kan planlægges, herunder tilgængeligheden af nødvendigt undersøgelsesudstyr og kvalificeret personale i de relevante perioder.

Tabel 11.2 Forslag til tidsramme for de fremtidige delaktiviteter

Aktivitet	Tidsramme
Planlægning af det videre forløb	Primo 2011 – ultimo 2011
Udvælgelse af 5 - 6 (20) lokaliteter, herunder detaljerede feltundersøgelse	Primo 2011 – medio 2012
Vedtagelse af projekteringslov	Medio 2012 – primo 2013
VVM-proces og skitseprojektering	Primo 2013 – ultimo 2015 (2017)
Forslag til og vedtagelse af anlægslov	2016 (2018)
Detailprojektering og udbud	2017 (2019)
Arealerhvervelse Udførelse	2018 (2019) 2018-2019 (2020-2021)
Ibrugtagning, drift og vedligeholdelse	2019 – kontinuert (2021 -)
Overvågning	Kontinuert

11.5.2 Aktivitetsplan for det videre forløb

Der er udarbejdet et forslag til aktivitetsplan for det videre forløb af processen vedrørende etablering af et slutdepot for dansk radioaktivt affald. Aktiviteterne vil omfatte:

- Planlægning af det videre forløb
- Udpegning af mulige lokaliteter, herunder detaljerede feltundersøgelser Projekteringslov
- VVM-proces[81] og skitseprojektering
- Forslag til og vedtagelse af anlægslov
- Detailprojektering og udbud
- Arealerhvervelse
- Udførelse
- Drift og vedligeholdelse samt overvågning

Detaljerne for denne plan fremgår af Bilag J tillige med et økonomisk overslag for aktiviteternes gennemførelse.

[81] Herunder kommunikation med berørte borgere

12 Referencer

Referencelisten inkluderer referencer fra både hovedrapporten og alle appendikserne.

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2008): Toxicological Profile for Cadmium. Draft for public comment.

- Allen, G. E., Chen, Y., Li, Y & C. P. Huang (1995): Soil Partition Coefficients for Cd by Column Desorption and Comparison to Batch Adsorption Measurements. *Environmental Science and Technology*, 29:1887-1891.

- Andersen, C.E. (2001): Numerical modelling of radon-222 entry into houses: an outline of techniques and results, *Science of the Total Environment,* no. 272, pp. 33-42.

- Anderson, P. R. & Christensen, T. H. (1988): Distribution Coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in Soils. *Journal of Soil Science,* 39:15-22.

- Andersson, P.; Garnier-Laplace, J.; Beresford, N.; Copplestone, D.; Howard, B.J.; Howe, P.; Oughton, D. & Whitehouse, P. (2009) *Journal of Environmental Radioactivity,* vol. 100, pp. 1100 - 1108.

- Associated Pacific Constructors (2010): www.associatedpacific.com; accessed Sep 14 2010.

- Atkinson, A., Everitt, N. &, Guppy, R. (1988): Evolution of pH in a Radioactive Waste Repository: Internal Reactions between Concrete Constituents. UKAEA Report Aere-r-12939, Harwell, UK.

- Atlas Copco (2010): www.atlascopco.com/ukus; adgang d. 14. september 2010.

- Aviation safety network (2011): Denmark air safety profile. http://aviation-safety.net/database/dblist.php?Country=OY, adgang d. 19. januar 2011.

- Avila, R. & Bergström, U. (2006): Methodology for calculation of doses to man and implementation in Pandora. Svensk Kärnbränslehantering AB. SKB R-06-68.

- Baik, M.-H.; Lee, S.-Y; Lee, J.-K.; Kim, S.-S.; Park, C.-K. & Choi, J.-W. (2008): Review and Compilation of Data on Radionuclide Migration and Retardation for the Performance Assessment of a HLW Repository in Korea, *Nuclear Engineering and Technology*, vol.40, No.7, pp. 593 - 606.

- Bastiaens, W. & Bernier, F. (2005): 25 years of underground engineering in a plastic clay formation: the HADES underground research facility, EIG EURIDICE, Mol, Belgium. In: Proceedings of the 5th international conference of TC28 of the ISSMGE on Geotechnical aspects of underground construction in soft ground, Amsterdam, Netherlands

- Bauer Group (2010): www.bauer.de/en; adgang d. 14. september 2010.

- Bergström U., Hallberg B., & Karlsson S. (2001): Dosomräkningsfaktorer för normaldriftsutsläpp. F. Metodrapport. STUDSVIK/ES-01/38, Studsvik Eco & Safety AB, Sweden.

- Bergström, U. & Nordlinder, S. (1990): Individual radiation doses from unit releases of long lived radionuclides. Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB Technical Report TR 90-09.

- Bergström, U., Nordlinder, S. & Aggeryd, S. (1999): Models for dose assessments. Modules for various biosphere types. Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB TR-99-14.

- Bergström, U., Nordlinder, S. & Aquilonius, K. (1995): Assessment model validity document. BIOPATH/PRSIM: codes for calculating turnover of radionuclides in the biosphere and doses to man. Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB AR-95-19.

- Berner, U.R. (1992): Evolution of Pore Water Chemistry during Degradation of Cement in a Radioactive Waste Repository Environment, *Waste Management,* vol. 12, pp 201-219.

- Birgersson, L. & Neretnieks, I., (1990): Diffusion in the matrix of granitic rock: Field test in the Stripa mine. *Water Resources Research*, 26(11), pp. 2833-2842.

- Bradbury, M., Van Loon, L.R. (1998): Cementitious Near field Sorption Databases for Performance Assessment of a L/ILW Repository in a Palfris Marl Host Rock, CEM-94: Update I, June 1997, PSI-BER, 98-01, Paul Scherrer Institut, Labor fur Entsorgung, Wurenlingen and Villingen, Switzerland.

- Buchter, B., Davidoff, B., Amacher, M. C., Hinz, C., Iskandar, I. K. & Selim, H. M. (1989): Correlation of Freundlich Kd and n Retention Parameters with Soils and Element. *Soil Science*, 148:370-379.

- Cacas, M.C., Ledoux, E., de Marsily, G., Barbreau, A., Calmels, P., Gaillard, B. & Margritta, R. (1990a): Modelling fracture flow with a stochastic discrete fracture network: Calibration and validation, 1, The flow model, *Water Resour. Res.*, 26(3), pp. 479-489.

- Cacas, M.C., Ledoux, E., de Marsily, G., Barbreau, A., Calmels, P., Gaillard, B. & Margritta, R. (1990b): Modelling fracture flow with a stochastic discrete fracture network: Calibration and validation, 2, The transport model, *Water Resour. Res.*, 26(3), pp. 491-500.

- Carrasco, Miguel (2011): National Geographic News/La Razon/Reuters, 28 September 2010. http://news.nationalgeographic.com/news/bigphotos/52624256.html, adgang d. 24. januar 2011.

- Caspersen, O.H. & Nellemann, V. (2005): Landskabskaraktermetoden– et kompendium, Arbejdsrapport Skov & Landskab nr. 20-2005.

- Chronological Listing of Royal Danish Air Force, Losses & Ejections. http://www.ejection-history.org.uk/Country-By-Country/Denmark.htm, adgang d. 19. januar 2011.

- Clarke, R.H. (1979): A Model for Short and Medium Range Dispersion of Radionuclides Released to the Atmosphere. NRPB-R91.

- CNN (2011): CNN.com, http://edition.cnn.com/2009/WORLD/meast/07/15/iran.plane.crash/index.html?iref=mpstoryview#cnnSTCPhoto, 16 July 2009, adgang d. 25. januar 2011.

- Coelho, D., Cochepin, B., Munier, I., Piault, E., Trotignon, L., Marsal, F., Serres, C., Nilsson, K.F., Prvkova, S., Weetjens, E., Martens, E. &. Jacques, D. (2009): Radionuclide migration in the near field (clay rock): sensitivity analysis on “Kd” and “solubility limit” models / geochemical transport (D-N°:4.1.3), PAMINA, Performance Assessment Methodologies in Application to Guide the Development of the Safety Case Project co-funded by the European Commission under the Euratom Research and Training Programme on Nuclear Energy within the Sixth Framework Programme (2002 - 2006).

- Collins, G. et al (2005):Earth Impact Effects Program: A Web-based computer program for calculating the, *Meteoritics & Planetary Science*, vol. 40, no. 6, pp. 817-840.

- COWI (1986): Risikoanalyse af [Confidential], Identifikation og Konsekvensberegninger, Appendices. COWI Rådgivende Ingeniører for [Confidential].

- COWI (2009). Fotografier fra inspektionen af de nuværende affaldslagre på Risø.

- Criscenti, L.J., Eliassi, M., Cygan, R.T., Jové Cólón, C.F. & Goldberg, S. (2006): Modelling adsorption processes: issues in uncertainty, scaling and prediction. U.S. Nuclear Regulatory Commission CR-6893.
- Dansk Dekommissionering (2002): Teoretisk udredning af de tekniske krav til et dansk slutdepot for radioaktivt affald.
- Dansk Dekommissionering (2008a). Deponering af radioaktivt affald, Borehulsdepot for særligt affald. Rapport udarbejdet af Rambøll.
- Dansk Dekommissionering (2008b): Prissætning af borehulsløsning til særligt affald. Beskrivelse af affald og mulig omladning. Rapport udarbejdet af Rambøll.
- Dansk Dekommissionering (2008c): Dekommisionering af DR2. Slutrapport.
- Dansk Dekommissionering (2009a): "Emne_DR1_ADS 021209", Excel-fil
- Dansk Dekommissionering (2009b): "Emne_DR2_ADS 021209", Excel-fil
- Dansk Dekommissionering (2009c): "List of nuclides and activity due to external sources", Excel-fil
- Dansk Dekommissionering (2009d): Klassificering af affald.
- Dansk Dekommissionering (2009e): Sikkerhedsanalyser for et dansk slutdepot for radioaktivt affald, inkluderet som "bilag 17" i udbudsmaterialet
- Dansk Dekommissionering (2010a): E-mail fra d. 3. juni med tilføjede tabeller.
- Dansk Dekommissionering (2010b): E-mail fra d. 26. august med tilføjede tabeller.
- Dansk Dekommissionering (2010b): E-mail fra d. 11. november med tilføjet tabel med ca. indhold af raioaktive nuklider osv. i 3670 ton malm og 1130 ton tailings fra uran pilotanlæg på Risø.
- Dansk Dekommissionering (2010b): E-mail fra d. 26. november med tilføjede tabeller.
- Danish Standard (1999): DS-information om membraner til deponeringsanlæg. DS/INF 466.
- Danmarks Statistik (2011): Statistikbanken
- DANVA (2009): Vand i tal. DANVAs benchmarking og vandstatistik 2009.

- Del Debbio, J. A. (1991): Sorption of Strontium, Selenium, Cadmium, and Mercury in Soil. *Radiochimica Acta,* 52/53:181-186.
- DOE (2006): Accident analysis for aircraft crash into hazardous facilities, Department of Energy United States of America DOE-STD-3014-2006
- Encyclopedia of the Nations (2011): Denmark, Country overview. http://www.nationsencyclopedia.com/economies/Europe/Denmark.html, accessed January 20 2011.
- European Commission (1999): Commission Recommendation (15 September, 1999), on a classification system for solid radioactive waste, (SEC (1999) 1302 final). 1999/669/EC.
- European Union (1996): Council directiv 96/29/Euratom of the 13 May 1996. *European Union Official Journal*, vol. L 159, June 1996.
- Fødevaredirektoratet (2002): Danskernes kostvaner 2000 - 2001. Fødevarerapport 2002.10.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A. (1979): Groundwater. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J, USA
- GEUS (2009). Vandforsyning i Danmark, det danske Miljøministerium.
- GEUS (2010): Registrerede jordskælv - GEUS, http://www.geus.dk/departments/geophysics/seismology/seismo_reg-dk.htm#top, 20. januar 2010, adgang d. 18. januar 2011.
- Garcia-Miragaya, J. (1980): Specific Sorption of Trace Amounts of Cadmium by Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 11:1157-1166.
- Hallberg, B. (2001). Dos-omräkningsfaktorer för normaldriftsutsläpp˜ A. Spridning i luft och nedfall på mark. STUDSVIK/ES-01/33, Studsvik Eco & Safety AB, Sweden.
- Harrar, W.G., Murdoch, L.C., Nilsson, B. & Klint, K.E.S. (2007): Field characterization of vertical bromide transport in a fractured glacial till. *Hydrogeology Journal* 15(8), pp. 1473-1488.
- Harrar, W.G., Sonnenborg, T.O. & Henriksen, H.J. (2003): Capture zone, travel time, and solute-transport predictions using inverse modeling and different geological models. *Hydrogeology Journal,* vol. 11, pp. 536-548.
- Henriksen, H.J, & Sonnenborg, A. (2003):Ferskvandets kredsløb. NOVA 2003 Temarapport.
- Henriksen, H.J. & Nyegaard, P. (2003): Den konceptuelle vandmodel - ferskvandets kredsløb. *Geologisk Nyt,* 5.

- Herbert, H.-J. & Iden, S. (2010): Leaching of long-lived radionuclides from demolition rubble of NPPs, Eurosafe.
- Huysmans, M. & Dassargues, A. (2005): Stochastic analysis of the effect of heterogeneity and fractures on radionuclide transport in a low-permeability clay layer. *Environ. Geol.* vol. 48: 920–930.
- IAEA (1994): Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical Reports Series 364.
- IAEA (1996): Requirements and methods for low and intermediate level waste package acceptability. TECDOC-864.
- IAEA (2001): Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management.
- IAEA (2003): Predisposal management of low and intermediate level radioactive waste. IAEA safety guide WS-G-2.5.
- IAEA (2004): Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, Vol. l.
- IAEA (2005a): Natural activity concentrations and fluxes as indicators for the safety assessment of radioactive waste disposal. TECDOC-1464.
- IAEA (2005b): Upgrading of Near Surface Repositories for Radioactive Waste. Technical Report Series No. 433
- IAEA (2006): Characterization, Treatment and Conditioning of Radioactive Graphite from decommissioning of Nuclear Reactors. IAEA-TECDOC-1521.
- IAEA (2009): Classification of Radioactive Waste Safety, General Safety Guide No. GSG-1. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment.
- IAEA (2009a): IAEA Safety Standard, Borehole Disposal Facilities for Radioactive Waste. Specific Safety Guide No. SSG-1
- IAEA (2009b): Policies and strategies for radioactive waste management. *IAEA nuclear series* No. NW-G-1.1.
- IAEA (2009c): The global status of disposal of radioactive waste, CEG Workshop on Disposal of Radioactive Waste and Spent Nuclear Fuel – Experience and Plans, Bommersvik, 24 – 26, February 2009.
- IAEA, (2009d): Predisposal Management of Radioactive Waste. IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 5.

- ICRP (2006): Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of radiation Protection of the Public and The Optimisation of radiological Protection: Broadening the Preocess, ICRP Publication 101, *Annals of the ICRP,* Elsevier Ltd.

- Indenrigs- og Sundhedsministeriet (2008): Beslutningsgrundlag for et dansk slutdepot for lav- og mellemaktivt affald.

- Jeong, W. C. & Song, J.W. (2002). Modeling flow characteristics of a fractured medium overlaid by a sedimentary porous medium: application to bore-hole RCF 3 pump test in Sellafield Area UK.

- Jones, D.A. (1996): Principles and Prevention of Corrosion. Upper Saddle River, NJ, USA. Prentice Hall, 2nd edition.

- Karlsson, S. & Aquilonius, K. (2001). Dosomräkningsfaktorer för normaldriftsutsläpp. C. Exponeringsvägar och radioekologiska data. STUDSVIK/ES-01/35, Studsvik Eco & Safety AB, Sweden.

- Karlsson, S.; Bergström, U. & Meili, M. (2001): Models for dose assessments. Models adapted for the SFR-area, Sweden. Svensk Kärnbränslehantering AB. TR-01-04.

- Lees, F P 19 (1980):Loss Prevention in the Process Industries, 1st edition Volume 2.

- Lees, F P 19 (2005):Loss Prevention in the Process Industries, 3rd edition Volume 1.

- Marcus, R. et al (2010):Earth Impact Effects Program. http://impact.ese.ic.ac.uk/ImpactEffects/, 2010, adgang d. 24. januar 2011.

- Miljøstyrelsen (1998a): Oprydning på forurenede lokaliteter - Hovedbind. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6.

- Miljøstyrelsen (1998b): Oprydning på forurenede lokaliteter - Appendikser. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 7.

- Miljøstyrelsen (2007): MTBE. Undersøgelse af grundvandet nedstrøms idriftværende og tidligere benzinstationer. Miljøprojekt nr. 1161.

- Miljøstyrelsen (2010): Opgradering af JAGG indeklimamodul til version 2.0, på print.

- Miljøministeriet (2006): Bekendtgørelse nr. 1669 af 14/12/2006 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.

- Mindess, S. Young, J.F., & Darwin, D. (2003): Concrete, Upper Saddle River, NJ, USA.

- Ministry of the Environment, Sweden (2007): Sweden's Fourth National Report under the Convention on Nuclear Safety. Ds2007:30.
- Nasif, H. & Neyama, A. (2003): Wavelet-Monte Carlo Hybrid System for HLW Nuclide migration Modelling and sensitivity and uncertainty analysis, WM'03 Conference, Tucson, AZ, USA.
- National Council on Radiation Protection and Measurements (1996): Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water, and ground, Doc. no. NCRP Report No. 123.
- NCRP (1996): Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water, and ground. National Council on Radiation Protection and Measurements. NCRP Report No. 123.
- NECSA (2004): Design for the Borehole Disposal Concept. Nuclear Waste Systems, South African Nuclear Energy Corporation, Pretoria. Report No. GEA-1623.
- Neville, A. M. (1995): Properties of Concrete, Essex, UK.
- Nykyri, M.; Nordmann, H., Marcos, N., Löfman, J., Poteri, A. & Hautojärvi, A. (2008): Radionuclide release and transport - RNT 2008, Posiva 2008 - 6.
- Nykyri, M.; Nordmann, H., Marcos, N., Löfman, J., Poteri, A. & Hautojärvi, A. (2008): Radionuclide release and transport - RNT 2008, Posiva 2008 - 6.
- Ovesen, N.B., Iversen, H.L, Larsen, S.E., Müller-Wohlfeil, D-I., Svendsen, L.M., Blicher, A.S, & Jensen, P.M. (2000): Afstrømningsforhold i danske vandløb. DMU teknisk rapport no. 340.
- Pasquill, F. & Smith, F. B. (1983): Atmospheric diffusion, 3rd ed. Ellis Horwood Ltd., Chichester.
- Pohlmann, K.; Ye, M.; Reeves, D.; Zavarin, M.; Decker, D. & Chapman, J. (2007): Modeling of Groundwater Flow and Radionuclide Transport at the Climax Mine sub-CAU, Nevada Test Site, DOE/NV/26383-06.
- Pourbaix, M. (1974): NACE International. Atlas of Electrochemical Equilibria, 2nd edition.
- Pulkkanen, V. - M. & Nordman, H. (2010): Modelling of Near-Field Radionuclide Transport Phenomena in a KBS-3V Type of Repository for Nuclear Waste with Goldsim Code – and Verification Against Previous Methods, Posiva, Working Report 2010-14.
- Redningsberedskabet (2011): Redningsberedskabet statistikbank. https://statistikbank.brs.dk/sb/main/p/a0191?nc=a89b117a.

- Revie, R.W. (2000): Uhlig's Corrosion Handbook, Wiley, 2nd edition.
- Sand-Jensen, K. (red.) (2006): Naturen i Danmark. Geologien. Gyldendal.
- Schwank, S. & Mielenz, P. (2006): Large Diameter Boreholes for the Exploration of Diamond Deposits in the North of Canada.
- Short, N. (2010): BASIC SCIENCE STUDIES II: IMPACT CRATERING, NASA, http://rst.gsfc.nasa.gov/Sect18/Sect18_1.html, April 28 2010, adgang d. 24. januar 2011.
- Skagius, K., G. Svedberg, & I. Neretnieks, 1982. A study of strontium and cesium sorption on granite. *Nuclear Technology*, vol. 59, 302-313.
- SKB (1999): Deep repository for spent nuclear fuel - SR 97 – Post-closure safety.Technical Report. Svensk Kärnbrändslehantering AB. TR-99-06, Main report - Volume II.
- SKB (2006a): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation. Main Report of the SR-Can project. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2006b): Data and uncertainty assessment for the radionuclide K_D partitioning coefficients in granite rock for use in SR-Can calculations. Svensk Kärnbränslehantering AB. Report R-06-75. SKB (2006c): SFR-Brochure on Final Repository for Radioactive Operational Waste.
- Soletanche Bachy (2010): www.soletanche-bachy.com; adgang d. 14. september 2010.
- Statens Institut for Strålebeskyttelse (2009): Betingelser for Drift og Afvikling for Dansk Dekommissionering.
- US Department of Health and Human Services (2002): Toxicological profile for Beryllium. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- US Nuclear Regulatory Commission (1981): Fault tree handbook. US Government Printing Office, NUREG-0492,Washington DC, USA.
- Vejdirektoratet (2011): Vejdirektoratets statistiske oplysninger. Vejsektoren.dk
- Vieno, T. & Nordman, H. (1999): Safety assessment of spent fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara, TILA-99. Posiva Oy, Helsinki, Finland. Report POSIVA 99-07.

- Watkins, D.C (2003): Determining a representative hydraulic conductivity of the Carnmenellis granite of Cornwall, UK, base don a range of sources of information. In: Eds. Krasny, J. &, Sharp, J.M. Groundwater in fractured rocks: selected papers from the Groundwater in Fractured Rocks International Conference, Prague, 2003.

- Wilson, C.R, Witherspoon P.A., Long, J.C.S, Galbraith, R.M., DuBois, A.O. and McPherson, M.J (1983): Large-scale hydraulic conductivity measurements in fractured granite. *Int. Jour. of Rock Mechanics and Mining Sciences and Geo-mechanics,* vol. 20, no. 6.

- Yamaguchi, R., Y. Sakamoto, and M. Senoo, 1993. Consideration of effective diffusivity of strontium in granite. *Journal of Nuclear Science and Technology,* 30(8), pp. 796-803.

- Zhao, J. (1998): Rock mass hydraulic conductivity of the Bukit Timah granite, Singapore. *Engineering Geology,* 50(1-2).

- Ølgaard, P.L. (2003a): Risø Dekommissionering. DR-1 karakteriseringsprojektet.

- Ølgaard, P.L. (2003b): DR-2 projekt. Risø.

13 Ordliste og forkortelser

Term	Forkortelse	Forklaring
@RISK		Et Excel-baseret software program, som kan anvendes til f.eks. at beregne risikoresultater baseret på input af sandsynligheds-parameter input.
ADR		Den europæiske Konvention om International Transport af Farligt Gods ad Vej
Affaldsenhed		En container eller tromle bygget til transport af affaldet til depotet og til deponering af affaldet. Affaldsenheden vil indeholde et eller flere affaldsemner og evt. også fyld
Alkali-karbonat reaktion		Alkali-karbonat reaktion er en proces, som er under mistanke for at nedbryde beton indeholdende dolomitaggregater. Alkali fra cementen reagerer med dolomitkrystallerne, som findes i aggregaterne, og fører til dannelse af brucit (MgOH)2 og calcit (CaCO3). På grund af indholdet af brucit sker der en volumenudvidelse efter af-dolomitisering af aggregaterne pga. vandoptagelse.
Alkali-silikat reaktion		Alkali-silikat reaktion er en reaktion, som forekommer over tid i beton, mellem den alkaliholdige cementpasta og den reaktive ikke-krystalline (amorfe) silikat, som findes i mange almindelige aggregater. Alkali-silikat reaktionen er det samme som puzzolanreaktionen, som er en simpel syre-base reaktion mellem calmiumhydroxid, også kendt som portlandit, eller (Ca(OH)2), og kiselsyre (H4SiO4 eller Si(OH)4). Denne reaktion bevirker, at de ændrede aggregater udvider sig gennem dannelse af en svellende gel, bestående af calciumsilikathydrat (CSH). Denne gel øger i volumen, når den kommer i forbindelse med vand, og skaber et ekspansivt tryk på indersiden af materialet, som medfører afskalning og tab af betonens styrke.
ASR		'Above surface repository'. Overfladedepot

Term	Forkortelse	Forklaring
Biosfære		Forstås i denne sammenhæng som de økosystemer, der er omfattet af sikkerhedsvurderingen, f.eks. jordbund, vand osv.
BZ		Bryozokalk (Danien kalk)
CA		'Cavern'. Kavernedepot
CCA		Coarse Control Arms. Disse blev anvendt i DR3 til at kontrollere neutron fluxen. De består af kadmiumplader i rustfri stålrammer og er kraftigt aktiveret.
COFI		'Cavern operated from inside'. Kaverne betjent indefra. Mellemdybt depot
DFN		'Discrete fracture networks'. Diskrete sprækkemodeller
DR1		Dansk reaktor 1
DR2		Dansk reaktor 2
DR3		Dansk reaktor 3
DW		'Diaphragm wall'. Slidsevæg
EIA		'Environmental impact assessment'. se VVM
Emballering		Emballering omfatter emner og materiale anvendt til at emballere affaldet for transport og deponering.
Fordelingskoefficient	K_D	Forholdet mellem stoffer adsorberet til jordpartiklerne i forhold til andellen opløst i porevandet.
Fyld		Materiale anvendt til at udfylde hulrum inden i og omkring beholdere for at sikre fysisk stabilitet og for at undgå sætninger og sammenstyrtninger inden i eller omkring depotet. Fyldet virker samtidigt begrænsende på miløpåvirkningen, fordi det tilbageholder nukliderne i en længere periode, hvori den radioaktive andel kan henfalde. Derudover modificerer det nærmiljøet omkring affaldet, således at nukliderne bliver mindre opløselige. Fyld kan også anvendes til at skærme mod kraftig gammastråling, hvilket kan være vigtigt i forhold til at holde de doser, som personalet udsættes for, på et så lavt niveau som muligt under håndtering af affaldsbeholderne og betjening af depotet.
Geosfære		Forstås i denne sammenhæng som geologiske aflejringer under jordzonen, inkl. grundvandssystemet.
GEUS		De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland
GI		Betjent fra terrænniveau
GR		Betjent fra terrænniveau, reversibel
HDPE		High Density Poly Ethylene

Term	Forkortelse	Forklaring
HLW		Højradioaktivt affald
Hydraulisk ledning-sevne	k	En egenskab ved jord og klippe der beskriver, hvor let vand kan bevæge sig igennem hulrum og sprækker I jorden /klippen. Den afhænger af materialets permeabilitet og af vandindholdet. Dimensionen er m/s.
IAEA		International Atomic Energy Agency. Det Internationale Atomenergiagentur
ICRP		International Commission on Radiological Protection. Den Internationale Kommission for Strålebeskyttelse
IP-1		Industrial Package Type 1
IP-2		Industrial Package Type 2
IR		Betjent inde fra depotet
ISO		International Organization for Standardisation
Konditionering		Konditionering omfatter processen med at behandle og pakke affaldet til deponering. Eksempler på behandling er solidificering af væsker ved iblanding i beton, blanding af koncentrater fra vandbehandling med bitumen.
L		Fed ler
LILW		Lav- og mellemradioaktivt affald
LLW		Lavradioaktivt affald
MDR(COFI)		'Medium deep repository' (30 - 100 m under overfladen). Mellemdybt kavernedepot betjent indefra
MDR(SOFA)		'Medium-deep repository' (30 - 100 m under overfladen). Mellemdybt kavernedepot, skakt - betjent fra terrænniveau
MDR(SOFI)		'Medium deep repository' (30 - 100 m under overfladen). Mellemdybt kavernedepot - skakt betjent inde fra
ML		Moræneler
Monte Carlo simule-ring		En stokastisk modelleringsmetode, hvorved der gennemføres et stort antal simuleringer, udfaldet noteres, og derefter bruges fordelingen af udfald til at vurdere sandsynligheden for en hændelse.
MS		Mest sandsynlig
NSR		'Near surface repository'. Terrænnært depot
Paroc-paneler		Paroc-paneler er det kommercielle navn for en type paneler, som er fremstillet i Finland og hovedsagelig forhandles i Nord-, Vest- og Østeuropa. Paroc- paneler er stålbeklædte sandwichelementer med en kerne af stenuld, som anvendes til facader, skille-

Term	Forkortelse	Forklaring
		vægge og lofter. Løsninger med Paroc-paneler giver en hurtig beskyttelse mod brand og en god prisøkonomi.
Pasquill stabilitetsklasse		Anvendes i gas- og støvspredningsmodeller til at skelne imellem forskellige typer af stabilitetsklasser for forskellige vejrsituationer. Klasse A anvendes for de mest ustabile vejrforhold (høj turbulens) og Klasse F for stabile vejrforhold.
PE		Polyethylen
Permeabilitet	κ	Permeabilitet er et mål for et porøst materiales evne til at lede væsker. Dimensionerne for permeabilitet er arealet, f.eks. m^2.
Richterskalaen		Skala til at måle styrken af et jordskælv
RILEM		International sammenslutning af laboratorier og eksperter indenfor byggematerialer og -systemer
RO		'Rock'. Klippe
S		Sand
SCL		'Sprayed concrete lining'. Påsprøjtet betonforing af udgravning. Sprøjtebetonforing er en stabiliserende foring til brug for klippesider, som består af et sprøjtebetonlag, også kendt som shotcrete. Shotcrete er beton (eller nogle gange mørtel), som fremføres gennem en slange og skydes ud ved hjælp af trykluft med høj hastighed på en overflade. Shotcrete bliver placeret og sammenpresset på samme tid på grund af kraften, hvormed det fremføres fra dysen. Det kan påføres alle overfladetyper og -former, inkl. lodrette facader og lofter. SCL kan forstærkes ved hjælp af almindelige armeringsjern, stålgitre og/eller fibre.
SIS		Statens Institut for Strålebeskyttelse (
SK		Skrivekridt
SP		'Secant piles'. Sekantvæg
Tremie concrete		Undervandsbeton. Ved brug af Tremie Concrete-metoden bliver betonen placeret under grundvandet gennem et rør, hvis nedre ende holdes nedsænket i frisk beton, således at det stigende betonniveau på bunden fortrænger vandet, uden at cementindholdet udvaskes.
TSP		Top shield plug fra DR3.
TSR		Top shield ring fra DR3.
VVM		Vurdering af virkninger på miljøet

Bilag A: Affald til deponering, detaljer

A.1 Fordeling af nuklider på affaldstype

Affaldet er grupperet i overensstemmelse med de affaldstyper, der er listet i Tabel 2.1 og Tabel 2.2 i hovedrapporten. Generelt er grupperingen den samme-som den gruppering, der er anvendt i Dansk Dekommissionering (2010a), dog er der enkelte forskelle; tungt vand skal ikke længere deponeres, og affaldet er suppleret med tailings.

Indledende er der foretaget en identifikation af, hvilke radionuklider, der er til stede i de enkelte affaldstyper. Tabel 2.1 og Tabel 2.2 i hovedrapporten indeholder oplysninger om den samlede aktivitet i hver type affald fordelt på 3 grupper af radionuklider: kortlivede β/γ-nuklider, langlivede β/γ-nuklider og α-nuklider. Dansk Dekommissionering har givet supplerende oplysninger, der har gjort det muligt at estimere, hvilken brøkdel af aktiviteten, der kan tilskrives de specifikke radionuklider. Affaldets oprindelse og art er detaljeret beskrevet i en arbejdsrapport, hvor også alle antagelser omkring hvilke nuklider, der er til stede og i hvilke mængder, er forklaret.

Basis for fordelingerne er oplysninger gældende for år 2008. Generelt dækker de kvantitative oplysninger, der er modtaget fra Dansk Dekommissionering indholdet af forældre-nuklider. Kun i forbindelse med tailings er der også givet data for døtre.

For at give et umiddelbart overblik over affaldstypernes aktivitetsniveau og indhold af radionuklider er der for hver affaldstype udarbejdet et henfaldsdiagram for tiden frem til 100.000 år efter 2008. Disse diagrammer indeholder også henfaldsprodukter.

De fordelinger, der anvendes i analysen, er alene udarbejdet til brug for forstudiet. I en kommende sikkerhedsvurdering for det aktuelle depot, vil de være nødvendigt at revurderes disse fordelinger, da de dels er forbundet med nogen usikkerhed, dels dækker de hver affaldstype under ét og ikke de enkelte affaldsbeholdere.

A.1.1 Dekommissionering af DR1, DR2 og DR3

For aktivt affald opstået i forbindelse med dekommissionering af DR1, DR2 og DR3 er nuklidfordelingen blevet baseret på følgende:

- Information fra Dansk Dekommissionering (2009a) omhandlende affald fra nedlukningen af DR1; dog indeholder denne kilde ikke mange oplysninger om specifikke nuklider.

- Information fra Dansk Dekommissionering (2009b) og Ølgaard (2003b) som beskriver det affald, som blev genereret ved dekommissionering af DR2.

- Information fra Dansk Dekommissionering (2010a) vedrørende aktiviteten af specifikke nuklider i affaldet.

Affaldet fra dekommissioneringen består af følgende 4 typer:

Grafit (type 1)

Grafitaffald, der primært stammer fra DR2 og DR3 - kun en mindre del stammer fra DR1.

De ca. 17 ton grafit består hovedsageligt af såkaldte "stringers" (dvs. rektangulære barer/elementer). Grafitten har fungeret som neutronsorbent. Grafitstringers fra DR2 i sektioner kortere end en halv meter, er pakket i stålcontainere. Det er planen, at denne metode også skal benyttes for det grafitaffald, der opstår ved dekommissioneringen af DR3. Tilsvarende gælder for materialerne fra DR1, der endnu ikke er pakket.

Det er blevet besluttet, at grafitstringers, der stammer fra den centrale del af den termiske søjle skal udglødes før den endelige pakning for at fjerne den akkumulerede Wigner-energi. Således vil en eventuel pludselig senere frigivelse af energi efter en varmepåvirkning og dermed muligheden for at medvirke til brandspredning reduceres.

Aktivitet i 2008
Aktiviteten af affaldet er:

Kortlivede β/γ-nuklider: 4,000 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: 120 GBq
α-nuklider: -

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- H-3, Co-60, Eu-152, Eu-154

Vurderingen af type og fordeling af de kortlivede β/γ-nuklider er baseret på aktivitetsniveauerne angivet i Ølgaard (2003b) og i Dansk Dekommissionering (2010a). Ølgaard (2003b) bemærker, at den dominerende aktivitet af Eu-152 of Eu-154 er uventet, mens kun en mindre del af den forventede aktivitet af Co-60 blev observeret. Det aktive Eu begrundes med urenheder i grafitten.

De relative fordelinger og aktiviteter af nukliderne antages at være:

	H-3	Co-60	Eu-152	Eu-154
Brøkdel	0,70	0,003	0,261	0,036
GBq	2.800	12	1.044	144

Langlivede β/γ-nuklider

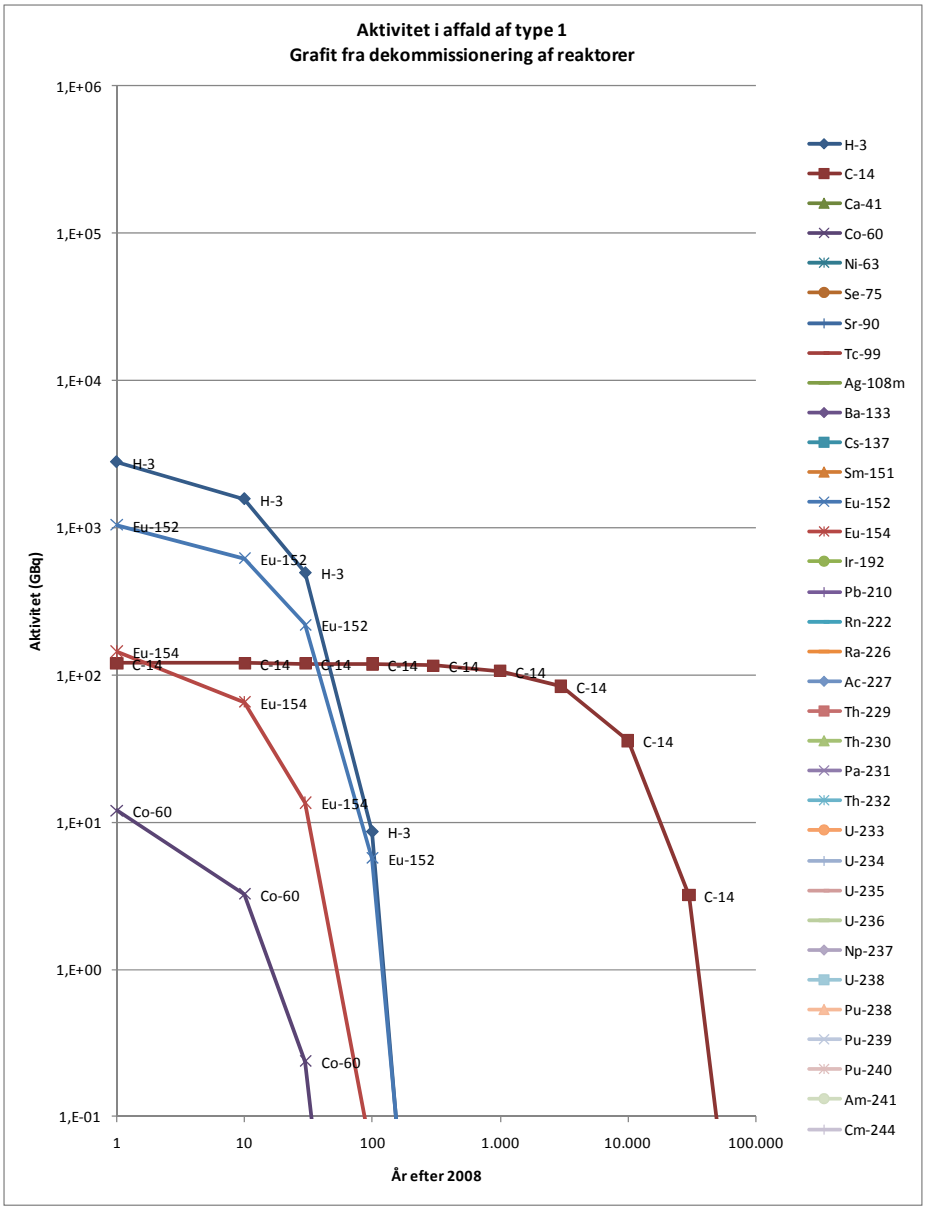
Langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- C-14

	C-14
Brøkdel	1
GBq	120

Aktivitet versus tid

Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.1.



Figur A.1: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for grafitaffald genereret under dekommissionering af DR1, DR2 og DR3.

Aluminium (type 2)

Reaktorernes trykbeholdere er fremstillet af aluminium. Affaldet ca. 17 ton aluminium udgøres af plader og rør af forskellig diameter. Store rør (med en diameter større end 75-100 mm) er opskåret. Mindre rør er endnu ikke blevet bearbejdet.

Ifølge Dansk Dekommissionering er en del af aluminiumaffaldet allerede pakket i 3 ISO-containere.

Aktivitet i 2008
Aktiviteten i dette affald er:

Kortlivede β/γ-nuklider:	20.400 GBq
Langlivede β/γ-nuklider:	-
α-nuklider:	0,7 GBq

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Co-60, Sr-90, Cs-137, Eu-152

Type og fordelinger af de kortlivede β/γ-nuklider stemmer overens med de aktivitetsniveauer, der nævnes i Ølgaard (2003c), Tabel 8.4, "Aluminium prøve" fra den termiske søjle fra DR2. Tabellen viser, at Co-60 er det dominerende nuklid. Tabel 4.23a i Dansk Dekommissionering (2010a) angiver en høj og ligeså dominerende aktivitet i affaldet fra DR3, hvilket skyldes Co-60. Dansk Dekommissionering (2010a) har ikke fordelt aktiviteten på de fire affaldstyper. Men baseret på Ølgaard (2003b) og det samlede aktivitetsniveau for aluminiumsaffaldet, er det rimeligt at antage, at en høj Co-60 aktivitet er forbundet med aluminiumsaffaldet.

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne anses at være:

	Co-60	Sr-90	Cs-137	Eu-152
Brøkdel	0,97	0,005	0,005	0,02
GBq	19.788	102	102	408

α-nuklider
α-nukliderne i dette affald antages at være:

- Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241

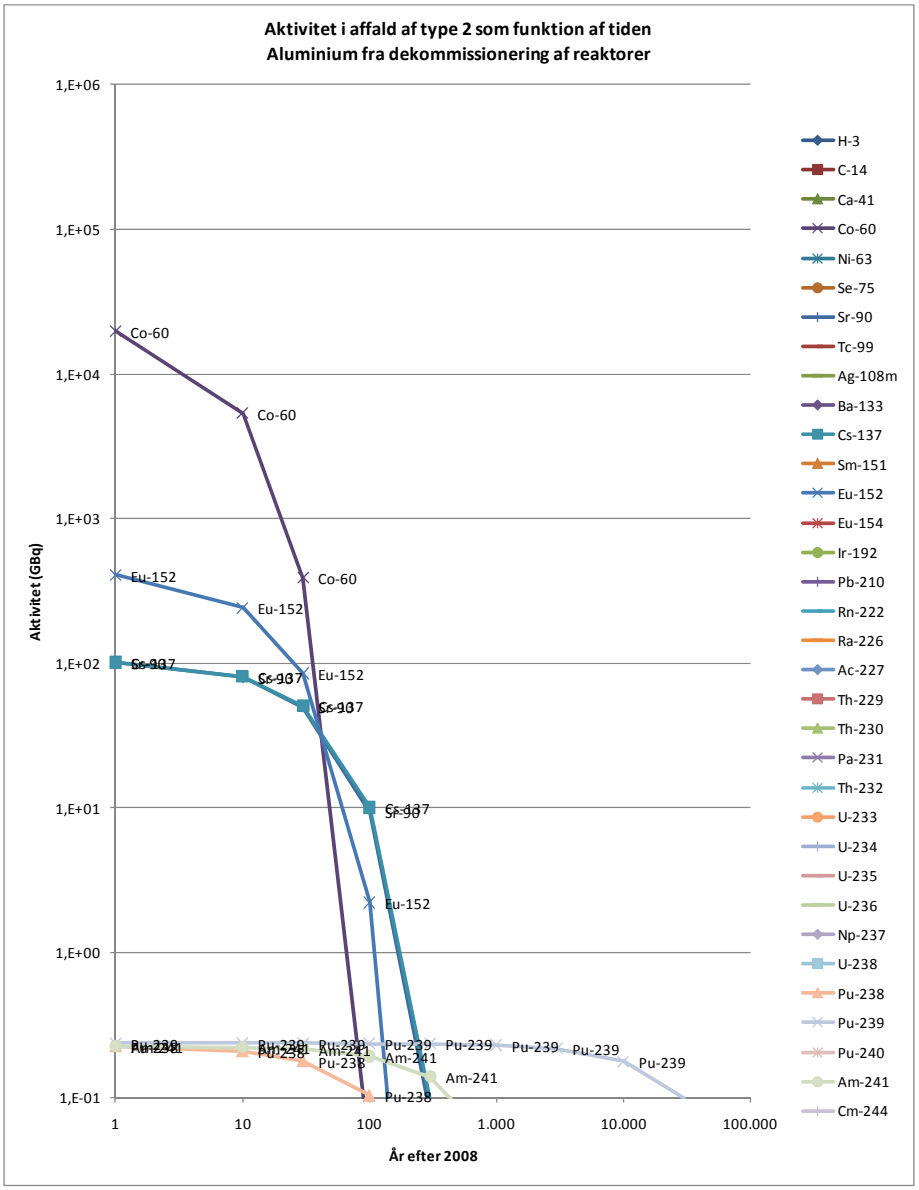
Den lave aktivitet fra α-nukliderne er fordelt baseret på et gennemsnit opgivet i Dansk Dekommissionering (2010a) for affald fra nedlukningen af alle tre reaktorer.

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne antages at være:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241
Brøkdel	0,323	0,338	0,016	0,323
GBq	0,2	0,2	0.01	0,2

Aktivitet versus tid

Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.2.



Figur A.2 Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for aluminiumsaffald opstået ved dekommissionering af DR1, DR2 og DR3

Stål og bly (type 3)

Affaldet er/vil blive sorteret i to kategorier "bly" og "stål". Generelt vil affald i kategorien "stål" ikke indeholde bly, dvs. de 2 typer affald vil næppe reelt have samme nuklidfordeling.

Omkring 50-70 ton af de estimeret i alt 345 ton affald vil bestå af bly. Blyet vil primært være på byggestensform (ca. 12-15 kg hver). Det eksisterende affald omfatter kun mindre mængder af bly, som primært har været brugt til afskærmning (byggesten) samt "blynæsen" fra DR2. Dette affald er primært pakket i stålcontainere. Nogle af byggestenene opbevares for øjeblikket på paller. Fremtidigt affald genereret under dekommissionering af DR3 vil omfatte bly i større mængder. Det er estimeret, at 6 ISO-containere er nødvendige til dette affald.

Stålaffaldet består mest af plader og rør, men genstande som støvsugere (indeholdende støv) er også omfattet. Prøver fra dekommissioneringsprocessen viser, at stålaffaldet fra trykbeholderne indeholder Co-60, Cs-137 og U-235, Dansk Dekommissionering (2008c). Tilstedeværelsen af uran skyldes forurening i forbindelse med forsøg. Nogle stålrør indeholder nuklider typisk for aktiveret barytbeton (se type 4), dvs. Ba-133, Eu-152 og mindre mængder af Co-60.

Stålet (ca. 728 m^3) består af forskellige stykker, som vil blive opskåret til passende størrelser for så at blive pakket tættest muligt i containere. Valget af container afhænger af aktivitetens intensitet og art. Til dette affald, er der behov for ca. 95 ISO-containere.

Aktivitet i 2008

Den samlede aktivitet er:

Kortlivede β/γ-nuklider:	66.600 GBq
Langlivede β/γ-nuklider:	18.000 GBq
α-nuklider:	1,5 GBq

Kortlivede β/γ-nuklider:
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- H-3, Co-60, Sr-90, Ba-133, Cs-137, Eu-152

Information vedrørende de kortlivede β/γ-nuklider er hentet i Ølgaard (2003b) og i Dansk Dekommissionering (2010a). I Dansk Dekommissionering (2010a) er der opgivet en høj aktivitet i dekommissioneringsaffaldet fra DR3, hvilket skyldes H-3 og Co-60. Dansk Dekommissionering (2010a) opdeler ikke affaldstyperne 1, 2, 3 og 4. Men baseret på Ølgaard (2003b) og det samlede aktivitetsniveau i stålaffaldet, blev det anset som rimeligt at antage, at den høje aktivitet grundet H-3 og Co-60 må tilskrives stålaffaldet. Dansk Dekommissionering (2008c) støtter denne information, idet afsnit 4 i referencen viser, at H-3 blev fundet i en prøve fra indersiden af DR2's kølesystem.

De relative fordelinger og aktiviteter af nukliderne antages at være:

	H-3	Co-60	Sr-90	Ba-133	Cs-137	Eu-152
Brøkdel	0,54	0,4	0,01	0,03	0,01	0,01
GBq	35.964	26.640	666	1.998	666	666

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Ni-63, Ag-108m

Informationer om de langlivede β/γ-nuklider er baseret på Dansk Dekommissionering (2010a) og affald fra dekommissionering af DR1, DR2 og DR3. Denne kilde angiver en høj aktivitet grundet Ni-63 og en lille mængde af Ag-108 i affaldet fra DR2 og DR3.

De relative fordelinger og aktiviteter af nukliderne antages at være:

	Ni-63	Ag-108m
Brøkdel	0,999	0,001
GBq	17.982	18

α-nuklider
α-nukliderne i dette affald antages at være:

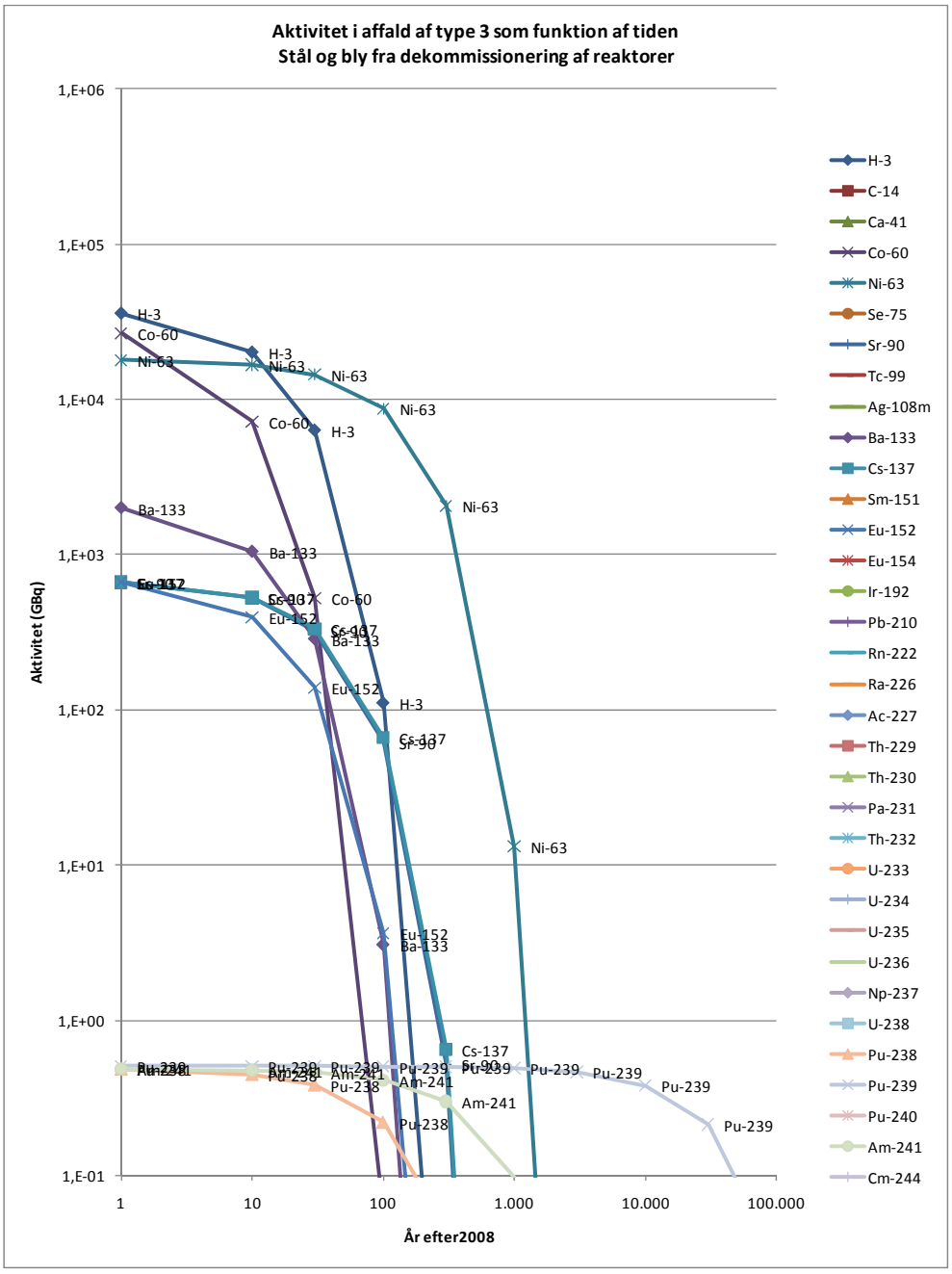
- Pu-238, Pu-239. Pu-240, Am-241

Den lave aktivitet af α-nukliderne er fordelt baseret på gennemsnit opgivet i Dansk Dekommissionering (2010a) for affald fra dekommissionering af alle tre reaktorer.

De relative fordelinger og aktiviteter af nukliderne er estimerede til at være:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241
Brøkdel	0,323	0,338	0,016	0,323
GBq	0,5	0,50	0,02	0,5

Aktivitet versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.3.



Figur A.3: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for stål- og blyaffald genereret under dekommissionering af DR1, DR2 og DR3.

Beton (type 4)

Betonen består delvist af ordinær beton og delvist af tung beton (med tyngde af baryt eller stål og en densitet på ca. 3,9 ton/m^3). DR3 betonen inkluderer 9 m^3 af "beton med stål kugler".

En del tunge betonaffald fra nedlukningen af DR2 har tilslag af bariumsulfat (baryt). Barytbetonen indeholder nuklider, som er typiske for aktiveret barytbeton, dvs. Ba-133, Eu-152 og små mængder af Co-60.

Den tunge beton fra dekommissioneringen af DR1 og DR2 indeholder stål. Stål indeholder nikkel. Ni-63 er opstået ved neutronbestråling af Ni-62, som er en af de stabile nikkelisotoper, der er til stede i stor mængde.

I forbindelse med nedtagningen vil der dannes mindre mængder betonstøv og tilsvarende. Støvet vil blive pakket i plastposer derefter i containere. Det er estimeret, at der i alt skal bruges 230 ISO-containere til betonen med den laveste aktivitet og til betonstøvet.

Da størstedelen af betonen befinder sig omkring DR3's reaktortank, har det inderste materiale den højeste aktivitet, hvorimod det yderste materiale kan frigives. Derfor er den totale mængde af denne affaldstype usikker. Det nuværende estimat er på 1.129 m^3 til deponering er sandsynligvis for lavt. Derfor er mængden forøget med 50 %.

Aktiviteten i 2008

Aktiviteten i affaldet er:

Kortlivede β/γ-nuklider: 570 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: 38.000 GBq
α-nuklider: 108 GBq

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- H-3, Co-60, Ba-133, Eu-152, Eu-154

Information vedrørende art og mængde af kortlivede β/γ-nuklider er fundet i Ølgaard (2003b). Ølgaard (2003b) opgiver, at "der muligvis også er noget tritium". Dog inkluderer dokumentet ikke nogen information vedrørende aktivitetsniveauet. Dansk Dekommissionering (2001a) opgiver en ikke ubetydelig aktivitet i dekommissioneringsaffaldet fra DR3, som skyldes Ba-133 og Eu-152. Dansk Dekommissionering (2010a) opdeler ikke på affaldstyperne 1, 2, 3 og 4. Men det antages - baseret på Ølgaard (2003b) og den samlede aktivitet i betonaffaldet, at den aktivitet, der stammer fra Ba-133 og Eu-152, er forbundet med betonaffaldet. Andre nuklider vil være til stede i mindre mængder (og især mindre mængder sammenlignet med aktiviteten af disse nuklider i de andre tre typer af dekommissioneringsaffald).

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne er estimeret til at være:

	H-3	Co-60	Ba-133	Eu-152	Eu-154
Brøkdel	0,15	0,02	0,66	0,16	0,01
GBq	86	11	376	91	6

Langlivede β/γ-nuklider:

Information vedrørende arten af de langlivede β/γ-nuklider er baseret på Dansk Dekommissionering (2010a). De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Ni-63, Ca-41

Dansk Dekommissionering (2010a) opgiver en høj aktivitet, stammende fra Ni-63 i affaldet fra DR2 og DR3. Antageligt stammer dette fra neutronaktivering af stålkugler i betonen.

Kilden viser også tilstedeværelse af C-14, Cl-36, Ni-59, Mo-93, Nb-94 og Ag-108m, men kun i meget små mængder.

	Ni-63	Ca-41
Brøkdel	0,9995	0,0005
GBq	37.981	19

α-nuklider

α-nukliderne i dette affald antages at være:

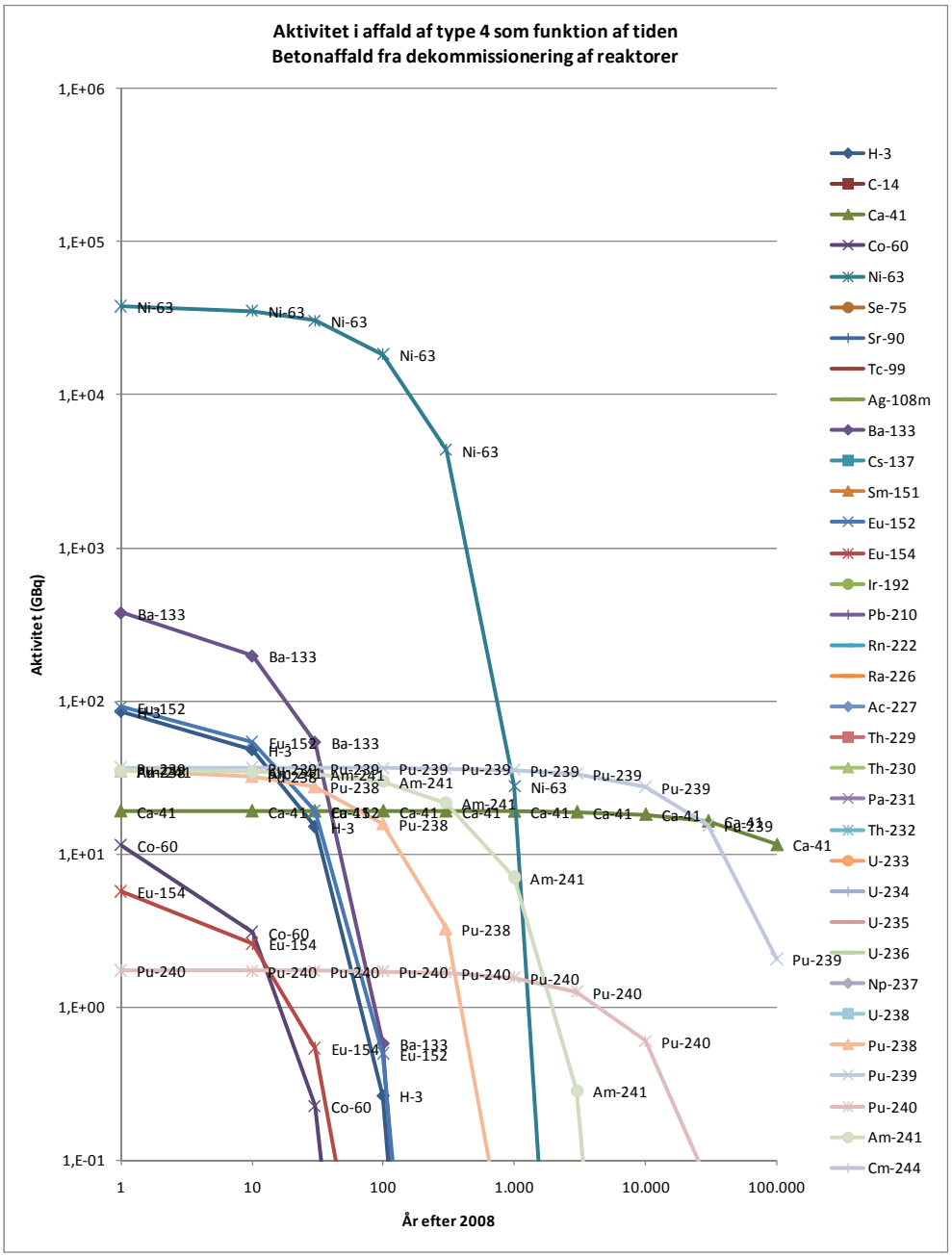
- Pu-238, Pu-239. Pu-240, Am-241

Den aktivitet, som skyldes α-nukliderne, er fordelt baseret på gennemsnit opgivet i Dansk Dekommissionering (2010a) for affald fra dekommissionering af alle tre reaktorer. De relative fordelinger og aktiviteter af nukliderne er estimerede til at være:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241
Brøkdel	0,323	0,338	0,016	0,323
GBq	35	37	2	35

Aktiviteten versus tid

Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.4.



Figur A.4: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for betonaffald genereret under dekommissionering af DR1, DR2 og DR3.

A.1.2 Dekommissionering af Hot Cell

Rustfrit stål og bly (type 5)

Det antages, at 15 ton bly fra Hot Cell anlægget vil skulle oprenses og frigives. Derfor er det tidligere estimat på 3 ton udarbejdet af Dansk Dekommissionering sat for lavt. Affaldet indeholder et par 2 x 2 m stålskydedøre, som vil skulle håndteres separat, pga. deres størrelse - såfremt de skal deponeres. I forstudiet er det antaget, at skydedørene dekontamineres og derfor ikke skal medtages i det affald, som skal deponeres.

Dekontaminering af affaldsenheder ved brug af sandblæsning vil flytte aktiviteten til blæsematerialet. Dette materiale er inkluderet i affaldstype 8.

Beton (type 6)

Betonaffald fra dekontaminering af Hot Cell er pakket i stålcontainere. Aktiviteten af affaldet er ikke medtaget i Tabel 2.1, da den ikke kendes på nuværende tidspunkt. Dansk Dekommissionering bedømmer, at volumen og aktivitet vil være uden betydning.

Affald fra loft (type 7)

Den præcise sammensætning af affaldet fra loftet over Hot Cell kendes ikke. Affaldet vil indeholde filtre og rør fra dele af udluftningssystemet, så vel som forskelligt lettere kontamineret udstyr, som blev placeret der, da anlægget blev lukket ned. Det affald, som ikke kan dekontamineres, vil blive deponeret. Det forventes, at de fleste genstande vil blive dekontamineret, hvilket resulterer i, at aktiviteten bliver overført til rengøringsmidlet.

Aktiviteten er ikke opgivet i Tabel 2.1, da den ikke er kendt på nuværende tidspunkt. Dansk Dekommissionering anser, at aktiviteten vil være ubetydelig i forhold til andre affaldstyper fra anlægget.

Sekundært affald (type 8)

Denne type affald omfatter materialer, som er blevet dannet i forbindelse med dekontaminering af Hot Cell, f.eks. sand og malingsstøv fra sandblæsningen af de indvendige overflader af cellerne (indeholder PCB-maling). Det eksisterende affald er fyldt i 210 l betonforede ståltromler. Det er estimeret, at den totale mængde af affald vil give 100-120 fulde tromler. Dansk Dekommissionering planlægger at anbringe tromlerne i stålcontainere (indeholdende 6 tromler hver). Der skal bruges i alt 20 stålcontainere.

Materialet vil overvejende være forurenet med Cs-137 og muligvis med Co-60 piller.

<u>Aktiviteten i 2008</u>
Den estimerede aktivitet er:

Kortlivede β/γ-nuklider:	3.000 GBq
Langlivede β/γ-nuklider:	1 GBq
α-nuklider:	160 GBq

Den relative fordeling af nukliderne og aktiviteten er baseret på information fra Dansk Dekommissionering (2001a), da de totale aktivitetsniveauer her stemmer godt overens med niveauerne listet ovenfor.

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Co-60, Sr-90, Cs-137, Eu-152, Eu-154

	Co-60	Sr-90	Cs-137	Eu-152	Eu-154
Brøkdel	0,02	0,4	0,57	0,01	0
GBq	60	1.200	1.710	30	0

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Tc-99

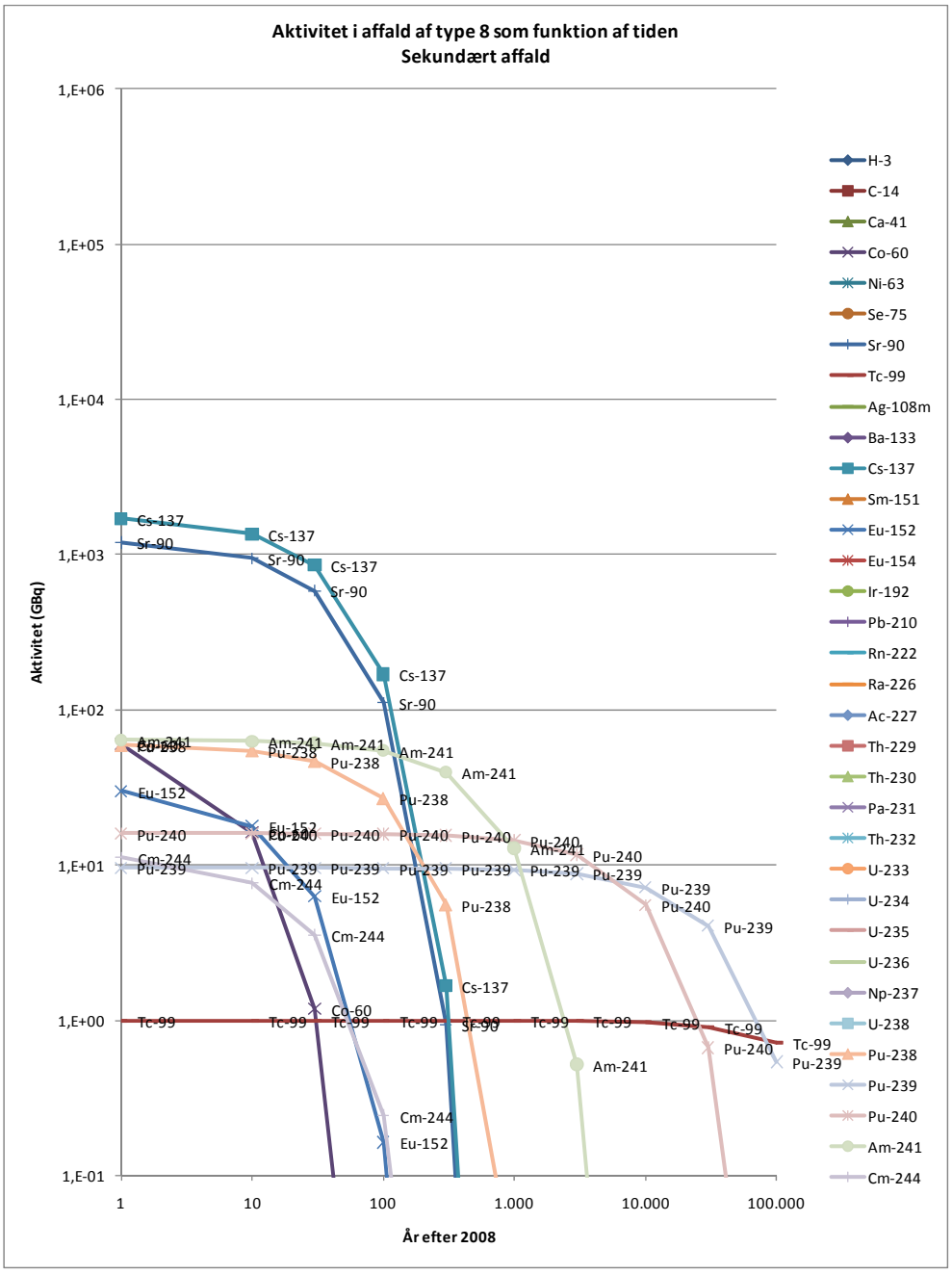
	Tc-99
Brøkdel	1
GBq	1

α-nukliderne
α-nukliderne i dette affald antages at være:

- Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241, Cm-244

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241	Cm-244
Brøkdel	0,37	0,06	0,10	0,40	0,07
GBq	59	10	16	64	11

Aktiviteten versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.5.



Figur A.5: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for sekundært affald genereret under dekommissionering af Hot Cell

A.1.3 Eksisterende affald med lav aktivitet

Affald fra vandbehandlingsanlægget (type 9)

Inddampningsrester (salte og slam) fra spildevandsrensningsanlægget er pakket i 210 l betonforede ståltromler. Ældre tromler (398 styk) har rustskader. Nyere tromler (ca. 700 styk) indeholder bituminiserede inddampningsrester. Dette er vanskeligt, da bitumenproduktet er hygroskopisk og sveller, hvorved tromlerne deformerer og åbner. Ødelagte tromler skal ompakkes i stålcontainere.

<u>Aktivitet i 2008</u>
Aktiviteten er:

Kortlivede β/γ-nuklider: 1.800 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: 0,5 GBq
α-nuklider: 130 GBq

Den totale aktivitet opgivet i Dansk Dekommissionering (2001a) for følgende "Inddamp konc.", "Bit næser", "Bituminiseret" og "20 Cs højeste" er i overensstemmelse med aktivitetsniveauerne listet ovenfor. Derfor antages det, at fordelingen af nuklider vist i Dansk Dekommissionering (2010a) er repræsentativ. Dog er det affald, som indeholder Sm-151 inkluderet i affaldstype 11 i overensstemmelse med Dansk Dekommissionering (2010d).

Oplysningerne viser yderligere at nogle af tromlerne indeholder små mængder af langlivede nuklider. Dansk Dekommissionering vurderer, at 10 % at tromlerne indeholder op til 10 g aktivt uran plus 2 g transuraner. Dette stemmer overens med, at den totale aktivitet af disse grundstoffer er omkring 0,2 GBq. Dette er af samme størrelsesorden som aktiviteten af uran opgivet i Dansk Dekommissionering (2010a).

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β-nuklider i dette affald antages at være:

- Co-60, Sr-90, Cs-137, Eu-154

De relative fordelinger og aktiviteten af nukliderne antages at være:

	Co-60	Sr-90	Cs-137	Eu-154
Brøkdel	0,009	0,39	0,562	0,039
GBq	16	702	1.012	70

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Tc-99

De relative fordelinger og aktiviteten af nukliderne antages at være:

	Tc-99
Brøkdel	1
GBq	0,5

α-nuklider
α-nukliderne i dette affald antages at være:

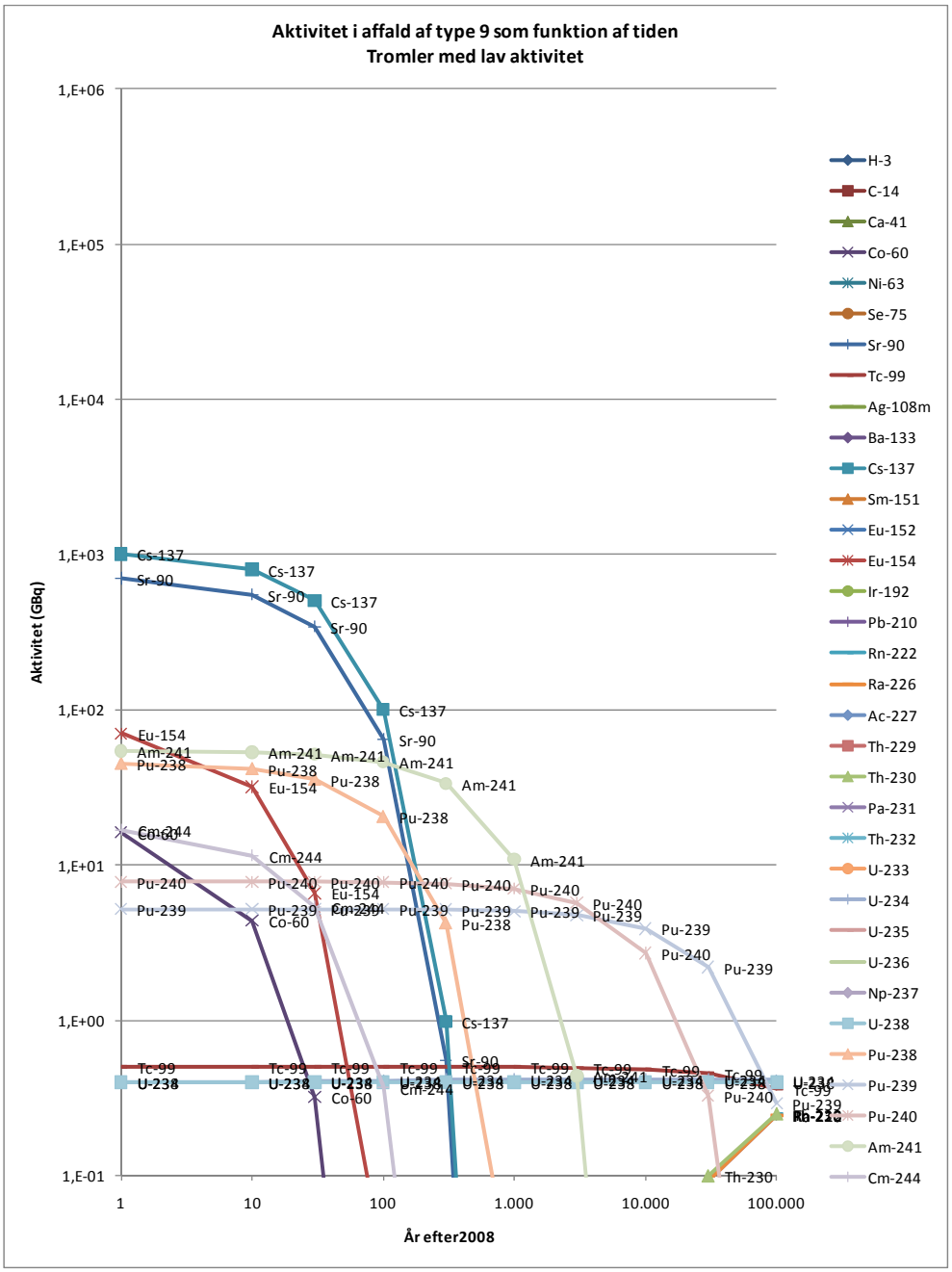
- Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241, Cm-244 og meget små mængder U-234, U-235, U-238

De relative fordelinger og aktiviteten af nukliderne antages at være:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241	Cm-244
Brøkdel	0,35	0,04	0,06	0,42	0,13
GBq	45	5	8	54	17

	U-234	U-235	U-238
Brøkdel	0,003	0,0006	0,003
GBq	0,4	0,09	0,4

Aktiviteten versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.6.



Figur A.6: Lavaktivt affald. Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for affald fra vandrensningsanlægget (type 9) i tromler.

Komprimeret affald og jord (type 10)

388 af i alt ca. 4.400 tromler er fyldt med forurenet jord (jordforurening med Sr-90 og spor af Cs-137 i overensstemmelse med Dansk Dekommissionering (2010a), strontium osv.). Omkring 65 % af disse tromler er blevet yderligere emballeret i 280 l tromler.

Den øvrige del af disse tromler indeholder forskellige slags affald, som er fyldt på 210 l betonforede tromler og presset sammen, før tromlerne blev lukkede. Denne del af affaldet kan indeholde kontamineret udstyr eller materialer, eksempelvis aluminium, stål, glas, plastik, gummi, klude og papir. Omkring 300 af disse tromler indeholder langlivede nuklider, som sandsynligvis kommer fra

røgdetektorer, dvs. små Am-241 kilder. Genstandene vil sandsynligvis være beskadigede, i forbindelse med at affaldet er komprimeret for at reducere volumen.

Det samlede aktivitetsniveau stemmer godt overens med det opgivne niveau i Dansk Dekommissionering (2010a) under overskrifterne "Presset lavakt." og "Sr jord", og nuklidfordelingen antages at være som angivet i denne kilde. Dog er Sm-151 inkluderet i affaldstype 3 i overensstemmelse med Dansk Dekommissionering (2010).

Aktiviteten i 2008
Den totale aktivitet i affaldet er:

Kortlivede β/γ-nuklider: 2.600 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: 0,6 GBq
α-nuklider: 170 GBq

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Co-60, Sr-90, Cs-137, Eu-154

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne antages at være:

	Co-60	Sr-90	Cs-137	Eu-154
Brøkdel	0,24	0,31	0,42	0,03
GBq	624	806	1092	78

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Tc-99

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne antages at være:

	Tc-99
Brøkdel	1
GBq	0,6

α-nuklider
α-nukliderne i dette affald antages at være:

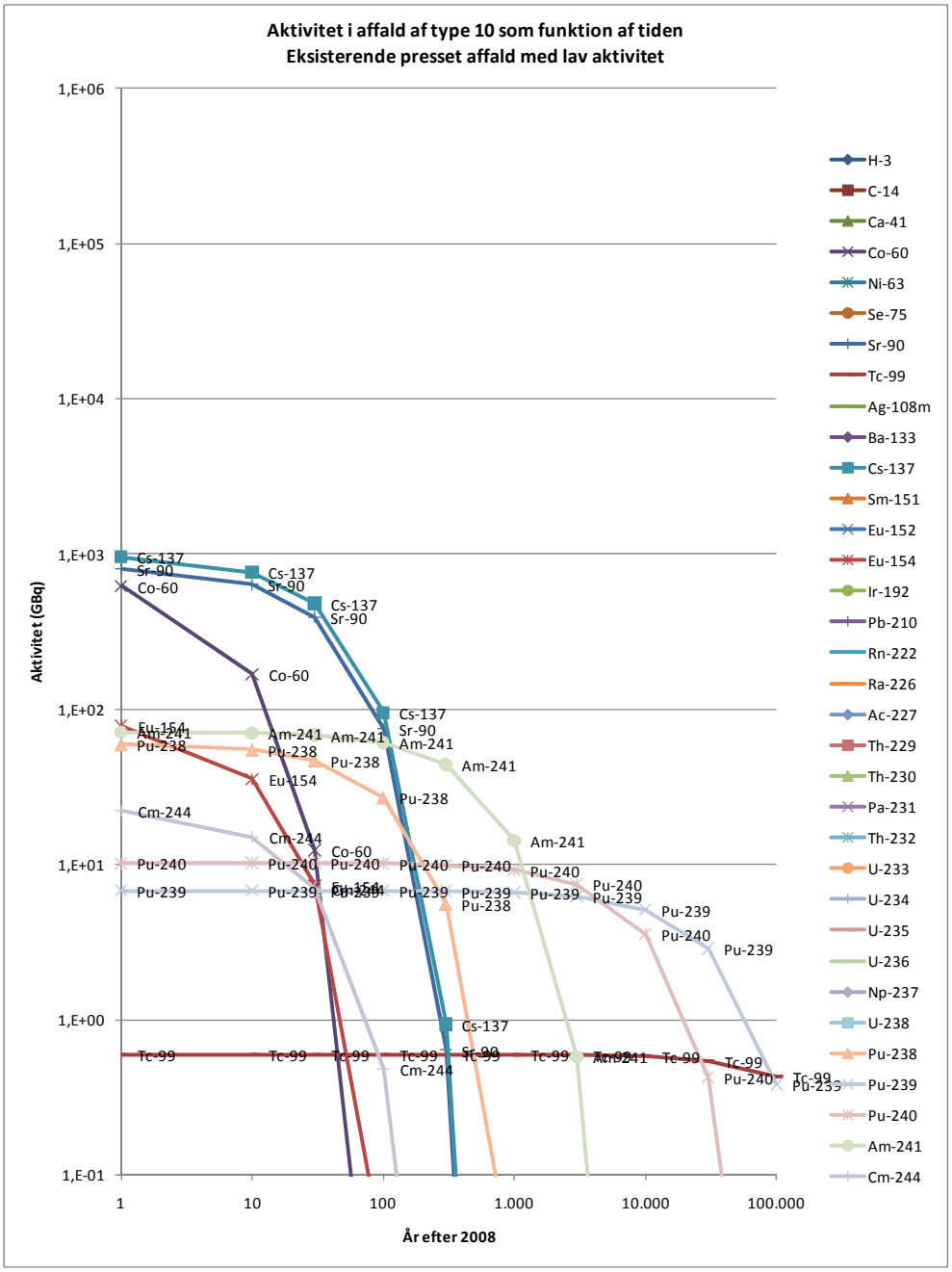
- Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241, Cm-244

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne antages at være:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241	Cm-244
Brøkdel	0,35	0,04	0,06	0,42	0,13
GBq	60	7	10	72	22

Aktivitet versus tid

Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.7.



Figur A.7: Lavaktivt affald. Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for presset affald (type 10) i tromler.

A.1.4 Mellemaktivt affald

Affald fra DR3 (type 11)

Denne type affald omfatter 17 rustfri stålcontainere, 40 stk. 210 l galvaniserede, betonforede ståltromler og to meget store genstande.

De rustfri stålcontainere indeholder "CCAs" (2,1 m kontrolarme fra DR3 og 0,8 m underplugs, som bærer armene). Armene repræsenterer 680 kg aktiveret rustfrit stål og 150 kg aktiveret cadmium. Materialet er aktivt og indeholder Ni-63 samt en betydelig mængde af Co-60. Underplugs består af rustfrit stål udstøbt med tung beton.

Det aktuelle aktivitetsniveau er højt pga. Co-60. Derfor er affaldet vanskeligt at håndtere, og det vil sandsynligvis kræve yderligere afskærmning før det kan flyttes til depotet.

De 40 galvaniserede tromler, indeholder affald med et noget lavere aktivitetsniveau.

De to meget store genstande er "top shield plug (TSP)" og "top sheild ring (TSR)" fra DR3. Som de fremtræder nu er de 2 genstande for store til at pakkes i standard containere. Det skal undersøges, om det er muligt at neddele de store genstande, så de kan pakkes i ISO-containere. Alternativt pakkes de i specialfremstillede stålcontainere. Dimensionerne af genstandene er:

- TSP del: ø2500 mm, højde: 1.800 mm, vægt: 55 tons.
- TSR del: ø2940 mm, højde: 1.700 mm, vægt: 40-65 tons.

Det er estimeret, at hver genstand vil kunne rummes i 8 ISO-containere.

Aktivitet i 2008
Den totale aktivitet er:

Kortlivede β/γ-nuklider:	5.400 GBq
Langlivede β/γ-nuklider:	18.000 GBq
α-nuklider:	-

Det er estimeret i Dansk Dekommissionering (2010b), at aktiviteten af armene i år 2000 var: 2.400 GBq Ni-63; 22 GBq Ni-59; 560 GBq Co-60 og 90 GBq Cd-113. Derudover 0,2 GBq C-14; 0,1 GBq Cl-36 og 0,02 GBq Nb-94. Dansk Dekommissionering (2010b) estimerer også, at aktiviteten i år 2000 af et gammelt sæt underplugs var 3.200 GBq Co-60; 14.000 GBq Ni-63 og 130 GBq Ni-59. Et nyt sæt underplugs, som skal fjernes fra DR3, er estimeret til kun at indeholde 1/3 af aktiviteten af de langlivede nuklider.

Nuklidfordelingen listet ovenfor stemmer godt overens med aktiviteten opgivet for affaldet beskrevet som "C+T lager fra DR3" i Dansk Dekommissionering (2010a). Dermed vil den samlede aktivitet af affaldet i Dansk Dekommissionering (2010a) fordeles på nukliderne som vist nedenfor. De nuklider, som ikke er identificerede i Dansk Dekommissionering (2010b) er antaget at findes i de 40 tromler.

Oven i dette har Dansk Dekommissionering (2010d) opgivet, at de 15 GBq + 20 GBq Sm-151 angivet i Dansk Dekommissionering (2010a) for lavaktivt affald også er inkluderede i affaldet.

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Co-60, Sr-90, Cs-137

De relative fordelinger og aktiviteter af disse nuklider antages at være:

	Co-60	Sr-90	Cs-137
Brøkdel	0,995	0,002	0,003
GBq	5.373	11	16

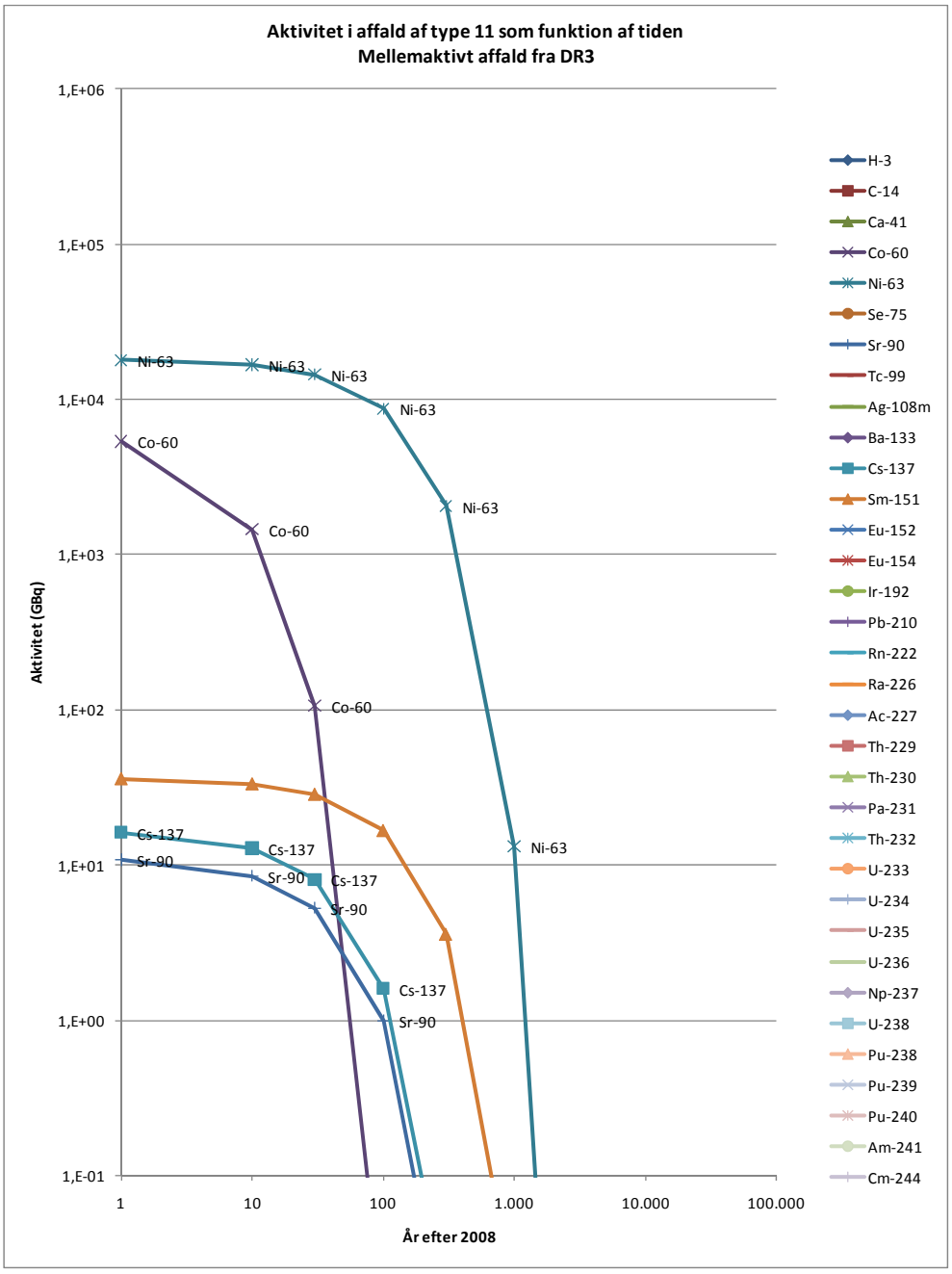
Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Ni-63, Sm-151

De relative fordelinger og aktiviteter af disse nuklider anses for at være:

	Ni-63	Sm-151
Brøkdel	0,998	0,002
GBq	17.964	36

Aktivitet versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.8.



Figur A.8: Mellemaktivt affald. Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for affald fra DR3 (type 11)

Affald fra Hot Cell (type 12)

Dette affald består af 180 tromler med forskellige affaldsgenstande fra Hot Cell, 40 A-bøtter plus nogle genstande, som er for lange til at blive emballeret i tromler.

De 180 affaldstromler er 210 l betonforede, galvaniserede tromler indeholdende forskelligt affald fra driften af Hot Cell.

A-bøtter er cylinderformede rustfri stålbeholdere (vægtykkelse på 1,25 mm). Den indre diameter af dem er 22 cm, og højden er 87 cm. Volumen af en A-bøtte er omkring 30 l. A-bøtterne indeholder brugt brændsel. Inden deponering

skal A-bøtterne emballeres yderligere under hensyn til den valgte depottype. Dette vil kræve fjernbetjent udstyr.

Nogle genstande fra Hot Cell er for store til at blive emballeret i tromler. De faktiske maksimale mål kendes endnu ikke, men nogle af genstandene skal evt. deles.

På grund af den generelle usikkerheden om emballeringen af en del af affaldet kan det præcise antal containere, der vil være nødvendige, ikke fastsættes nu. Det antages, at der vil blive behov for at deponere 70 containere.

Aktiviteten i 2008
Aktiviteten er:

Kortlivede β/γ-nuklider: 33.000 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: 147 GBq
α-nuklider: 1.300 GBq

Affaldet antages at være det samme som det affald, der er beskrevet i Dansk Dekommissionering (2010a) som "C+T lager fra Hot Cell", "C-Gruber mest Hot Cell" og A-bøtter alm". Det samlede aktivitetsniveau stemmer godt overens med den aktivitet, der er listet ovenfor.

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Co-60, Sr-90, Cs-137, Eu-154

De relative fordelinger og aktiviteter af disse nuklider antages at være:

	Co-60	Sr-90	Cs-137	Eu-154
Brøkdel	0,65	0,14	0,2	0,01
GBq	21.450	4.620	6.600	330

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Tc-99, Sm-151

De relative fordelinger og aktiviteter af disse nuklider antages at være:

	Tc-99	Sm-151
Brøkdel	0,02	0,98
GBq	3	144

α-nuklider

α-nukliderne i dette affald antages at være:

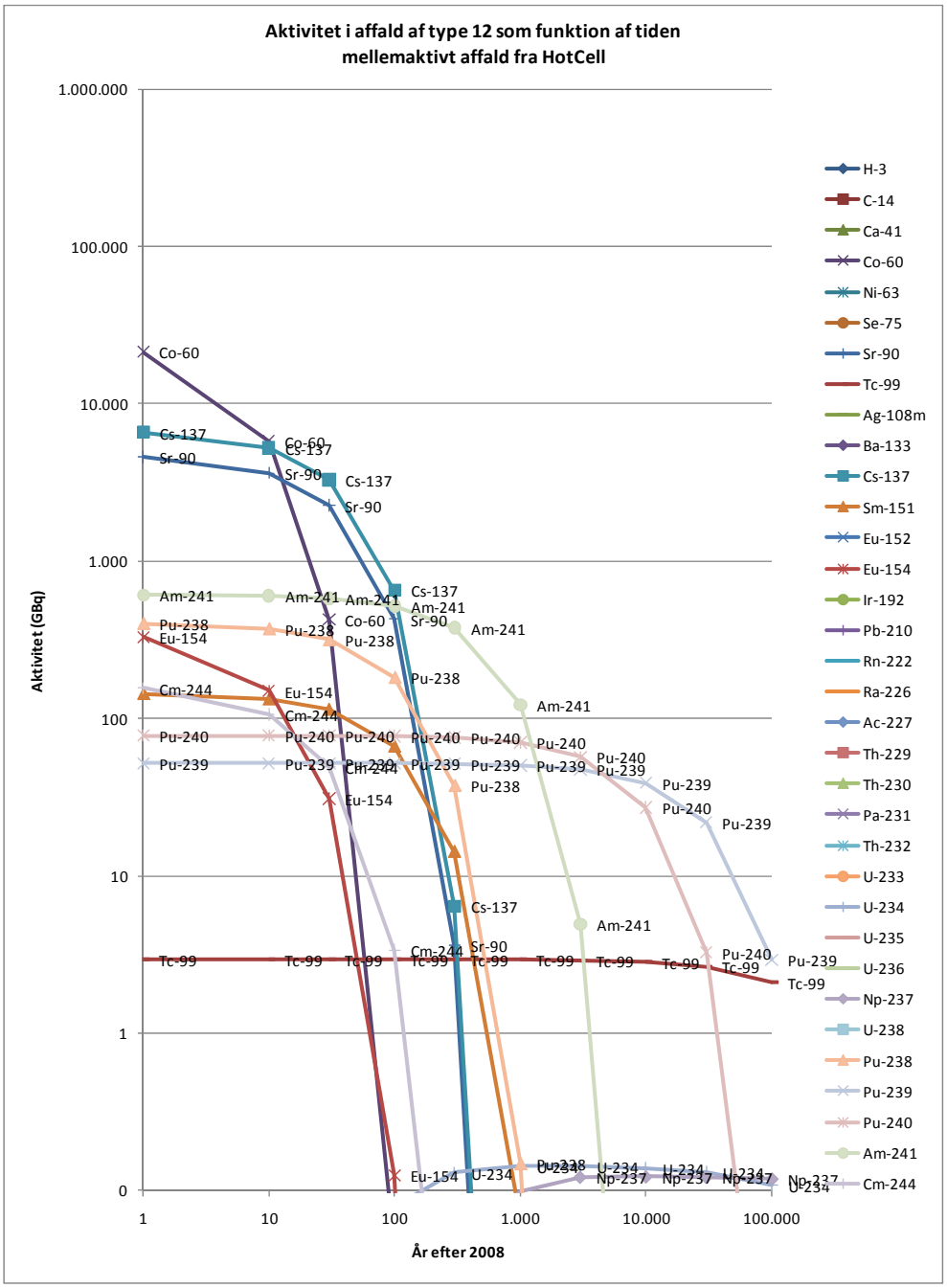
- Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241, Cm-244 og meget små mængder af U-234, U-238

De relative fordelinger og aktiviteter af disse nuklider antages at være:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241	Cm-244
Brøkdel	0,31	0,04	0,06	0,47	0,12
GBq	403	52	78	611	156

Aktivitet versus tid

Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.9.



Figur A.9: Mellemaktivt affald. Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for affald genereret ved Hot Cell (type 12)

Mellemaktivt affald, ekstern oprindelse (type 13)

Størstedelen af affald af type 13 er af ekstern oprindelse. Affaldet omfatter både kilder og almindeligt, men kontamineret affald. Kilderne kommer primært fra eksterne leverandører (industri og hospitaler). Nogle af kilderne er pakket i 18 210 l betonforede, galvaniserede tromler.

Udover disse 18 tromler, indeholder affaldstype 13 også en del uspecificeret affald. Heriblandt findes to store kilder: Én Co-60 kilde fra Skejby Sygehus, samt en Cs-137 kilde fra Rigshospitalet. Kilderne indeholder Co-60 med en

aktivitet på 33.000 GBq og Cs-137 med en aktivitet på 30.000 GBq. Det forventes ikke, at Dansk Dekommissionering vil modtage så stærke kilder i fremtiden. Derudover indeholder affaldet en del kilder med oprindelse i SIS' og Risø's aktiviteter.

Affaldet er i dag pakket i 210 l galvaniserede betonforede ståltromler. Hvis det besluttes, at nogle kilder skal deponeres i et borehul, vil det være nødvendigt, at de tromler, som de i dag er opbevaret i, ompakkes.

Aktivitet i 2008
Aktivitetsindholdet for denne gruppe af mellemaktivt affald er:

Kortlivede β/γ-nuklider:	370.000 GBq
Langlivede β/γ-nuklider:	300 GBq
α-nuklider:	1.500 GBq

Denne type affald er mht. de kortlivede nuklider en væsentlig bidragyder til den samlede aktivitet af affaldet. Den opgivne udgør ca. 30 % af den totale aktivitet af kortlivede nuklider i hele affaldsmængden.

Detaljeret information om nuklidindholdet af størstedelen af affaldet fra de eksterne leverandører er tilgængeligt i Dansk Dekommissionering (2009c). Det vides, at noget af dette affald er blevet pakket sammen med lavaktivt affald (type 10). Dog er det for forstudiets formål antaget, at eksternt affald kun er inkluderet i affald af type 13. I betragtning af den meget lave totale aktivitet i affald af type 10 er dette en rimelig simplificering.

I overensstemmelse med Dansk Dekommissionering (2009c) inkluderer det eksterne affald en lang liste af nuklider. Disse er listet nedenfor sammen med aktiviteten af affaldet. Dog er kun nuklider med et aktivitetsniveau på over 1 GBq inkluderet.

Kortlivede β/γ-nuklider:

	H-3	P-32	P-33	S-35	Ar-41	Fe-55	Co-57	Co-60
GBq	3.789	4	1	4	1	2	22	38.371
Brøkdel	0,048	0	0	0	0	0	0	0,486

	Se-75	Kr-85	Sr-90	Cd-109	Sn-113	I-125	I-131	Ba-133
GBq	1.730	197	42	3	2	18	1	1
Brøkdel	0,022	0	0,001	0	0	0	0	0

	Cs-137	Pm-147	Eu-152	Gd-153	Ir-192	Pb-210
GBq	31.771	13	10	28	3.197	7
Brøkdel	0,403	0	0	0	0,041	0

Langlivede β/γ-nuklider:

	C-14	Ni-63	Kr-81
GBq	420	39	29
Brøkdel	0,915	0,085	0

α-nuklider:

	Ra-226	U-238	Pu-238	Am-241	Am-243
GBq	246	4	3	2.955	2
Brøkdel	0,077	0,001	0,001	0,921	0,001

Den totale aktivitet af dette eksterne affald er baseret på information fra Dansk Dekommissionering (2009c):

Kortlivede β/γ-nuklider: 79.203 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: 488 GBq
α-nuklider: 3.210 GBq

Nuklider i affald af ekstern oprindelse i årene fremover
For at kunne opgøre nuklidindholdet i det eksterne affald, som bliver sendt til Dansk Dekommissionering for endelig deponering i år 2040, er den information, der er givet i Dansk Dekommissionering (2009c) ekstrapoleret, idet der hvert år er tilføjet en yderligere mængde af hvert nuklid svarende til gennemsnittet i perioden 2000-2009. Dog medregnes ikke de to stærke kilder og heller ikke fremtidige nye, store kilder. Der er taget hensyn til henfald, da nogle nuklider har meget korte halveringstider.

Det resterende mellemaktive affald
Når man subtraheret estimatet for affaldet af ekstern oprindelse for år 2008 fra aktiviteten angivet i Tabel 2.2 i hovedrapporten viser det sig, at der endnu ikke er redegjort for en ganske stor aktivitet stammende fra kortlivede β-nuklider.

Kortlivede β/γ-nuklider: 290.000 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: Små mængder
α-nuklider: Små mængder

Det antages, at årsagen til dette er de kilder, der er beskrevet i Dansk Dekommissionering (2010a) som "Kilder p.t. i brug i DK ifølge SIS og Risø oplysninger". Dermed er kilderne delvist af ekstern oprindelse og delvist kilder, som har været brugt på Risø. Aktiviteten af dette affald er dog i alt af størrelsesordenen

800.000 GBq (henfald taget i betragtning op til år 2008), stammende fra kortlivede β-nuklider og 12.000 GBq stammende fra α-nuklider.

For forstudiets formål antages det, at alle kilder opgivet, bortset fra nogle Co-60, Cs-137 og Am-241 kilder, er inkluderet i affald af type 13. Nukliderne listet nedenfor antages at være årsag til den resterende aktivitet i affaldet af type 13.

Kortlivede β/γ-nuklider: H-3, Co-60, Sr-90, Cs-137

De relative fordelinger og aktiviteter af disse nuklider i 2008 estimeres til:

	H-3	Co-60	Sr-90	Cs-137
GBq	800	144.200	800	144.200
Brøkdel	0,003	0,497	0,003	0,497

α-nuklider: Ra-226, U-234, U-238

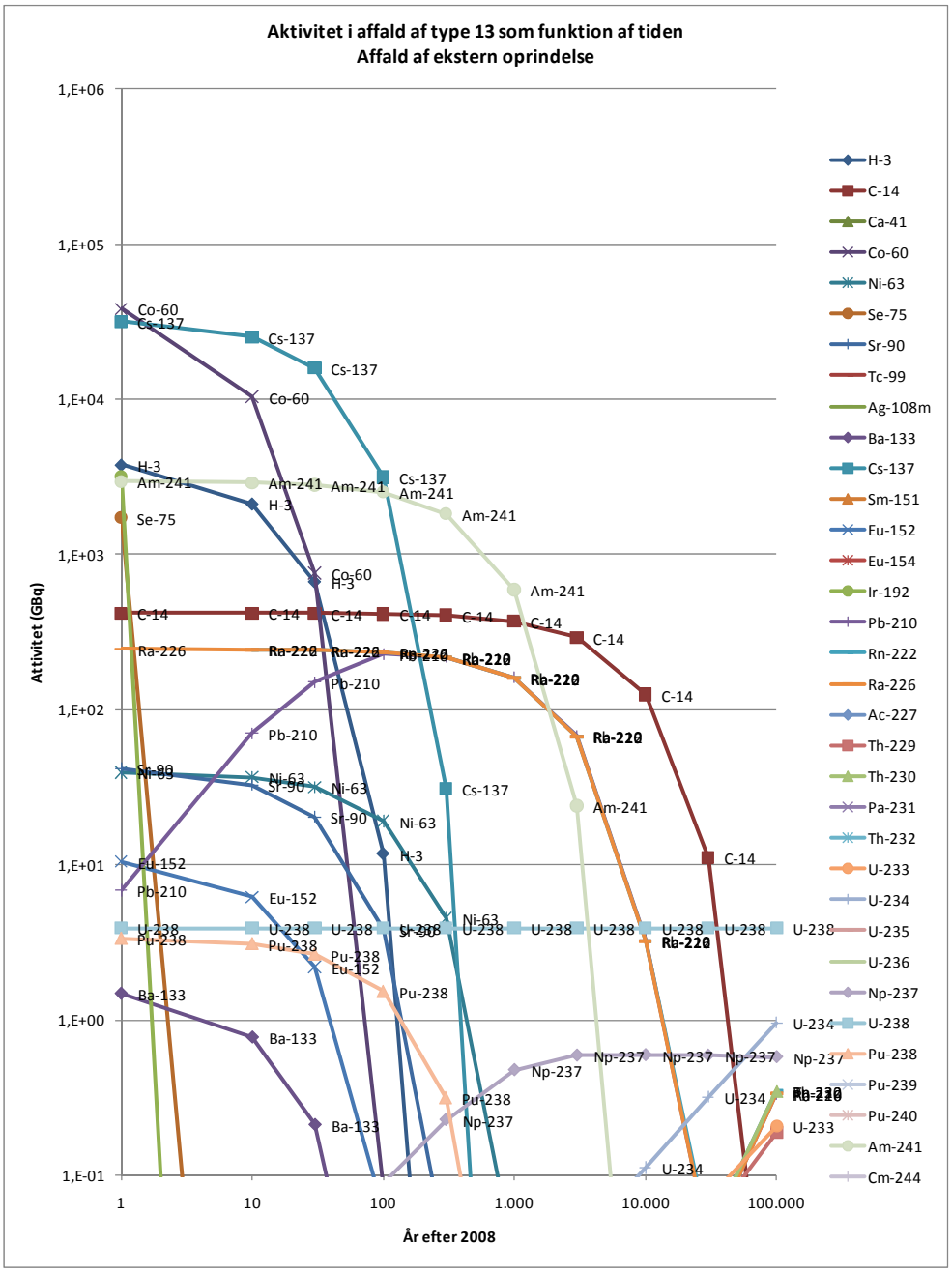
De relative fordelinger og aktiviteter af disse nuklider i 2008 estimeres til:

α-nuklider:

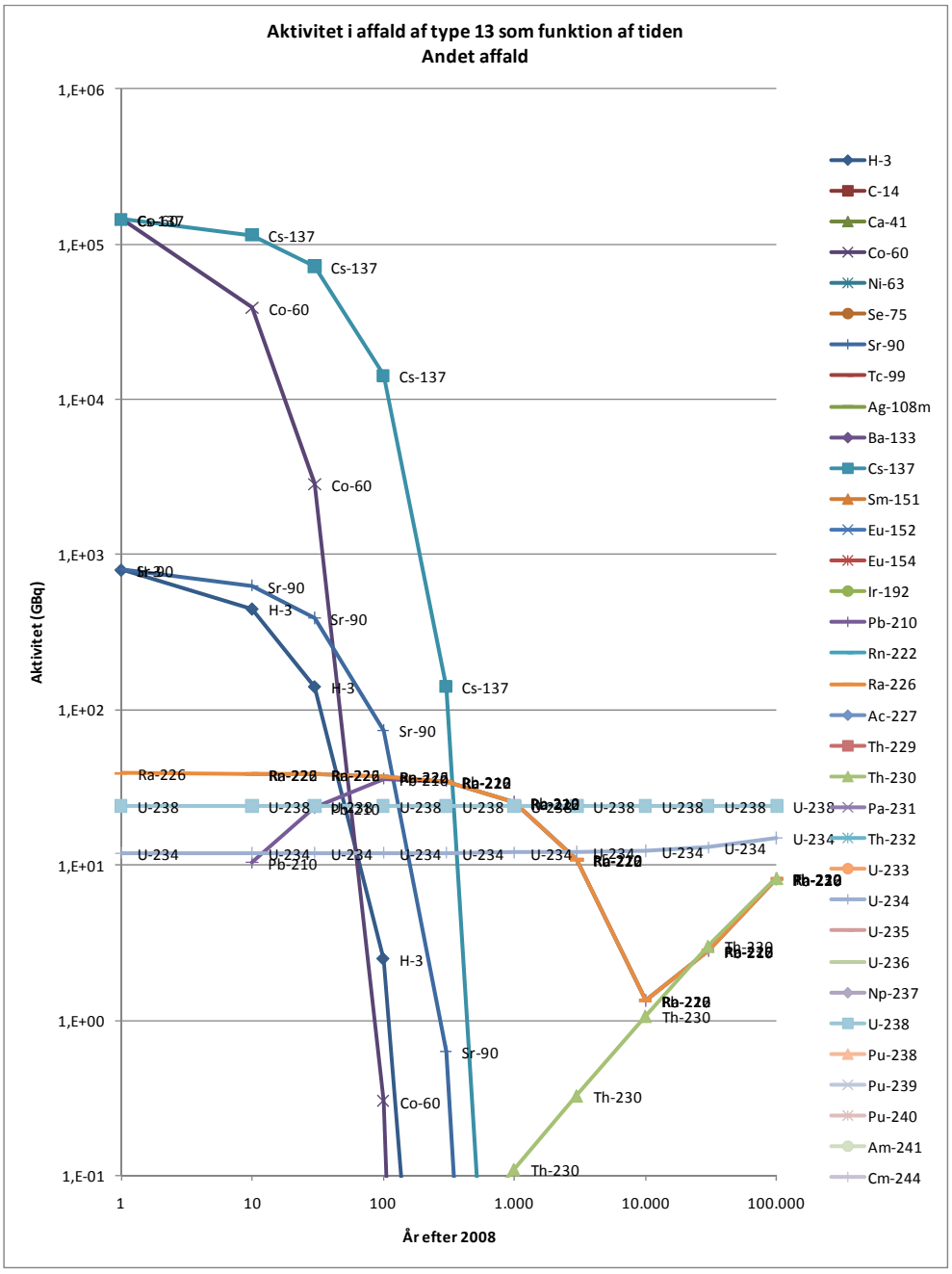
	Ra-226	U-234	U-238
GBq	39	12	24
Brøkdel	0,52	0,16	0,32

Aktivitet versus tid

Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.10a og A.10b.



Figur A.10a: Mellemaktivt affald af ekstern oprindelse. Estimeret aktivitet i GBq versus tid (2008) (type 13, del a)



Figur A.10b: Yderligere mellemaktivt affald. Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) (type 13, del b)

A.1.5 Særligt affald

Det særlige affald kan pakkes i stålcontainere og deponeres sammen med resten af affaldet, eller en del af det kan ompakkes i kanistre og placeres i et borehul.

Volumen af det pakkede affald opgivet i Tabel 2.1 og Tabel 2.2 i hovedrapporten, refererer til volumen af affaldet pakket i stålcontainere. Når affaldet er pakket for deponering i et borehul, vil volumen af affaldet være betydeligt mindre.

Grundet de høje aktivitetsniveauer vil ompakning kræve et Hot Cell anlæg til fjernstyret pakning af affaldet.

For dette affald gælder, at der skal tages hensyn til kritikaliteten af visse nuklider, dvs. affaldet skal separeres i mindre mængder og deponeres med en vis afstand for at reducere sandsynligheden for en kædereaktion.

Omkring 20 større kilder (type 14)

Selvom det forsøges at eksportere alle de største kilder, vil det stadig være nødvendigt, at nogle sendes til depotet. Det antages, at affaldet vil inkludere omkring 20 større kilder.

Selvom kilderne er kraftige, er de fysisk set små. De består generelt af små blykamre dækket af et paraffinlag. Kammeret har et vindue, som er skrøbeligt og vil tillade, at vand passerer ind og ud, hvis det bliver beskadiget. Alle nuklider i kilderne er i forbindelser på fast form.

Aktivitet i 2008
Aktiviteten er, se Tabel 3.3:

Kortlivede β/γ-nuklider: -
Langlivede β/γ-nuklider: -
α-nuklider: 1.000 GBq

α-nuklider
Dansk Dekommissionering (2008b) oplyser, at størstedelen af kilderne udgøres af langlivede Ra-226 og Am-241α-kilder samt Ra-Be og Am-Be α/neutron kilder. Referencen opgiver tilstedeværelsen af mindst 16 Ra-Be-kilder og 28 Am-Be-kilder.

Dansk Dekommissionering (2010a) opgiver under overskriften "Store kilder" aktivitet stammende fra både β/γ-nuklider og α-nuklider.

For nærværende analyses formål antages det, at disse β/γ-nuklidkilder enten bliver genbrugt til andre formål eller inkluderet i affaldstype 13. Blandt α-nukliderne opgiver Dansk Dekommissionering (2010a) kun én 185 GBq kilde af Pu-239. Under overskriften "Dekom. DR1" i Dansk Dekommissionering (2010a) er der listet en 4 GBq Ra-226 kilde. Det antages, at disse er inkluderet i type 14 affaldet. Den resterende α-aktivitet må da skyldes Ra og Am kilder.

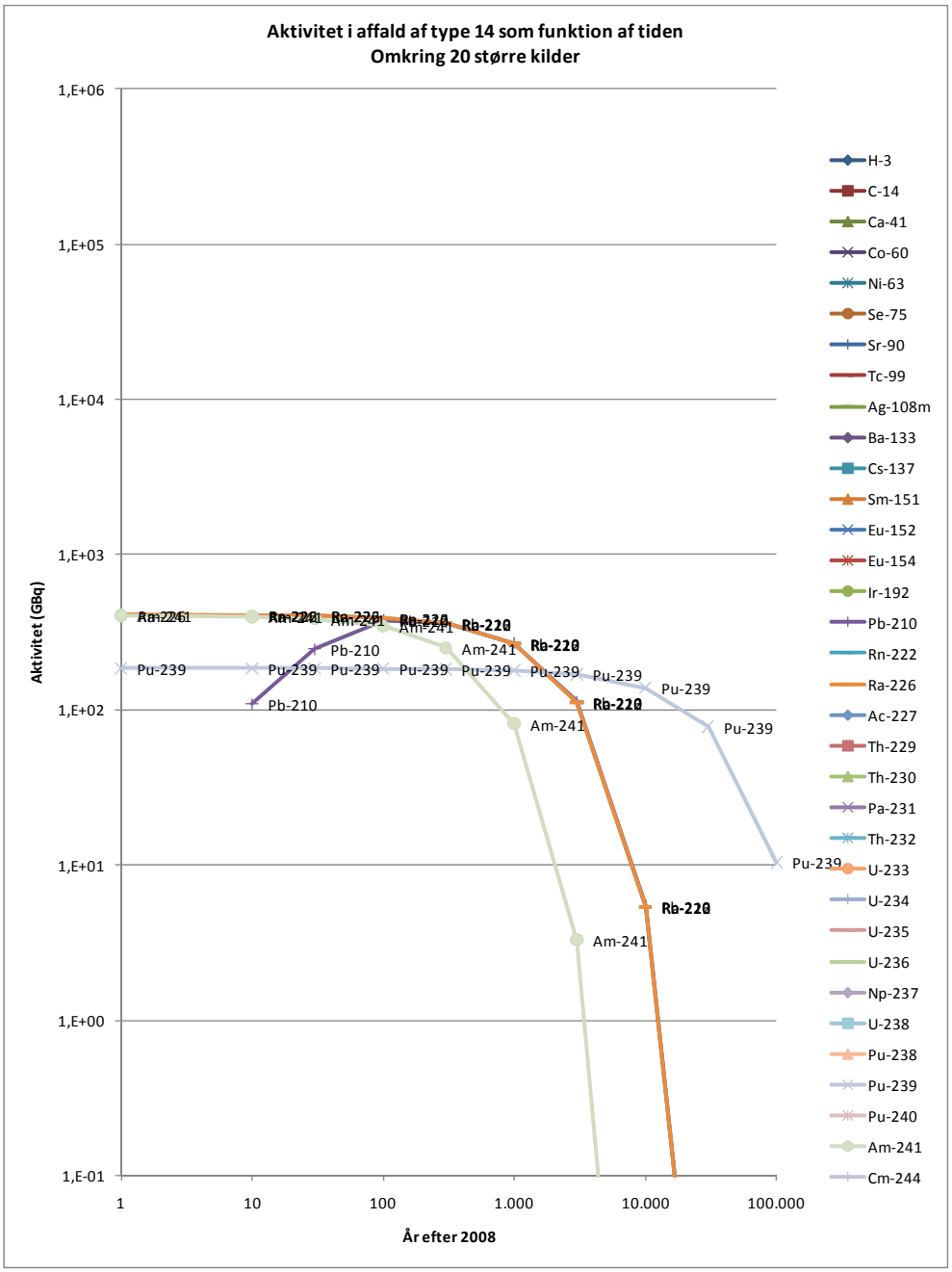
α-nukliderne i dette affald antages at være: Ra-226, Pu-239, Am-241.

De relative fordelinger og aktiviteten af nukliderne antages at være:

	Ra-226	Pu-239	Am-241
Brøkdel	0,41	0,185	0,406
GBq	410	185	406

Aktivitet versus tid

Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.11.



Figur A.11: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for 20 større kilder (type 14)

1,2 kg bestrålet opløst uran (type 15)

Affaldet består af 1,2 kg bestrålet opløst uran. Affaldet skal yderligere konditioneres før det kan deponeres. Der er to muligheder. 1) Ompakning med det formål, at affaldet skal opbevares i et borehul. Det er muligvis dyrt, da affaldet skal håndteres med fjernstyringsapparater. 2) Ompakning i stålcontainere.

Aktivitet i 2008

Aktiviteten er, se Tabel 3.3:

Kortlivede β/γ-nuklider: 4.000 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: 9 GBq
α-nuklider: 400 GBq

Fordelingen af nukliderne anses at være som opgivet i Dansk Dekommissionering (2010a) for affaldet beskrevet som "8 kg i 7 A-bøtter". Den relative mængde aktivitet i forhold til denne type nuklid stemmer godt overens.

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Sr-90, Cs-137, Eu-154

Den relative fordeling og aktiviteterne af nukliderne i 2008 er estimeret til:

	Sr-90	Cs-137	Eu-154
Brøkdel	0,40	0,57	0,03
GBq	1.600	2.280	120

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Tc-99, Sm-151

	Tc-99	Sm-151
Brøkdel	0,02	0,98
GBq	0,1	5,9

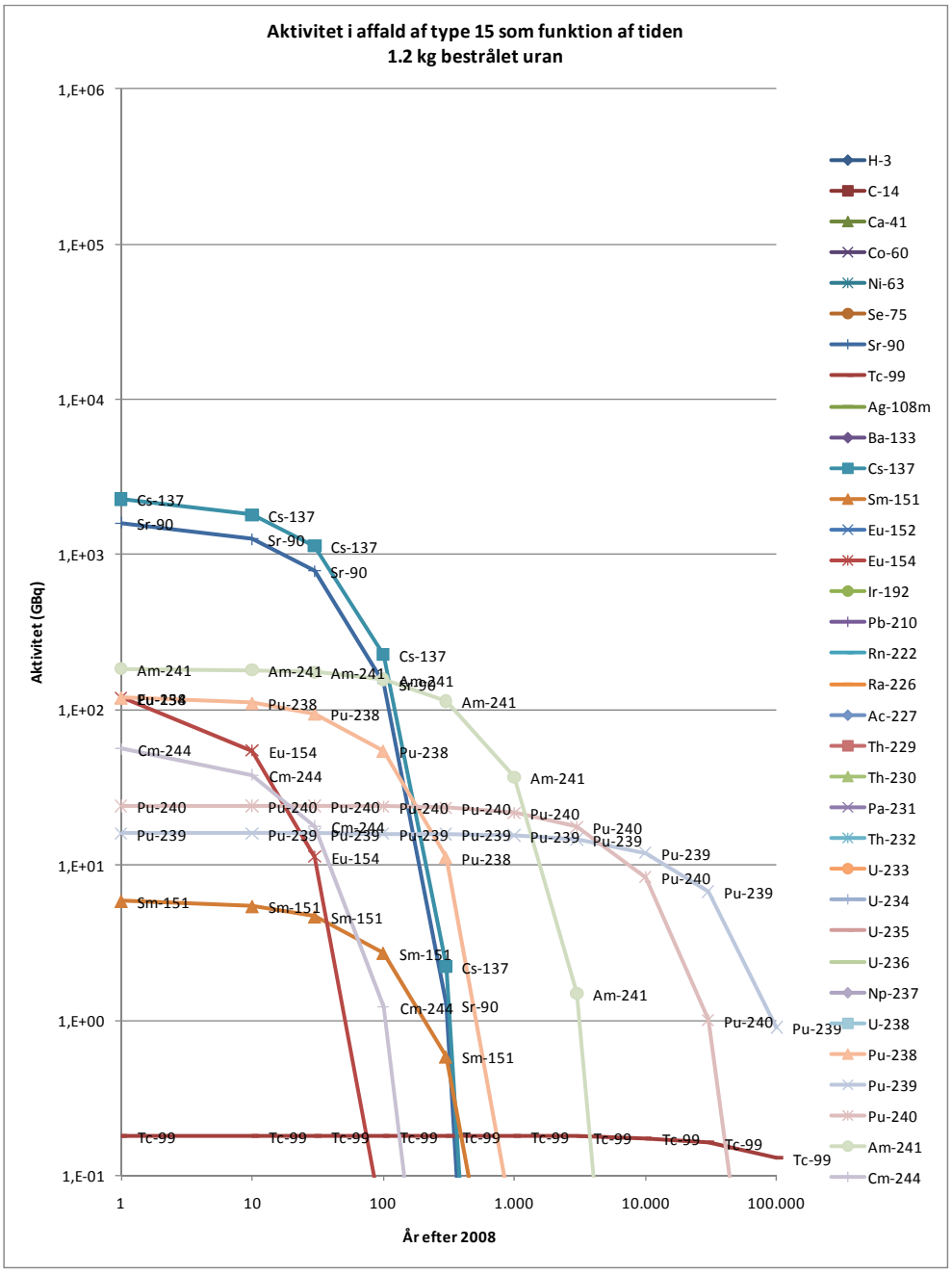
α-nuklider
α-nukliderne i dette affald antages at være:

- Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241, Cm-244

Den relative fordeling og aktiviteterne af nukliderne i 2008 er estimerede til:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241	Cm-244
Brøkdel	0,30	0,04	0,06	0,46	0,14
GBq	120	16	24	184	56

Aktivitet versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.12.



Figur A.12: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for 1,2 kg bestrålet uran (type 15)

12 kg bestrålet brændsel (type 16)

Et volumen på 20 m^3, som opgivet i Tabel 2.2 i hovedrapporten, svarer til volumen af affald pakket i stålcontainere. Hvis affaldet skal deponeres i et borehul, skal det pakkes i kanistre og volumen bliver meget mindre.

<u>Aktivitet i 2008</u>
Aktiviteten er:

Kortlivede β/γ-nuklider:	23.000 GBq
Langlivede β/γ-nuklider:	55 GBq
α-nuklider:	1.500 GBq

Der er den samme fordeling af nuklider i affaldet, som antaget for affaldstype 15.

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Sr-90, Cs-137, Eu-154

Den relative fordeling og aktivitet af nuklider i 2008 er estimeret til:

	Sr-90	Cs-137	Eu-154
Brøkdel	0,40	0,57	0,03
GBq	9.200	13.110	690

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Tc-99, Sm-151

	Tc-99	Sm-151
Brøkdel	0,02	0,98
GBq	1	57

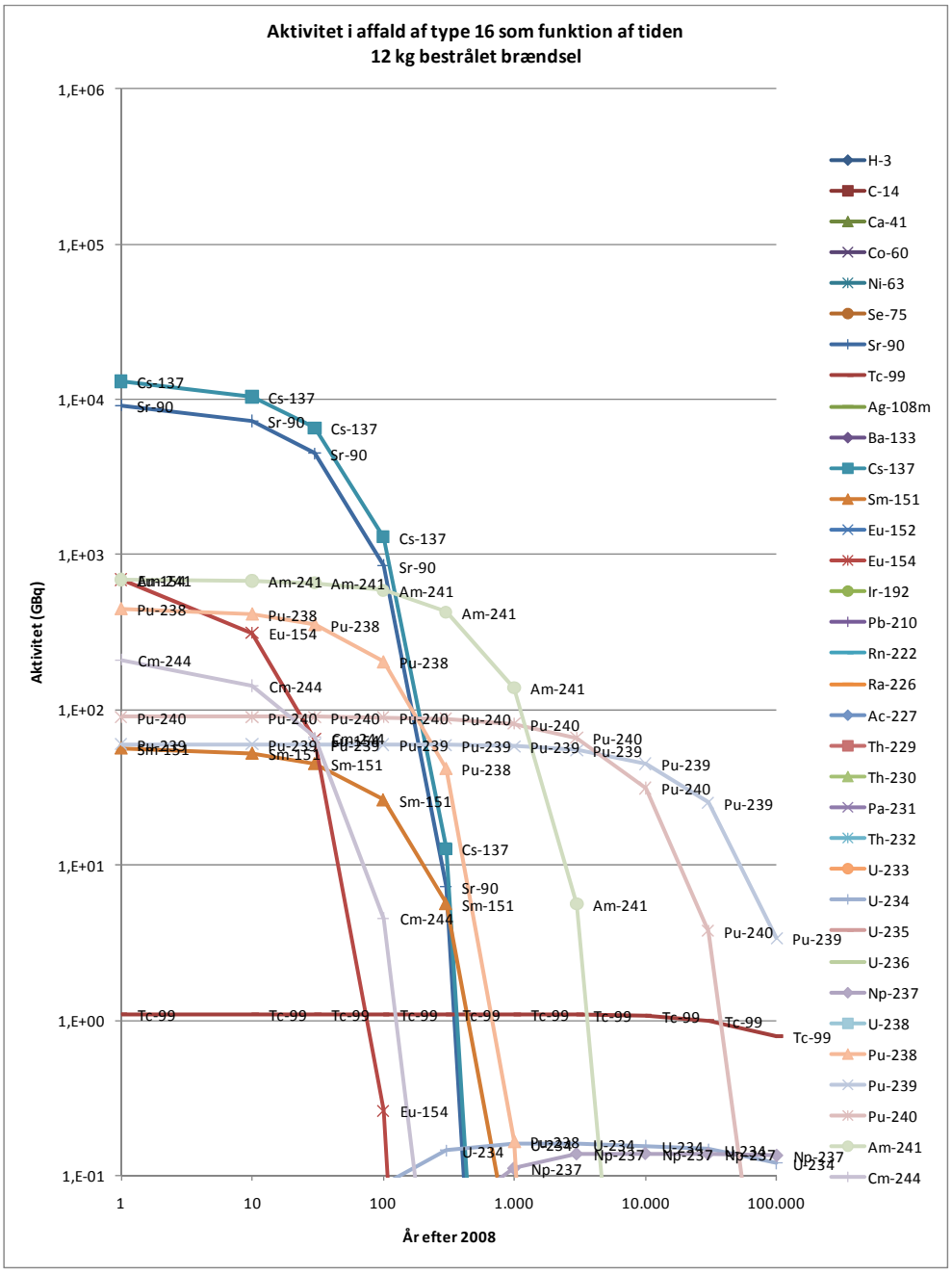
α-nuklider
α-nukliderne i dette affald antages at være:

- Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241, Cm-244

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne i 2008 er estimeret til:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241	Cm-244
Brøkdel	0,30	0,04	0,06	0,46	0,14
GBq	450	60	90	690	210

Aktivitet versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.13.



Figur A.13: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for 12 kg bestrålet brændsel (type 16)

222 kg bestrålet brændsel (type 17)

Aktivitet i 2008

Aktiviteten er:

Kortlivede β/γ-nuklider:	730.000 GBq
Langlivede β/γ-nuklider:	5.200 GBq
α-nuklider:	31.000 GBq

Dette affald omfatter den største andel af kortlivet aktivitet, næsten 60 % af aktiviteten i hele affaldsmængden, og den største del af α-aktiviteten, omkring 83 %. For dette affald skal der tages hensyn til kritikalitet, når affaldet pakkes til deponering.

Aktivitetsniveauet for denne affaldstype stemmer godt overens med det affald, der er beskrevet i Dansk Dekommissionering (2010a) som "225 kg i 18 A-bøtter". Derfor antages det her, at det er samme nuklider og fordeling af nuklider som opgivet.

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Sr-90, Cs-137, Eu-154

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne i 2008 er estimeret til:

	Sr-90	Cs-137	Eu-154
Brøkdel	0,39	0,57	0,04
GBq	284.700	416.100	29.200

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Tc-99, Sm-151

	Tc-99	Sm-151
Brøkdel	0,02	0,98
GBq	100	5.100

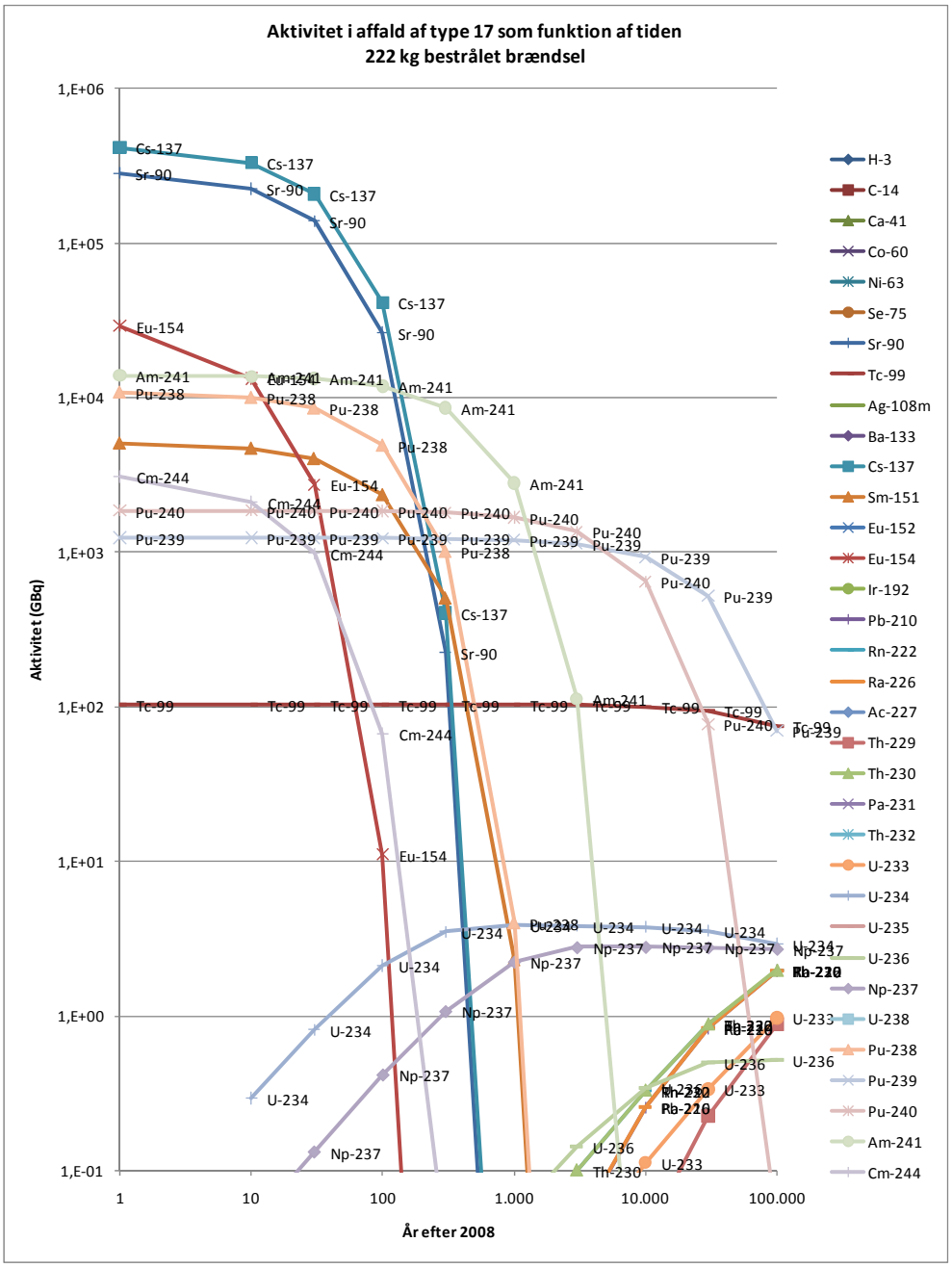
α-nuklider
α-nuklider i dette affald antages at være:

- Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241, Cm-244

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne i 2008 er estimerede til:

	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241	Cm-244
Brøkdel	0,35	0,04	0,06	0,45	0,10
GBq	10.850	1.240	1.860	13.950	3.100

Aktivitet versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.14.



Figur A.14: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for 222 kg bestrålet brændsel (type 17)

DR1 kerneopløsning (type 18)

Den sure U-235 kerneopløsning skal solidificeres før endelig bortskaffelse. En måde at gøre dette på, vil være at blande kerneopløsningen i beton, der samtidig vil neutralisere syren.

<u>Aktiviteten i 2008</u>
Aktiviteten er, se Tabel 3.3:

Kortlivede β/γ-nuklider: 120 GBq
Langlivede β/γ-nuklider: 1 GBq
α-nuklider: 4 GBq

Nukliderne i denne affaldstype antages at være som opgivet i Dansk Dekommissionering (2010a) for affaldstypen beskrevet som "DR1 kerne".

Kortlivede β/γ-nuklider
De kortlivede β/γ-nuklider i affaldet antages at være:

- Sr-90, Cs-137, Eu-154

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne i år 2008 er estimeret til:

	Sr-90	Cs-137	Eu-154
Brøkdel	0,40	0,56	0,04
GBq	48	67,2	4,8

Langlivede β/γ-nuklider
De langlivede β/γ-nuklider i dette affald antages at være:

- Sm-151

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne i år 2008 er estimeret til:

	Sm-151
Brøkdel	1
GBq	1

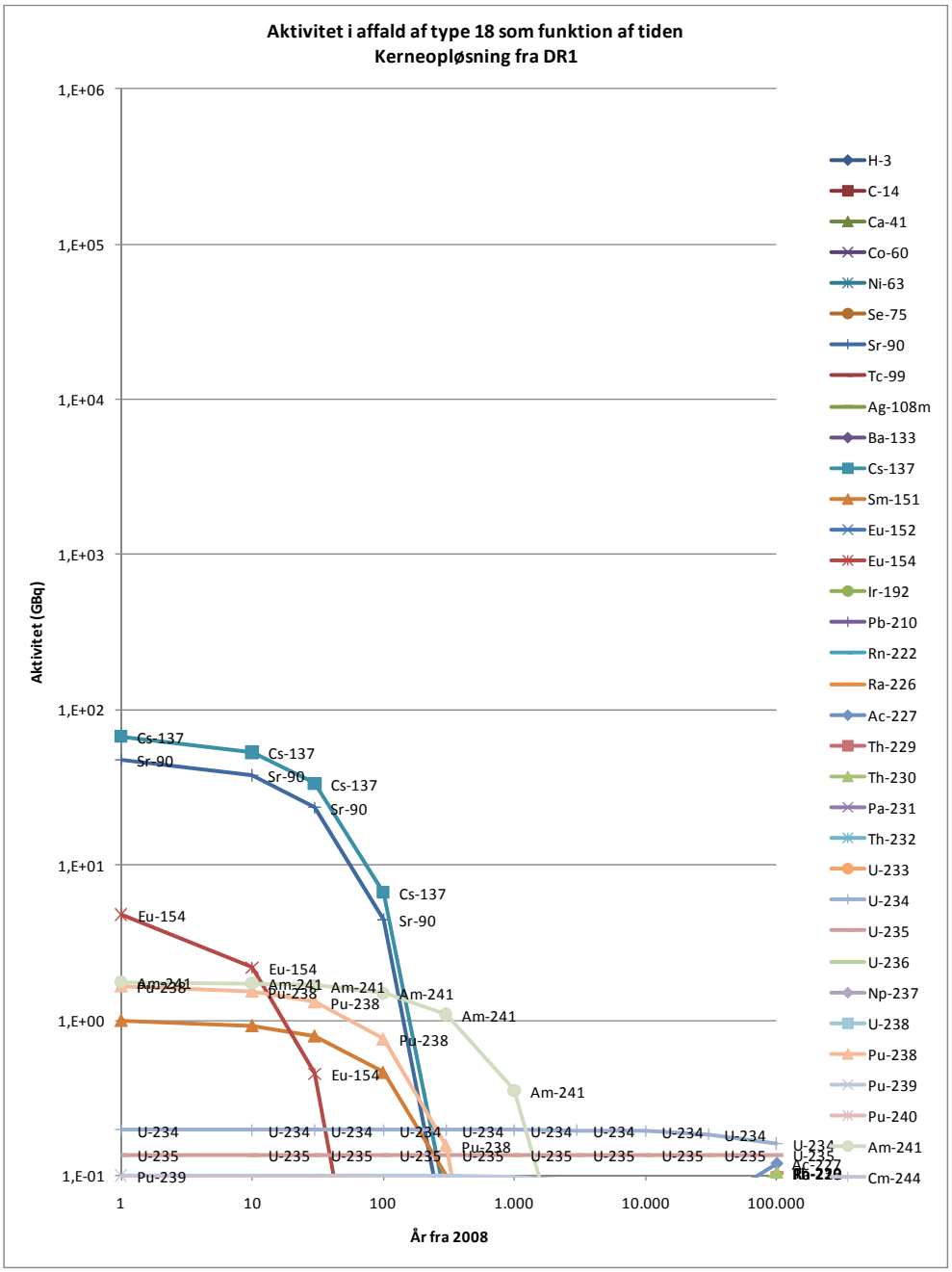
α-nuklider
α-nukliderne i dette affald antages at være:

- U-234, U-235, U-236, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241

Den relative fordeling og aktivitet af nukliderne i år 2008 er estimeret til:

	U-234	U-235	U-238	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241
Brøkdel	0,049	0,034	0,012	0,416	0,025	0,024	0,44
GBq	0,2	0,1	0,1	1,7	0,1	0,1	1,8

Aktiviteten versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.15.



Figur A.15: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for hele kerneopløsningen fra DR1 (type 18)

Ikke bestrålet uran (type 19)

Nuklidfordelingen er som opgivet i Dansk Dekommissionering (2010a) for affaldsgruppen "U+Th".

Dansk Dekommissionering undersøger stadig, om affaldet kan genbruges til andet formål og dermed ikke skal deponeres. Dog er det for forstudiets formål bestemt, at dette affald deponeres.

<u>Aktiviteten i 2008</u>
Aktiviteten er:

Kortlivede β/γ-nuklider: -
Langlivede β/γ-nuklider: -
α-nuklider: 50 GBq

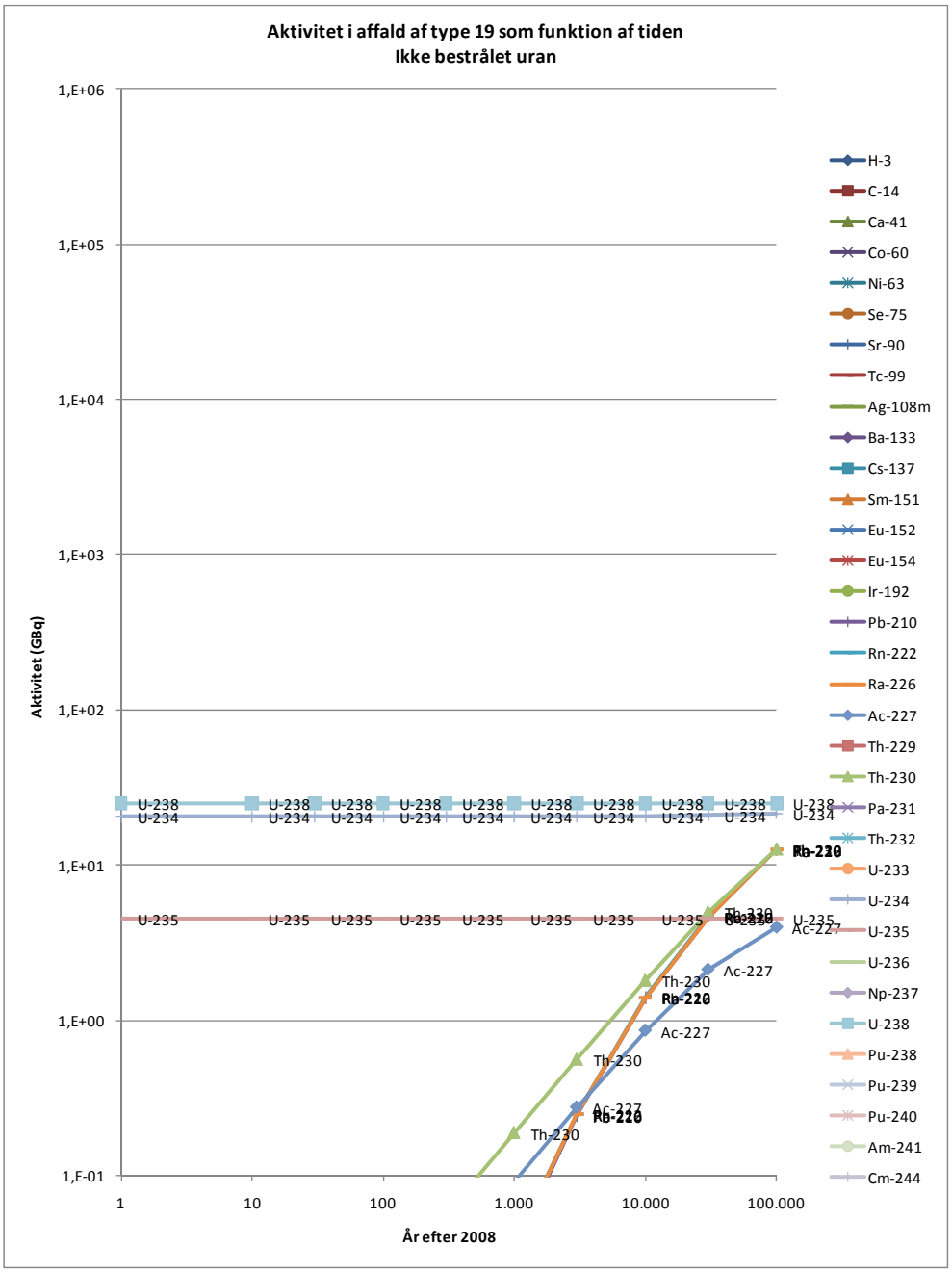
α-nuklider
α-nukliderne i dette affald antages at være:

- U-234, U-235, U-238 og spor af Th-232

Fordelingen af nukliderne i 2008 er estimeret til:

	U-234	U-235	U-238
Brøkdel	0,41	0,09	0,50
GBq	20,5	4,5	25

Aktivitet versus tid
Aktiviteten af affaldet som funktion af tiden er vist på Figur A.16.



Figur A.16: Estimeret aktivitet i GBq versus tid (fra 2008) for ubestrålet uran (type 19)

Tungt vand (type 20) Dansk Dekommissionering har oplyst, at dette affald ikke længere befinder sig på Risø, og derfor skal det ikke behandles yderligere i forstudiet.

A.1.6 Tailings og beton

Tailings (type 21) Efter oplysninger fra Indenrigs- og Sundhedsministeriet (2008) er mængden af tailings 1.130 ton. Tilnærmelsesvis er indholdet af forurenende stoffer (Dansk Dekommissionering (2010c)):

- F: 3500 ppm

- Zn: 200 ppm
- Pb: 300 ppm
- Th: 1260 ppm
- U: 350 ppm.

Der skal bruges 80 ISO-containere til deponering af tailings. Der skal bruges 70 ISO-containere til deponering af betonaffaldet.

Aktivitet i 2008

Radium serien:	4,8 GBq af U-238 og samme mængde for hver datter ned til U-234
Radium serien:	5,9 GBq af Th-230 og samme mængde for hver datter
Thorium serien:	5,8 GBq af Th-232 og samme mængde for hver datter
Actinium serien:	0,22 GBq af U-235 og Th-231
Actinium serien:	0,27 GBq af Pa-231 og samme mængde for hver datter.

Denne information, der anvendes i den efterfølgende modellering er som vist nedenfor.

α-nuklider

α-nukliderne i dette affald antages at være:

- Ra-226, Th-230, Th-232, U-234, U-235 og U-238

Fordelingen af nukliderne i 2008 antages at være:

	Ra-226	Th-230	Th-232	U-234	U-235	U-238
Brøkdel	0,22	0,22	0,21	0,17	0,01	0,17
GBq	5,9	5,9	5,8	4,8	0,2	4,8

A.2 Den samlede fordeling af nuklider i affaldet

Den samlede fordeling af nuklider i de forskellige affaldstyper er vist i Tabel A.13.1, A.13.2 og A.13.3

Tabel A.13.1 Total estimeret aktivitet i GBq (fra 2008) for de kortlivede β/γ-nuklider, som betragtes i forstudiet. Aktivitetsniveauerne er fordelt efter affaldstype.

Nuklid		**H-3**	**Co-60**	**Se-75**	**Sr-90**	**Ba-133**	**Cs-137**	**Eu-152**	**Eu-154**	**Ir-192**	**Rn-222**
Affaldstype	1	2.800	12	0	0	0	0	1.044	144	0	0
Affaldstype	2	0	19.788	0	102	0	102	408	0	0	0
Affaldstype	3	35.964	26.640	0	666	1.998	666	666	0	0	0
Affaldstype	4	86	11	0	0	376	0	91	6	0	0
Affaldstype	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	8	0	60	0	1.200	0	1.710	30	0	0	0
Affaldstype	9	0	16	0	702	0	1.012	0	70	0	0
Affaldstype	10	0	624	0	806	0	962	0	78	0	0
Affaldstype	11	0	5.373	0	11	0	16	0	0	0	0
Affaldstype	12	0	21.450	0	4.620	0	6.600	0	330	0	0
Affaldstype	13	4.589	182.571	1.730	842	1	175.971	10	0	3.197	0
Affaldstype	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	15	0	0	0	1.600	0	2.280	0	120	0	0
Affaldstype	16	0	0	0	9.200	0	13.110	0	690	0	0
Affaldstype	17	0	0	0	284.700	0	416.100	0	29.200	0	0
Affaldstype	18	0	0	0	48	0	67	0	5	0	0
Affaldstype	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Sum GBq		43.439	256.546	1.730	304.496	2.376	618.596	2.250	30.643	3.197	6

Tabel A.13.2 Total estimeret aktivitet i GBq (fra 2008) for de langlivede β/γ-nuklider, som er betragtet i forstudiet. Aktivitetsniveauerne er fordelt efter affaldstype.

Nuklid		**C-14**	**Ca-41**	**Ni-63**	**Tc-99**	**Ag-108m**	**Sm-151**
Affaldstype	1	120	0	0	0	0	0
Affaldstype	2	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	3	0	0	17.946	0	18	0
Affaldstype	4	0	19	37.981	0	0	0
Affaldstype	5	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	6	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	7	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	8	0	0	0	1	0	0
Affaldstype	9	0	0	0	1	0	0
Affaldstype	10	0	0	0	1	0	0
Affaldstype	11	0	0	18.000	0	0	36
Affaldstype	12	0	0	0	3	0	144
Affaldstype	13	420	0	39	0	0	0
Affaldstype	14	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	15	0	0	0	0	0	6
Affaldstype	16	0	0	0	1	0	57
Affaldstype	17	0	0	0	104	0	5.096
Affaldstype	18	0	0	0	0	0	1
Affaldstype	19	0	0	0	0	0	0
Affaldstype	21	0	0	0	0	0	0
Sum GBq		540	19	73.966	110	18	5.340

Tabel A.13.3 Total estimeret aktivitet i GBq (fra 2008) for α-nukliderne betragtet i forstudiet. Aktivitetsniveauerne er fordelt efter affaldstype

Affaldstype	Ra-226	Th-230	Th-232	U-234	U-235	U-238	Pu-238	Pu-239	Pu-240	Am-241	Cm-244
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	35	37	2	35	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	59	10	16	64	11
9	0	0	0	0	0	0	45	5	8	54	17
10	0	0	0	0	0	0	60	7	10	71	22
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	403	52	78	611	156
13	285	0	0	12	0	28	3	0	0	2.955	0
14	410	0	0	0	0	0	0	185	0	406	0
15	0	0	0	0	0	0	120	16	24	184	56
16	0	0	0	0	0	0	450	60	90	690	210
17	0	0	0	0	0	0	10.850	1.240	1.860	13.950	3.100
18	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0
19	0	0	0	21	5	25	0	0	0	0	0
21	6	6	6	5	0	5	0	0	0	0	0
Total	701	6	6	38	5	58	12.027	1.612	2.088	19.023	3.572

Bilag B: Mulig pakning af affald, detaljer

B.1 Detaljer for fyldmaterialer

I dette forstudie er følgende typer af fyldmateriale blevet undersøgt:

- Cement-calcium granulat;
- Beton;
- Bentonit; og
- Sand og grus.

Detaljer vedrørende disse materialers egenskaber er beskrevet nedenfor.

Cement-calcium granulat

Dansk Dekommissionering har udført en række tests med et specialfremstillet cement-calcium granulat. Det testede cement-calcium granulat består af 2/3 calcium granulat og 1/3 standart Portland cement, som blev blandet i en almindelig cementblander. Det blandede cement-calcium granulat har en densitet på 1,3 - 1,6 ton/m^3 ved naturligt vandindhold efter fremstilling. Den endelige densitet efter absorption af vand, porøsiteten og den hydrauliske ledningsevne er endnu ikke bestemt.

Det testede granulat havde følgende kornstørrelsesfordeling: 10 % < 0,5 mm, 36 % < 1,0 mm, 58 % < 1,6 mm; 75 % < 3,2 mm. Granulatet var oprindeligt designet til opfyldning mellem tromler i en stålcontainer. Tests har vist, at det tørre granulat er velegnet til fyld mellem tromler på grund af en lav friktionsvinkel. Ydermere er det muligt at benytte granulatet i tromlerne i forbindelse med pakning eller ompakning af tromler. Granulatet er egnet til dette formål på grund af en kombination af en lav friktionsvinkel, en høj pH og en porøsitet der tillader udvidelse af korroderede affaldsemner.

Den endelige stabilitet af cement-calcium granulat efter absorption af vand er endnu ikke testet, men vil sandsynligvis minde om stabiliteten af semihærdet beton. Det blandede granulat vil opretholde et højt pH-niveau og vil derfor beskytte stålaffaldsbeholderne mod korrosion.

Beton

Beton er et velkendt og gennemtestet materiale til pakning af forskellige typer af farligt affald inklusiv nukleart affald.

Normal beton kan fremstilles med densiteter mellem 2,0 og 2,5 ton/m^3 ved at tilsætte forskellige komponenter til betonblandingen. I alle tilfælde vil vægten af beton reducere affaldslagringskapaciteten af beholderne kraftigt. Korrekt specificeret og tillavet beton er meget impermeabel, mens revnet beton kan være meget permeabelt. Den effektive porøsitet af intakt beton er meget lav, mens den totale porøsitet vil afhænge af specifikationer, produktion og blanding af betonen (Neville (1995), Mindess & Darwin (2003)).

Beton kan hældes ned mellem affaldsemner i en beholder. Beton vil også være velegnet som fyldmateriale mellem beholdere, og det kan benyttes under grundvandsspejlet. Ydermere vil beton være meget stabilt efter indbygning, have en høj pH og ikke være korroderende overfor stålbeholdere. Hvis beton benyttes som fyldmateriale mellem beholderne, vil depoterne ikke være reversible. Hvis beton hældes ned i beholderne vil bortskaffelsen være reversibel i den forstand, at det vil være muligt at fjerne beholderne fra depotet i fremtiden.

Beton vil danne en barriere, der er ret lavpermeabel i forhold til emission af opløste stoffer, så længe betonen forbliver intakt. Revnet beton vil medføre emission af væske og gas, men vil stadig fungere som skjold for stråling. Desuden vil beton have en vis evne til at tilbageholde nuklider via adsorption.

Bentonit

Bentonit kan anvendes som fyldmateriale i eller imellem beholderne i ren (ublandet) form, eller opblandet med forskellige materialer. SKB har udført en række laboratorietests med forskellige blandinger af bentonit og knust klippe (SKB, 2006). Disse tests har belyst forholdet mellem svelletrykket og tørdensiteten ved forskellige NaCl-koncentrationer, og ligeledes forholdet mellem hydraulisk ledningsevne og tørdensitet. Svelletrykket varierer fra 4,5 til 13 MPa for de testede densiteter.

Der er forskellige typer af bentonitprodukter på markedet. Bentonit kan købes i løsvægt som pulver, som piller, som dæklag eller som tæppe, hvor det er fikseret mellem to lag af tekstil. Pulveriseret bentonit kan sammenpresses til relativt høje tørdensiteter (op til ca. 2,0 ton/m^3), mens bentonitpiller normalt anvendes ved tørdensiteter på ca. 1,1 ton/m^3. Efter ifyldning af bentonit skal der tilsættes vand for at starte svelningen. Efter fuld ekspansion vil bentonitmineralerne udfylde tidligere hulrum mellem bentonitten og omgivelserne. Det resterende svelletryk efter første ekspansion vil være højt for sammenpresset og kompakt bentonit, mens det resterende svelletryk vil være relativt lav for bentonitpiller, fordi meget af svelningspotentialet bruges til at udfylde mellemrum mellem pillerne.

Bentonitpiller er velegnede som fyldmateriale både i og mellem affaldsbeholdere.

Den effektive porøsitet af bentonit vil være meget lav efter svelning. Den hydrauliske ledningsevne vil til en vis grad afhænge af den endelige densitet af bentonit, men vil maksimalt være 10^{-10} m/s.

Den ekspanderede bentonit vil bibeholde sin fysiske stabilitet og styrke mod sætninger, også selvom fugtigheden bentonitten skulle tørre ud. Udtørringen vil imidlertid danne krympningssprækker i bentonitten, hvilket vil medføre, at bentonitten mister sin tæthed, hvis der ikke introduceres vand, der får den til at svelle igen.

Bentonit har gode tilbageholdelsesegenskaber overfor forureningsstoffer, da der er stort adsorptionspotentiale i lerpartiklerne.

Sand and grus

Specielt udvalgt og forberedt sand og grus kan principielt benyttes som fyldmateriale i og imellem affaldsbeholderne. Det valgte materiale skal sigtes for at opnå en ensartet kornstørrelse, da dette vil sikre en lav friktionsvinkel og materialet således vil udfylde alle huller mellem affaldsmateriale og/eller affaldsbeholdere.

Tørdensiteten for sand med ensartet kornstørrelse vil typisk ligge omkring 1,7 - 1,8 ton/m^3. Porøsiteten vil være mindst være 30 %, og den hydrauliske ledningsevne vil være større end 10^{-4} m/s selv ved små kornstørrelser.

Sandet skal bestå af rene silikatmineraler og skal mindst opfylde kriterierne for komponenter benyttet i betonindustrien, for at sikre minimal korrosion af beholderne.

Sand anses generelt ikke som velegnet fyldmateriale i beholderne pga. høj permeabilitet.

Sand og grus forbliver på løs form og danner ikke et fast "legeme" på samme måde som f.eks. beton. Når affaldsbeholderne korroderer, vil sandet gradvist udfylde hullerne, mens den totale højde/volumen af affaldsbeholderne vil synke sammen. Sand/grus reagerer ikke med aluminium og kan derfor benyttes i beholdere med aluminiumsaffald for at hindre udviklingen af gas.

B.1.1 Tilbageholdelsesegenskaber

Formålet med anvendelse af fyldmaterialer er at forsinke og reducere udledningen af radionuklider fra depotet på grund af materialernes egenskaber. Disse egenskaber kan deles ind i tre grupper:

- Egenskaber, der påvirker vandstrømningen gennem affaldskomponenter og depot.
- Egenskaber, der ændrer opløseligheden af radionuklider.
- Egenskaber, der fører til tilbageholdelse af de radionuklider sammenlignet med vandstrømningen.

Den første gruppe egenskaber relaterer sig til porøsiteten af materialet og dermed den hydrauliske ledningsevne. Materialer med lav hydraulisk ledningsevne vil både reducere mængden af vand, der strømmer ind i depotet (og således medfører nedbrydning de af beton- og stålelementer, der udgør depotet, samt de beholdere der indeholder affaldet) og lækage fra depotet. På denne måde forsinkes nedbrydningen af de fysiske barrierer, og den totale mængde radionuklider, der forlader depotet vil mindskes.

I Tabel 1 ses de hydrauliske ledningsevner, der er benyttet til udregning af langsigtet lækage fra depotet. Parametrene er baseret på en bred gennemsøgning af litteratur omkring vurdering af potentielle effekter fra radioaktive affaldsdepoter og geoteknisk litteratur generelt. Tabel B.1 viser kun de bedst estimerede værdier. I modellering af usikkerhederne relateret til udslip af nuklider fra depotet benyttes et rimeligt interval for variationen af den hydrauliske

ledningsevne. Som det ses af Tabel B.1, varierer den hydrauliske ledningsevne for mulige fyldmaterialer med flere størrelsesordner.

Tabel B.1 Hydraulisk ledningsevne af fyldmaterialer

Fyldmateriale	**Mest sandsynlige hydrauliske ledningsevne (m/s)**
Cement-calcium granulat	$1{,}00E^{-08}$
Bentonit	$1{,}00E^{-10}$
Cement	$1{,}00E^{-09}$
Sand	$1{,}00E^{-04}$

Opløseligheden af radionuklider i depotet vil afhænge afden geokemiske form afaffaldet, sammensætningen af radionuklider og det geokemiske miljø forårsaget af de fyldmaterialer, der omgiver affaldet.

For at lave en grundig vurdering af udledningen af radionuklider fra depotet under hensyntagen til de anvendte fyldmaterialer, bør der laves geokemiske beregninger for en specifik kombination af ovenstående. Dette kræver, at alle relevante egenskaber er kendte, og at de relevante parametre for de geokemiske beregninger er til rådighed. I løbet af de senere år er der udført en del forskning indenfor området, f.eks. i forbindelse med EU projekter, der kombinerer viden fra en række forskningsinstitutter, der arbejder med radionuklider og spørgsmål relateret til bortskaffelse af affald fra radioaktive aktiviteter. Men der er endnu en del specifik information, som ikke er tilgængelig[82].

Coelho, et al (2009) har i PAMINA projektet sammenlignet modellering af radioaktiv nuklidtransport i nærområdet af et depot baseret på hhv. geokemisk modellering og modellering baseret på en kombination af opløseligheder og retardationsfaktorer K_D. Resultaterne viste ikke store forskelle. Da dette forstudie som udgangspunkt er baseret på generelle antagelser[83], er det besluttet ikke at benytte geokemisk modellering, men en tilgang baseret på opløseligheder og retardationsfaktorer.

Information om opløseligheder er indsamlet fra en række publiserede artikler og rapporter, som har taget højde for både fyldmaterialer og blandinger af affald. Dette danner grundlag for de foreslåede relevante opløseligheder[84] for forskellige fyldmaterialemiljøer, der fremgår af tabel B.2. Der findes ikke data for alle kombinationer af radionuklider og fyldmaterialer. I tilfælde af mangleden data er opløseligheden estimeret på baggrund af tilgængelig information og generel viden om de radionuklider og fyldmaterialerne.

[82] Se f.eks. Coelho, et al (2009)

[83] F.eks. findes der ingen specifik information om relevante faste faser

[84] Dvs. størrelsesordner for opløselighederne

Ved modellering af udslip fra affaldsemner, er dette medtaget i vurderingen, og der er indlagt fornuftige variationer, for at afspejle de usikkerheder, der er forbundet med den mulige variation af opløseligheden.

Som det ses af tabel B.2, kan opløselighederne variere med op til to størrelsesordner afhængigt af fyldmaterialet. Hvis der ikke er indikeret nogen forskel, skyldes det enten, atde rapporterede data ikke viser nogen forskel mellem fyldmaterialer, eller manglende information. Når der anvendes en lavere opløselighedfor et specifikt materiale, vil det naturligvis føre til et lavere samlet udslip af radionuklider til miljøet.

*Tabel B.2 Foreslåede opløseligheder for relevante radionuklider og fyldmaterialer, M. * som Ra;** som Co*

	Bentonit fyld	Cement - calcium calcium fyld	Intet fyld, på eller nær ved overfladen	Intet fyld, MD og borehul
H	$1\ E^{2}$	$1\ E^{2}$	$1\ E^{2}$	$1E^{2}$
C	$1\ E^{-3}$	$1\ E^{-3}$	$1\ E^{-3}$	$1\ E^{-3}$
Ca	$1\ E^{-2}$	$1\ E^{-2}$	$1\ E^{-2}$	$1\ E^{-2}$
Co	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$
Ni	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-3}$	$1E^{-5}$
Se	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-10}$	$1\ E^{-10}$	$1\ E^{-10}$
Sr	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$	$1E^{-4}$	$1\ E^{-5}$
Tc	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-8}$	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-8}$
Ag	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$
Ba*	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$	$1E^{-7}$	$1\ E^{-8}$
Cs	$1\ E^{-1}$	$1\ E^{-1}$	$1\ E^{-1}$	$1\ E^{-1}$
Sm	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-7}$	$1\ E^{-7}$
Eu	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-6}$
Ir**	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-5}$
Pb	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-5}$	$1\ E^{-6}$
Ra	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-7}$	$1\ E^{-8}$
Ac	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-6}$
Th	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-8}$	$1\ E^{-9}$
Pa	$1\ E^{-8}$	$1\ E^{-7}$	$1\ E^{-7}$	$1\ E^{-7}$
U	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$
Np	$1\ E^{-10}$	$1\ E^{-10}$	$1\ E^{-9}$	$1\ E^{-9}$
Pu	$1\ E^{-8}$	$1\ E^{-8}$	$1\ E^{-6}$	$1\ E^{-8}$
Am	$1E^{-6}$	$1\ E^{-7}$	$1\ E^{-7}$	$1\ E^{-7}$
Cm	$1E^{-6}$	$1\ E^{-7}$	$1\ E^{-7}$	$1\ E^{-7}$

De forskellige fyldmaterialer har også forskellige egenskaber med hensyn til tilbageholdelse af de radionuklider i forhold til strømningen af vand. Dette kan enten skyldes en forbedret evne til at adsorbere de radionuklider, som det er tilfældet for f.eks. lermineraler (bentonit), eller på grund af det tilstedeværende kemiske miljø i fyldmaterialerne, der medfører udfældning af radionuklider (cement-calcium granulat). Ofte er det ikke muligt helt at skelne mellem disse mekanismer, og generelt er alle relevante mekanismer samlet og beskrevet ved en retardationskoefficient, K_D, der benyttes til modellering af forsinkelse af et udslip.

Ligesom opløselighederne, der benyttes til beregning af udslippene, er de relevante K_D værdier også indsamlet fra en række artikler og rapporter relateret til retardation af radionuklider i forskellige materialer (Atkinson, et al (1988); Berner (1992); Bradbury & Van Loon (1998); Herbert & Iden (2010); IAEA (2004); Nasif & Neyama (2003); Nykyri et al. (2008); Pulkkanen & Nordman (2010); Vieno & Nordman (1999)). Baseret på disse kilder anbefales hvilke værdier der skal benyttes i dette forstudie.

Som for opløselighederne findes ikke relevante data for K_D værdier for alle kombinationer af radionuklider og fyldmaterialer og det har derfor været nødvendigt at estimere K_D værdier på baggrund af generel viden omkring egenskaber for radionuklider og fyldmaterialer. Tabel 8.3 viser de foreslåede K_D værdier. Ved to givne værdier gælder den første værdi for overfladenære depoter, og den anden værdi er for mellemdybe depoter og borehuller. Forskellen skyldes redoxbetingelsernes indflydelse på K_D værdien. I de tilfælde, hvor der har været meget lidt information, er der ikke foreslået nogen variation, og der er brugt relativt konservative værdier.

Hvor de relevante K_D værdier er kendt for et fyldmateriale, kan dette benyttes til at udregne den relative hastighed af et radionuklid sammenlignet med hastigheden af det vand, der løber igennem materialet. Hvis tykkelsen af fyldlaget også er kendt, kan retardationstiden i fyldmaterialet for et specifikt nuklid beregnes[85]. Retardationstiden kan efterfølgende benyttes til at estimere et generelt tidspunkt for udslip af et radionuklid fra depotet f.eks. i relation til dets henfaldstid. En af antagelserne bag disse beregninger er, at udslippet fra fyldmaterialet er reversibelt, når koncentrationen i vandet kommer under den mættede koncentration af det radionuklid. Denne antagelse benyttes almindeligvis i modellering af retardation.

[85] Hvor der også tages højde for den samlede mulige tilbageholdelse.

Tabel B.3: Foreslåede K_D værdier for forskellige fyldmaterialer, m3/kg.

	Bentonit	Sand	Beton	Granulat
H	0	0	0	0
C	0	0	0	0
Ca	0,01	0,01	0,01	0,01
Co	0,03	0,01	0,01/0,1	0,01/0,1
Ni	0,03	0,01	0,01/0,1	0,01/0,1
Se	0,001	0	0	0
Sr	0,001	0,0003	0,001	0,001
Tc	0,1/1	0,1/1	0,1/1	0,1/1
Ag	0,001	0,001	0,001	0,001
Ba	0,001	0,001	0,001	0,001
Cs	0,02	0,002	0,002/0,02	0,02
Sm	1	0,3	0,3	0,3
Eu	0,1	0,1	0,1	0,1
Ir	0,005	0,005	0,005	0,005
Pb	0,5	0,05	0,05/0,5	0,05/0,5
Ra	0,005	0,005	0,005	0,005
Ac	0,5	0,5	0,5	0,5
Th	2	2	2	2
Pa	0,2	0,2	0,2/2	0,2/2
U	0,5	0,2	0,5/5	0,5/5
Np	4	1	1/5	1/5
Pu	4	1	1/5	1/5
Am	5	1	0,2/1	0,2/1
Cm	5	1	0,2/1	0,2/1

B.2 Aktuelle typer af beholdere benyttet i Risø området

Der er kun anvendt visse typer af beholdere til den midlertidige deponering af radioaktivt affald fra Risø området. De forskellige typer beholdere er beskrevet i SIS (2009). Ifølge Dansk Dekommissionering opbevares det affald, der skal bortskaffes i depotet, i følgende de typer af beholdere, der beskrives nedenfor.

Stålcontainere

Der er udviklet to typer specielt tykvæggede stålcontainere til det radioaktive affald:

Type 1:
- Længde x bredde x højde (ydre mål): 205 cm x 140 cm x 115 cm
- Materiale: 10 mm stål (front, top, bund, sidepaneler)
- Åbning: toplåg. Stålplade fæstet til container med spændebånd
- Forstærkningsprofiler på siderne og i bunden, der muliggør stabling af fire containere, der alle er fyldt til deres max vægt
- Nettovolumen: 3,2 m^3
- Maksimal bruttovægt: 13.000 kg

Type 2:
- Længde x bredde x højde (ydre mål): 212 cm x 147 cm x 139 cm
- Materiale: 10 mm stål (front, top, bund, sidepaneler)
- Åbning: toplåg. Stålplade fæstet til container med spændebånd
- Forstærkningsprofiler på siderne og i bunden, der muliggør stabling af fire containere, der alle er fyldt til deres max vægt
- Nettovolumen: 4,2 m^3
- Maksimal bruttovægt: 13.000 kg

ISO-containere

Standard type 2 godscontainer med åben top.

10-fod ISO-containere i halv højde:
- Ydre mål: Længde x bredde x højde: 299 cm x 244 cm x 130 cm
- Materiale: stål (front, top, bund, sidepaneler)
- Åbning: toplåg. Udstyret med gummipakning for at holde låget tæt.
- Designet til stabling af fire containere alle fyldt til maksimal vægt.
- Netto volumen: 7,6 m^3
- Maksimal bruttovægt: 21.000 kg

Ståltromler

Der er fem typer ståltromler:

A1: Betonforet , galvaniseret 210 l ståltromle:
- Ydre diameter x højde: 59 cm x 88 cm
- Materiale: galvaniseret ståltromle med minimum 5 cm indre betonforing.

A2: Betonforet, malet 210 l ståltromle:
- Ydre diameter x højde: 59 cm x 88 cm
- Materiale: malet ståltromle med minimum 5 cm indre betonforing.

B: Betonforet, malet 280 l ståltromle til ompakning af A1 eller A2 tromler:
- Ydre diameter x højde: 63 cm x 93 cm
- Materiale: malet ståltromle beklædt med 2 cm indre betonforing.

C: Ubeklædt, malet 210 l ståltromle:
- Ydre diameter x højde: 59 cm x 88 cm
- Materiale: malet ståltromle uden beklædning.

C1: Ubeklædt, malet 280 l ståltromle:
- Ydre diameter x højde: 63 cm x 93 cm
- Materiale: malet ståltromle uden beklædning.

Beholdere af rustfrit stål til Coarse Control Arms

Såkaldte Coarse Control Arms (CCA) blev brugt i DR3 til at kontrollere neutronfluksen. De består af cadmiumpaneler i rammer af rustfrit stål, og de har været udsat for stor bestråling. Disse CCA'ere er pakket i 130 l beholdere af rustfrit stål (otte i hver beholder) med følgende karakteristika:

- Ydre diameter x højde: 32 cm x 210 cm
- Materiale: rustfrit stål.
- Minimum 19 cm skjold af stål i låget.
- Arrangement for udtømning af væsker.

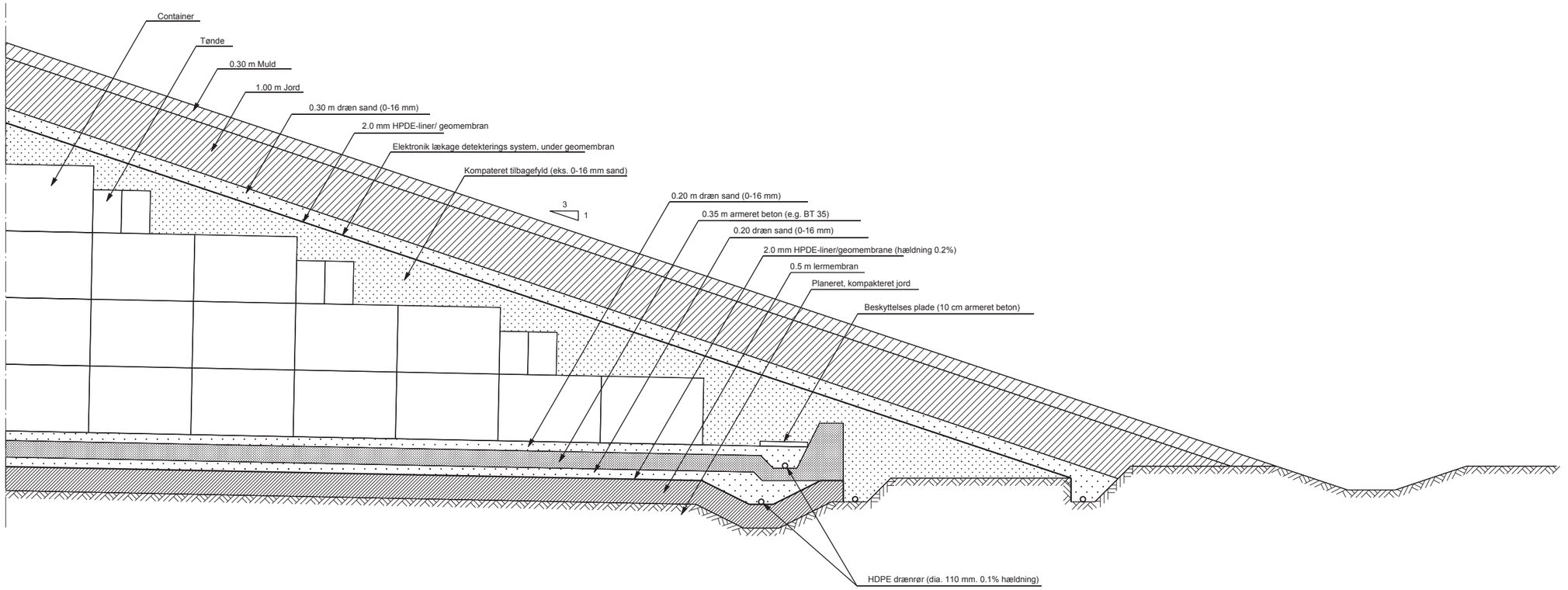
A-bøtter

A-bøtter er cylinderformede beholdere af rustfrit stål (vægtykkelse på 1,25 mm). Den indre diameter er 22 cm og højden er 87 cm. Volumen af en A-bøtte er ca. 30 l (for yderligere detaljer omkring A-bøtter, se Dansk Dekommissionering (2009)).

Flasker

En speciel type beholder/flaske benyttes til opbevaring af nuklear opløsning fra DR1

Bilag C: Depotdesign, detaljer



Tværsnit

Rev.	Date	Description	Designed	Checked	Approved

Dansk Dekommissionering

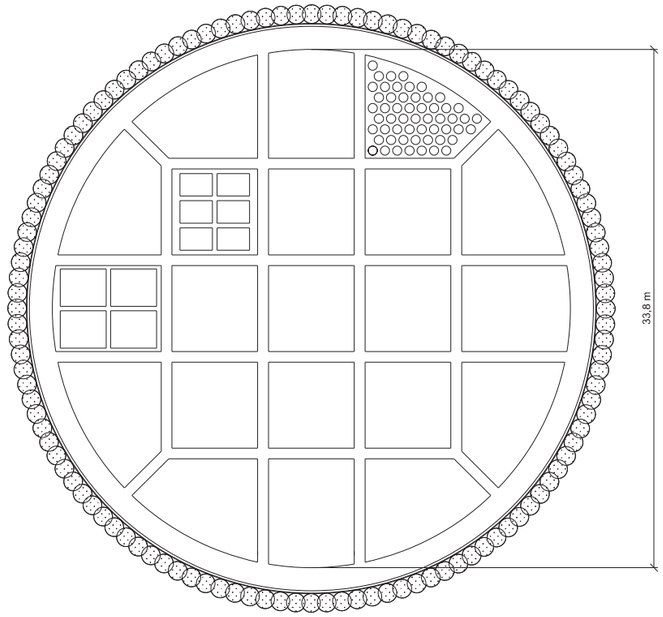
Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Depot placeret ovenpå terræn

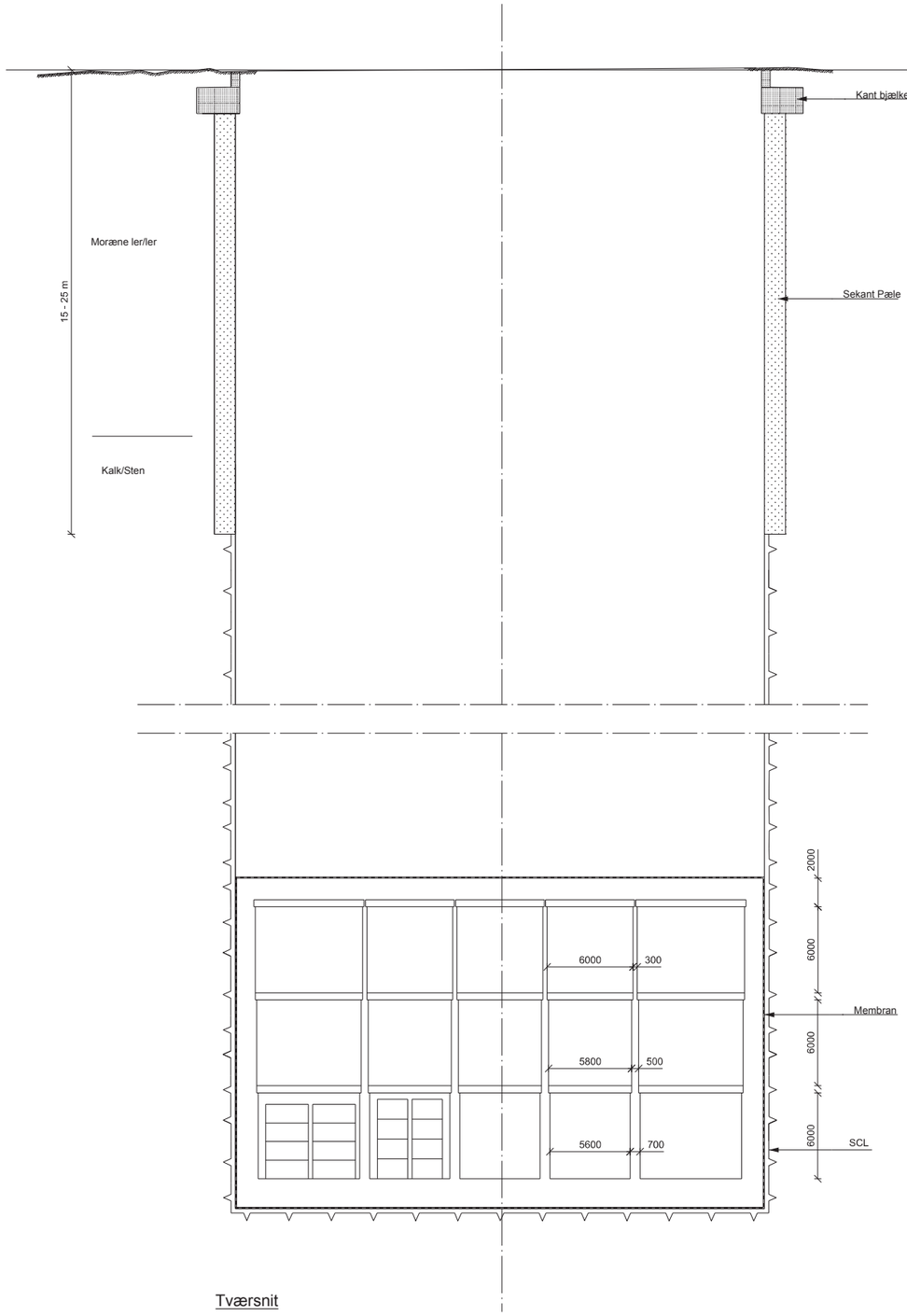
Tværsnit

Project no.	P-72024
Designed	CASK/ VRSA
Checked	FLP
Approved	CASK
Scale	-
Date	31.05.2011
Drawing no.	Rev.
1-01	1

COWI



Grund plan



Tværsnit

Note :

Alle mål er i mm, med mindre andet er angivet.

Rev.	Date	Description	Designed	Checked	Approved

Dansk Dekommissionering

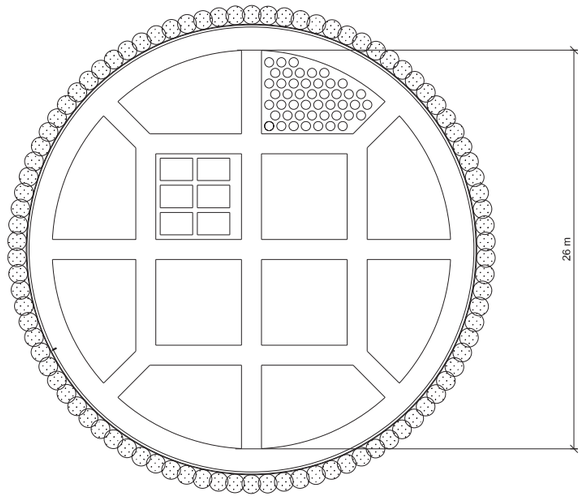
Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn

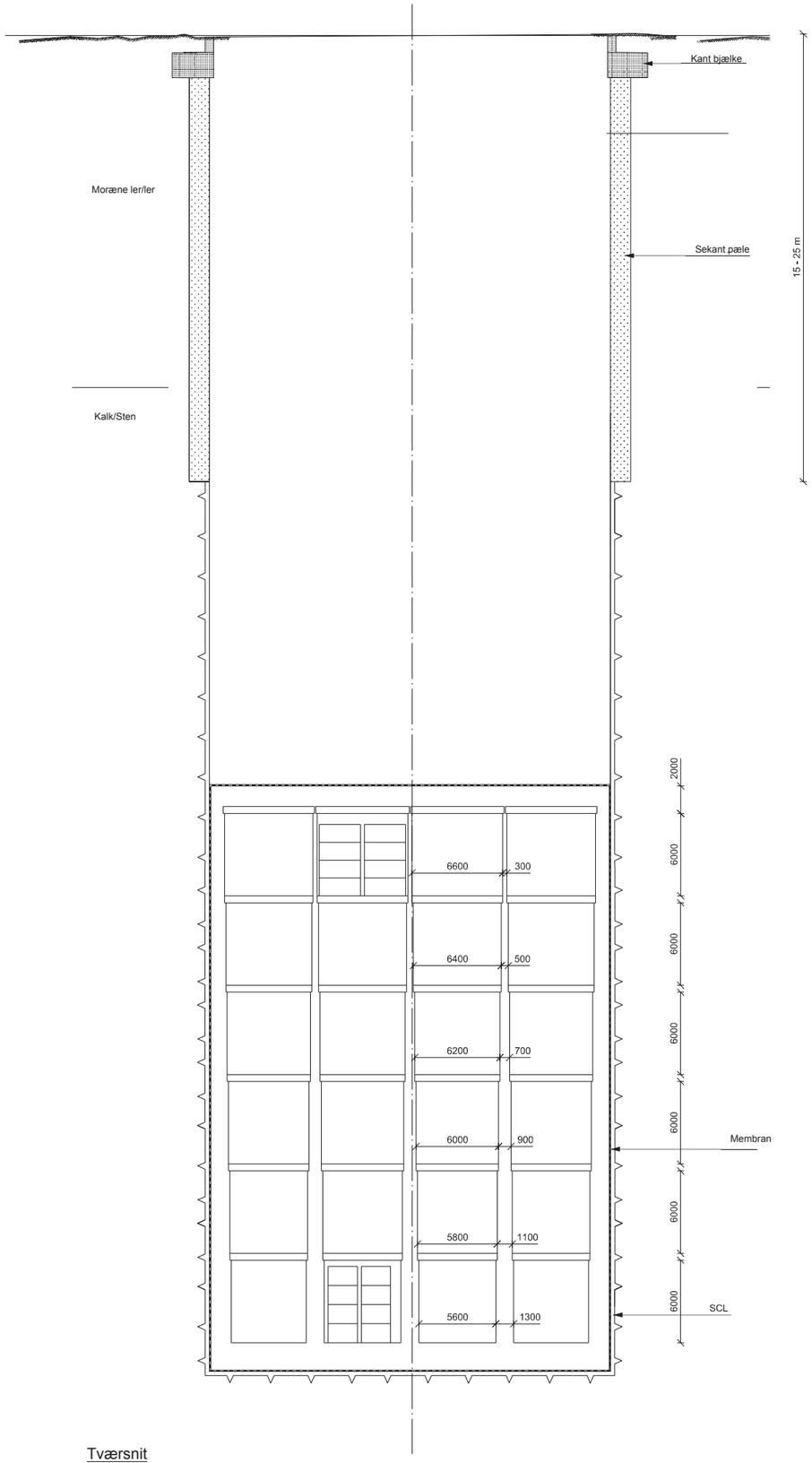
Reversibel, Ø33,8m, sekant pæle og SCL

Project no.	P-72024
Designed	FLP / VRSA / ANKU
Checked	MNF / ANKU
Approved	CASK
Scale	-
Date	31.05.2011
Drawing no.	1-06
Rev.	1

COWI



Grund plan



Tværsnit

Note :
Alle mål er i mm, med mindre andet er angivet.

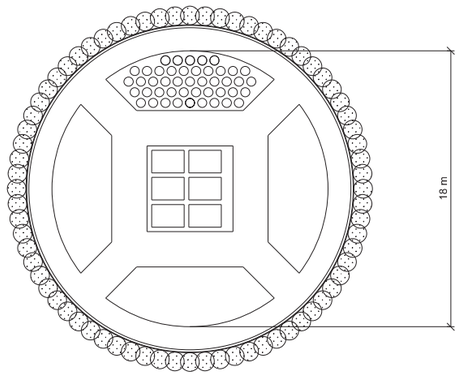
Rev.	Date	Description	Designed	Checked	Approved

Dansk Dekommissionering
Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

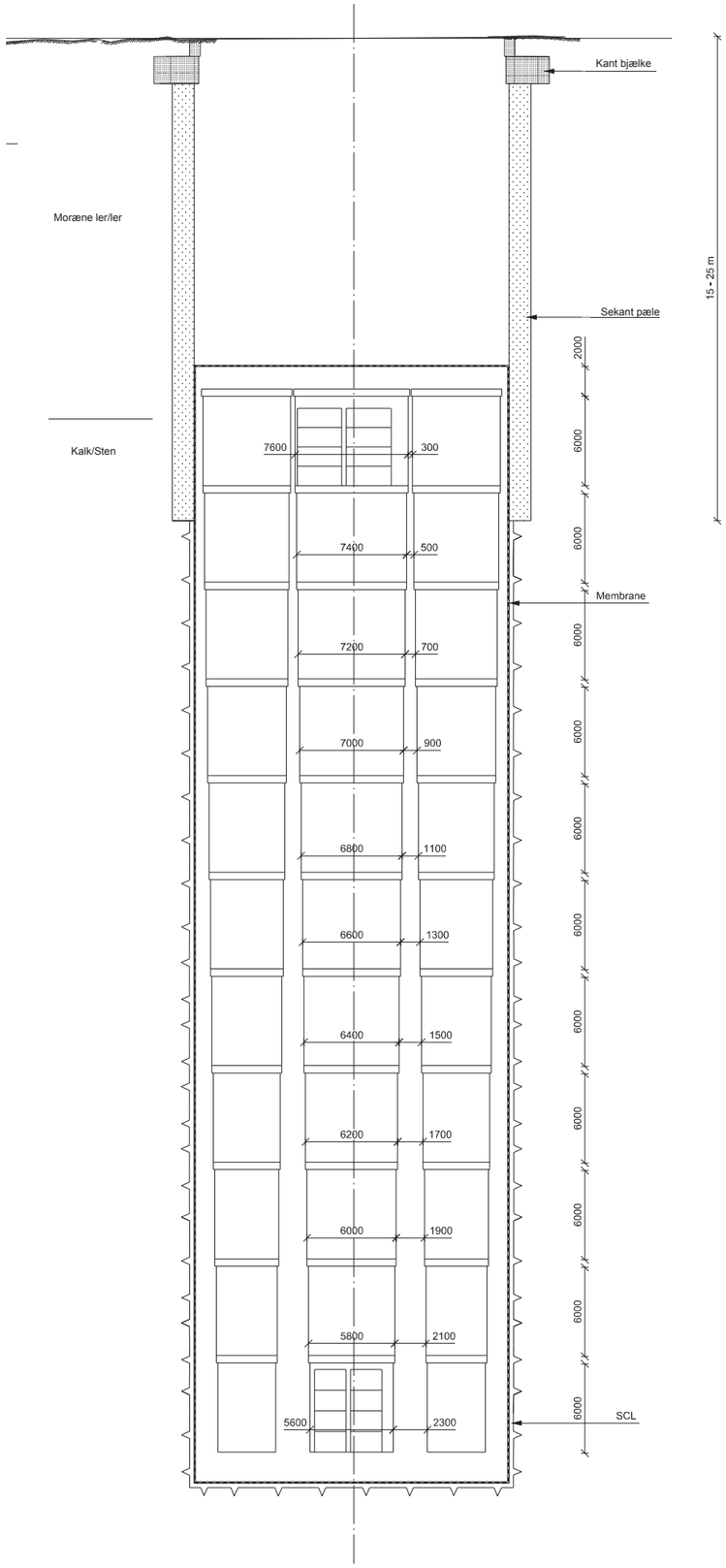
Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn
Reversibel, Ø26m, sekant pæle og SCL

Project no.	P-72024
Designed	FLP / VRSA / ANKU
Checked	MNF / ANKU
Approved	CASK
Scale	-
Date	31.05.2011
Drawing no.	Rev.
1-07	1

COWI



Grund plan



Tværsnit

Note :

Alle mål er i mm, med mindre andet er angivet.

Rev.	Date	Description	Designed	Checked	Approved

Dansk Dekommissionering

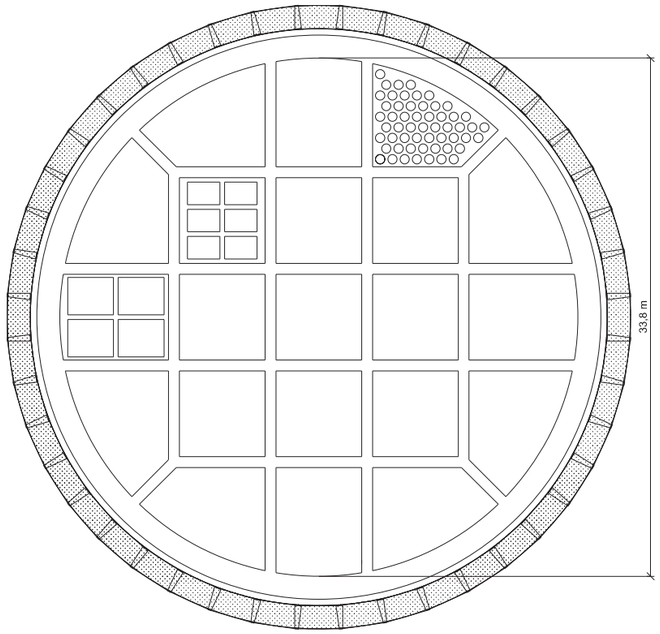
Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn

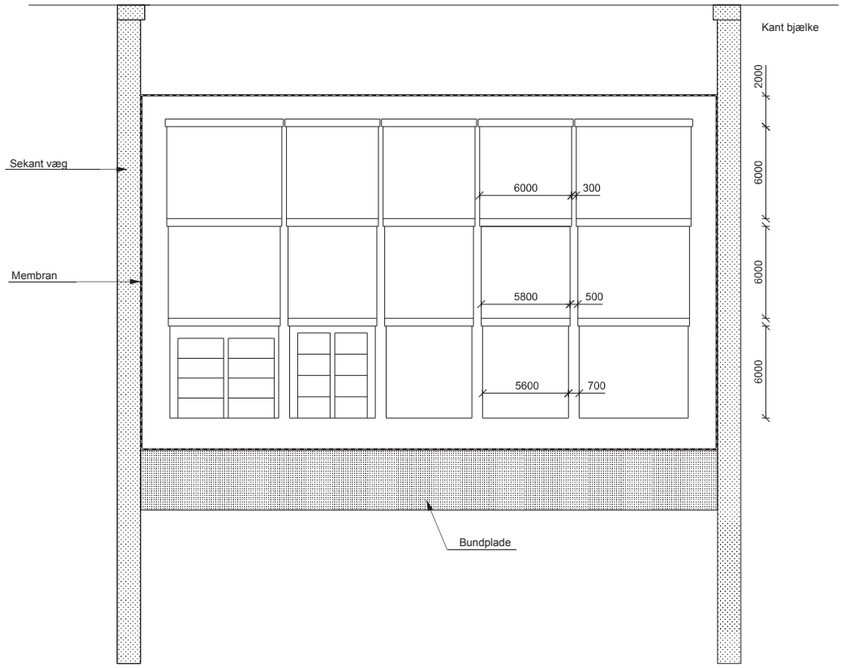
Reversibel, Ø18m, sekant pæle og SCL

Project no.	P-72024
Designed	FLP / VRSA / ANKU
Checked	MNF / ANKU
Approved	CASK
Scale	-
Date	31.05.2011
Drawing no.	Rev.
1-08	1

COWI



Grund plan



Tværsnit

Note :

Alle mål er i mm, med mindre andet er angivet.

Rev.	Date	Description	Designed	Checked	Approved

Dansk Dekommissionering

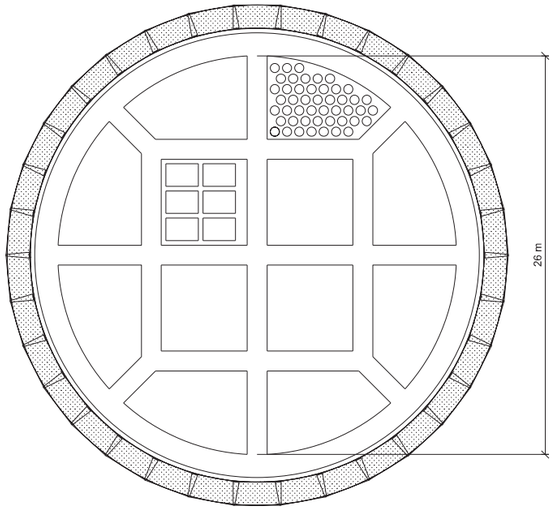
Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn

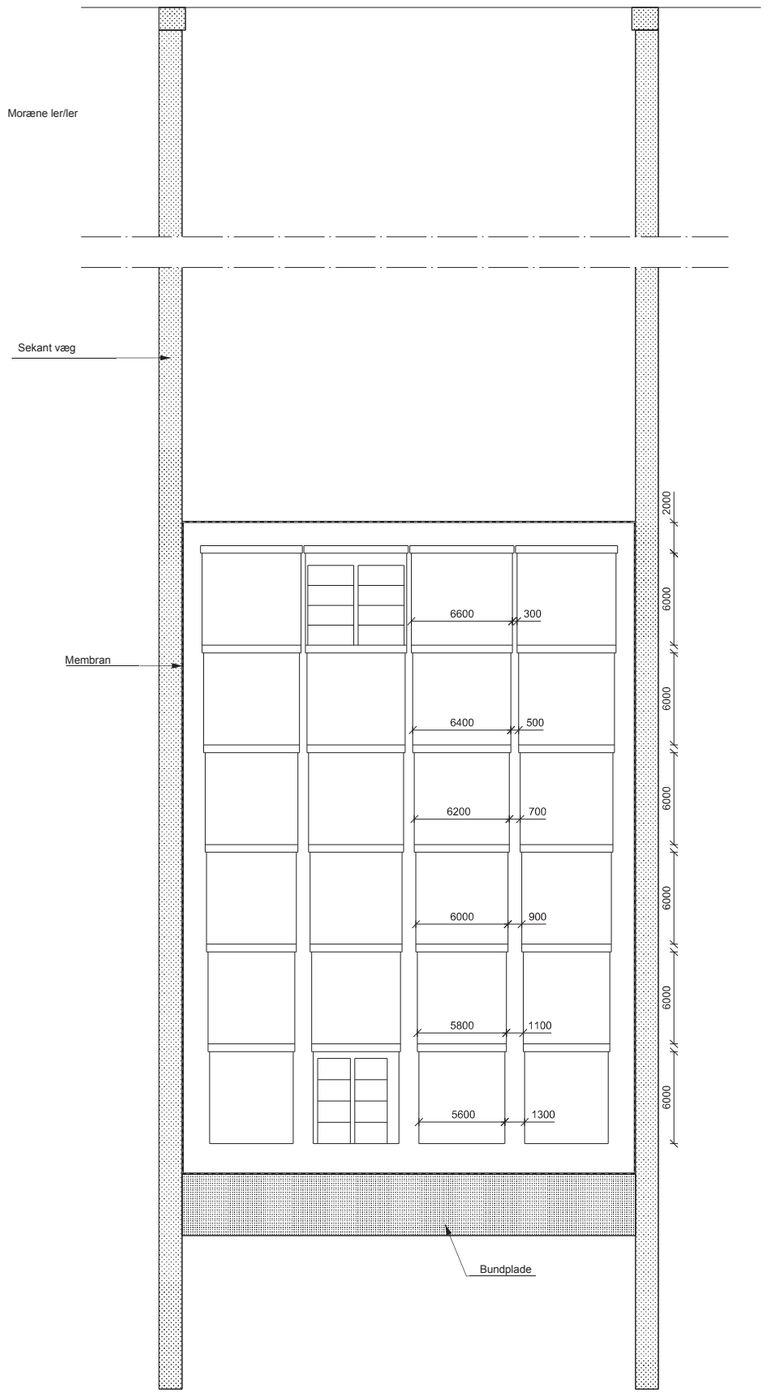
Reversibel, Ø33,8m, sekant væg

Project no.	P-72024
Designed	FLP / VRSA / ANKU
Checked	MNF / ANKU
Approved	CASK
Scale	-
Date	31.05.2011
Drawing no.	1-09
Rev.	1

COWI



Grund plan



Tværsnit

Note :

Alle mål er i mm, med mindre andet er angivet.

Rev.	Date	Description	Designed	Checked	Approved

Dansk Dekommissionering

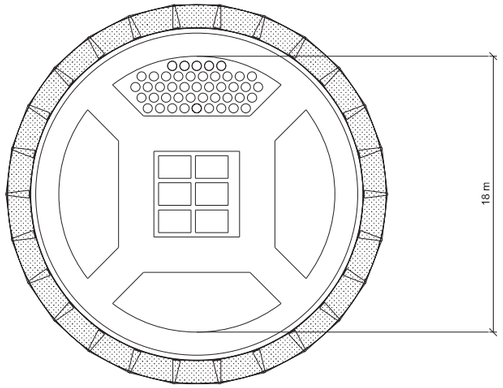
Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn

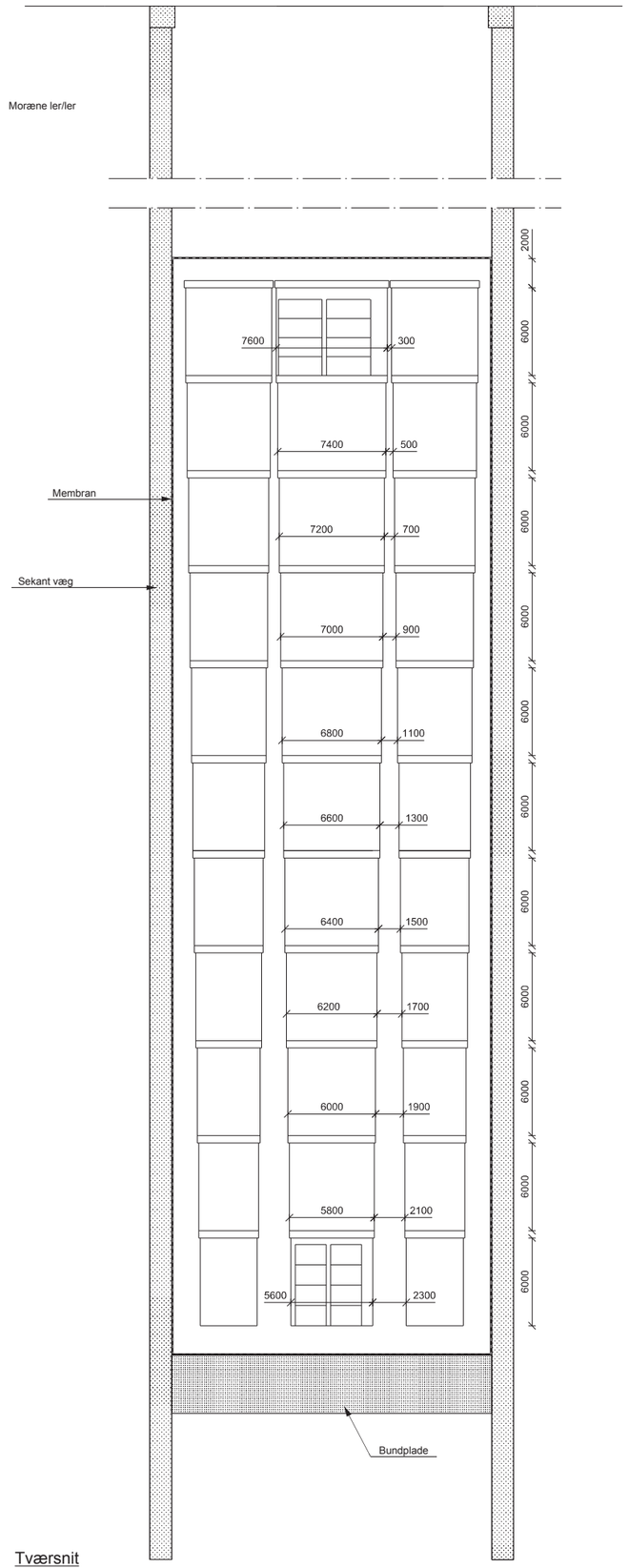
Reversibel, Ø26m, sekant væg

Project no.	P-72024
Designed	FLP / VRSA / ANKU
Checked	MNF / ANKU
Approved	CASK
Scale	-
Date	31.05.2011
Drawing no.	Rev.
1-10	1

COWI



Grund plan



Tværsnit

Note :

Alle mål er i mm, med mindre andet er angivet.

Rev.	Date	Description	Designed	Checked	Approved

Dansk Dekommissionering

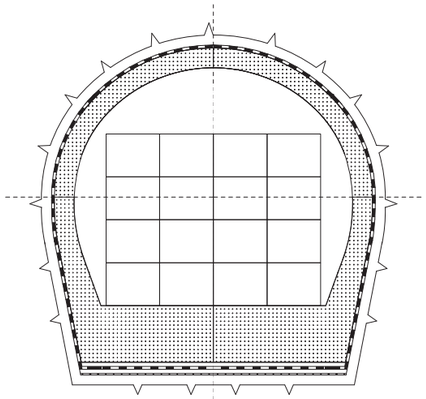
Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Mellemdybt depot, tilgængeligt gennem skakt fra terræn

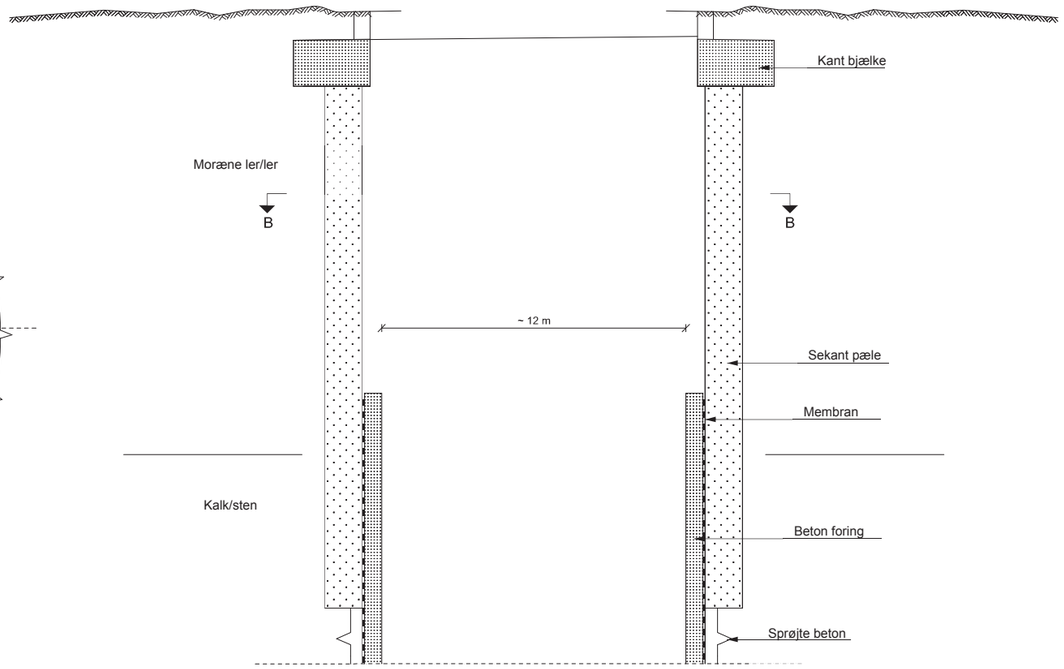
Reversibel, Ø18m, sekant væg

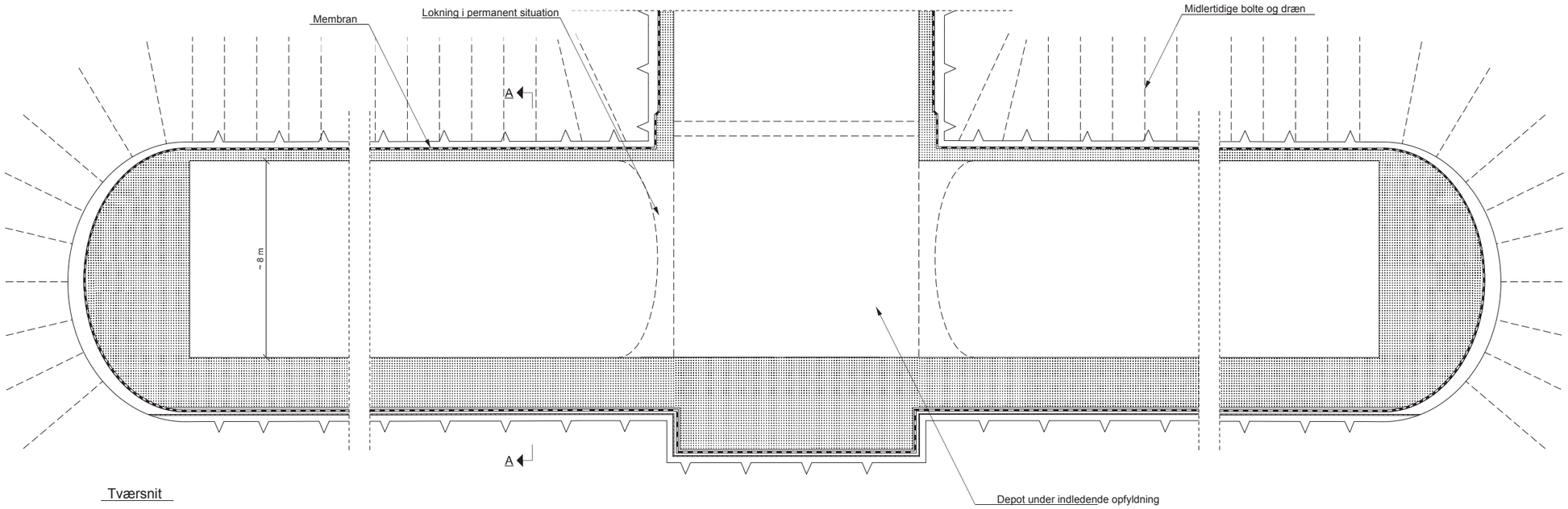
Project no.	P-72024
Designed	FLP / VRSA / ANKU
Checked	MNF / ANKU
Approved	CASK
Scale	-
Date	31.05.2011
Drawing no.	Rev.
1-11	1

COWI

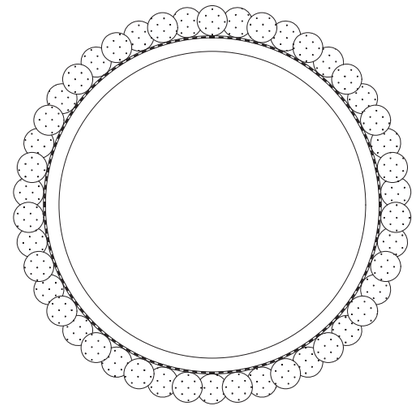


Snit A-A





Tværsnit



Snit B-B

Note :

Alle mål er i mm, med mindre andet er angivet

Rev.	Date	Description	Designed	Checked	Approved

Dansk Dekommissionering

Forstudier til slutdepot for radioaktivt affald

Mellemdybt depot, kaverne med betjening indefra
Sekant pæle og SCL

Project no.	P-72024
Designed	FLP / VRSA / MNF
Checked	ANKU
Approved	CASK
Scale	-
Date	31.05.2011
Drawing no.	Rev.
1-12	1

COWI

Bilag D: Depotmodel

Depotmodellen beregner for hvert relevant radionuklid et kildeled til brug for de efterfølgende grundvands- og dosismodeller. Disse kildeled repræsenterer den mængde nuklid, der udvaskes fra depotet pr. år. På grund af simplificeringer i de efterfølgende modeller skal kildeleddene være konstante over tid. Dog er et "0"-bidrag tilladt fra start, svarende til at udvaskningen af nuklidet endnu ikke er startet. Tilsvarende er et "0"-bidrag tilladt, når mængden af et nuklid er udtømt.

D.1.1 Simplifikationer

I forbindelse med estimatet af kildeleddet er der foretaget følgende simplifikationer:

- Det generelle henfald af radioaktive nuklider sker alene i forbindelse med den efterfølgende dosisberegning, fordi der skal tages hensyn til, hvor lang tid der går inden et bestemt radioaktivt nuklid når frem til de udpegede recipienter. Ydermere henfalder nogle af de radioaktive nuklider til datterprodukter med ganske anderledes transportkarakteristika.

- Generelt antages en konstant koncentration af nuklider i kildeleddet. Denne koncentration vælges som den maksimalt fundne. Dette er konservativt.

- Modellen estimerer tiden, indtil et udslip af nuklider fra en bestemt type affald begynder. Indtil den første affaldsemballage åbner sættes koncentrationen af nuklider i kildeleddet til "0".

- Modellen tager hensyn til den totale mængde nuklid i hver affaldsemballage. Når den mængde, der er til stede i alle affaldsemballager, er udvasket, sættes koncentrationen i kildeleddet til "0". Dette er konservativt.

Med den forholdsvist begrænsede tid, der er afsat til opgaven, har det ikke været muligt at opbygge en meget detaljeret model, der tager højde for alle variationer i de individuelle affaldsenheder. Der findes heller ikke en færdig model, der underbygger denne type information. Derfor har det været nødvendigt at foretage forenklinger.

- Kildeleddet er estimeret på baggrund af en række variable parametre. Blandt disse er der 11 typer depoter, 4 typer geologi, 5 typer fyld og 3 scenarier til fordeling af affaldsemnerne mellem et borehul og et øvre depot. 21 typer affald er overvejet.
- Når et depot er lukket, og grundvandsspejlet ikke længere kontrolleres, vil depotet fyldes med vand. Tiden til vandfyldning er modelleret baseret på grundvandets fluks og depotets dybde.
- Tilstedeværelsen af vand i depotet vil få jern i affaldsbeholdere til at korrodere og med tiden åbne dem. Når en affaldsenhed er åben og i kontakt med vand, kan udvaskningen af nuklider begynde. Alle affaldsenheder af den samme type formodes at åbne samtidigt.

- Vandets strømningshastighed gennem depot og affaldsenheder bestemmes af jordlagets og pakningsmaterialernes hydrauliske ledningsevner. Der er opsat en simpel model, der tager højde for parametrene for jordlag og materialer. Nedbrydning af strukturer og materialer er modelleret ved en forøgelse af den hydrauliske ledningsevne for strukturen eller materialet.
- Volumen af vand i depotet svarer til volumen af hulrum i depotet, hulrum i affaldsenhederne og porøsiteten af materialer og fyld.
- Mængden af vand, der strømmer gennem depotet og affaldsenhederne, er bestemt af disses tværsnit.
- Alle stoffer skal opløses for at blive transporteret af grundvandet.
- Vand, der strømmer gennem affaldsenhederne, forudsættes at blive mættet med nuklider af de grundstoffer analysen betragter.
- Tilbageholdelsestiden af nuklider i fyldmaterialer er estimeret ud fra en simpel model, der afhænger af K_D-værdien for det specifikke stof og dets omgivelser.
- Koncentrationen af nuklider, der udvaskes fra depotet, tager ikke henfald i betragtning. Det betyder, at brøkdelen af radioaktive nuklider i depotet kontra andre nuklider af det samme grundstof vil forblive det samme over tid.
- Modellen beregner en maksimal koncentration. Modellen er diskret over tid, altså ikke kontinuert. Modellen betragter tidspunkterne 10; 30; 100; 300; 1.000; 3.000 og 10.000 år. For at sikre at alle toppe af kort varighed tages i betragtning, holder modellen styr på begyndelses- og sluttidspunktet for udvaskning af hvert nuklid i alle affaldstyperne. Toppene tilskrives tidspunktet lige inden de forekommer.

D.2 Resultater

Depotmodellen beregner kildeled til brug for de efterfølgende grundvands- og dosismodeller. Kildeleddene repræsenterer den mængde af et specifikt nuklid, der udvaskes pr. år. På grund af simplificeringer i de efterfølgende modeller er kildeleddene konstante over tid, og henfald er endnu ikke taget i betragtning. Kildeleddene repræsenterer den maksimalt observerede koncentration indtil år 10.000 efter år 2008. Dette er konservativt. Dog er et "0" bidrag tilladt både fra begyndelsen, og når mængden af tilstedeværende nuklid er udtømt.

D.2.1 Kildeled

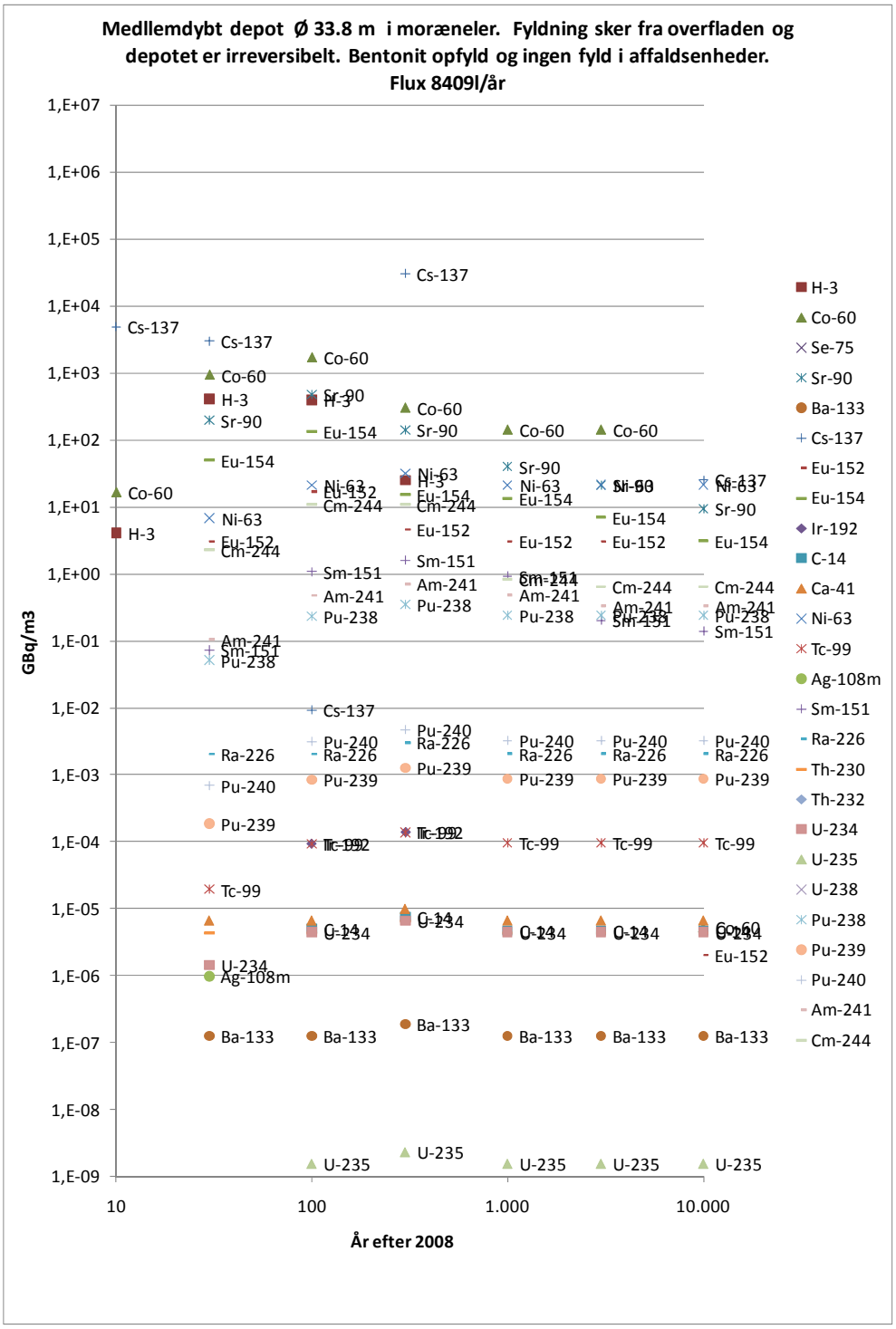
Figur D.1 og Figur D. viser eksempler på mellemresultater for koncentrationer af radionuklider. De følgende modeller kræver at koncentrationer udtrykkes i enheden GBq/m^3. Koncentrationerne skal multipliceres med grundvandsfluksen for at beregne mængden af radionuklid. Kildeleddet er således udtrykt i enheden GBq/år - selvom henfald endnu ikke er taget i betragtning.

Kildeleddet er baseret på den maksimale koncentration skønnet for hvert nuklid. Figur D.1 præsenterer resultater for et depot uden fyld hverken i eller omkring affaldsenhederne. Resultaterne illustrerer forskellene mellem den maksimale koncentration og koncentrationen til andre tidspunkter.

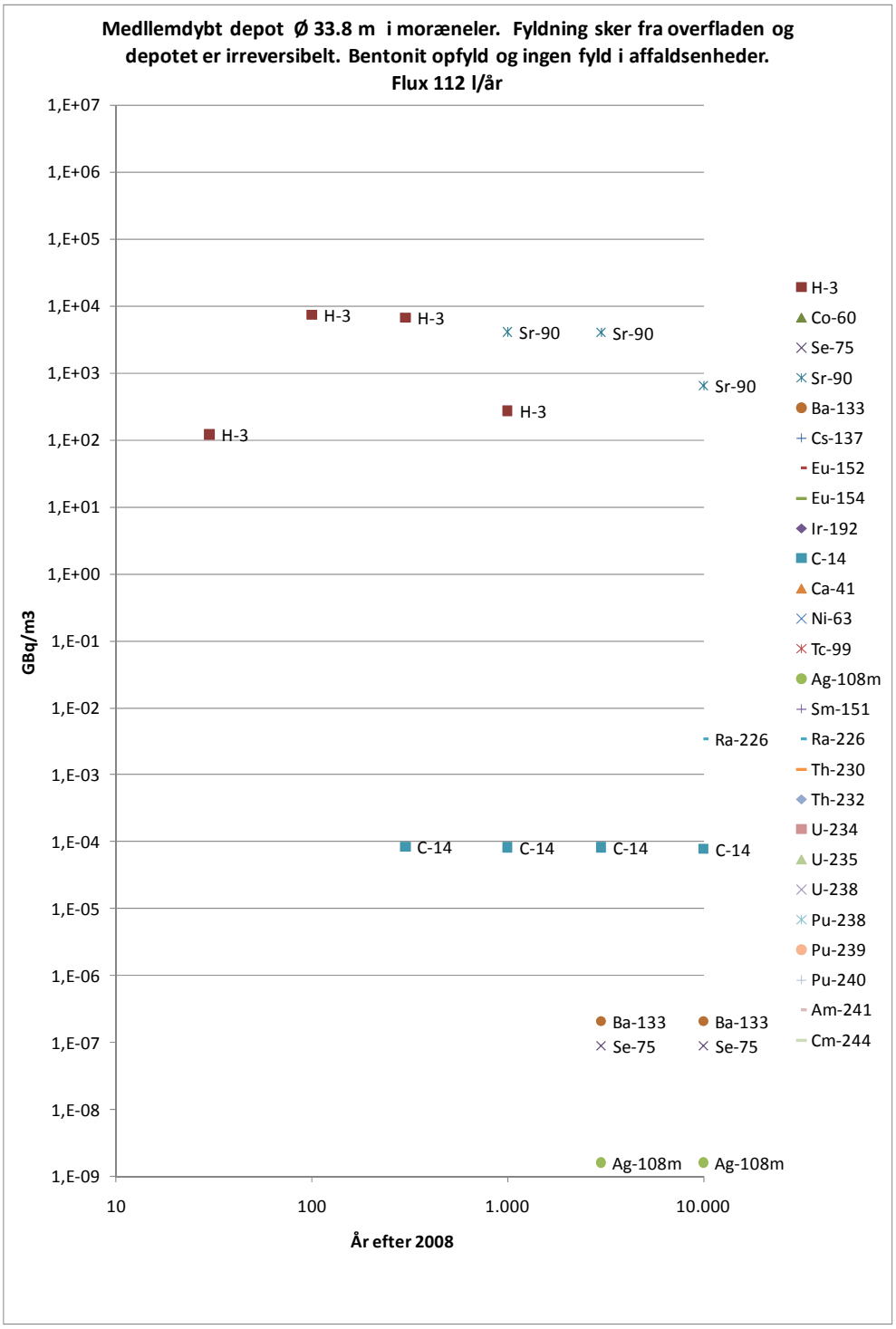
Af figuren ses, at de højeste værdier ikke altid fremkommer på et tidligt tidspunkt. Dette skyldes at modellen tager hensyn til, hvornår de individuelle affaldsenheder åbner for gennemstrømning af grundvand. Da der ikke i eksemplet findes fyldmaterialer i depotet sker der ingen tilbageholdelse af nuklider af på grund af sorption til disse materialer. På grund af depotets høje porøsitet er grundvandsfluksen høj, 8 m^3 per år.

Figur D.2 viser et depot, hvor der er anvendt bentonit som fyld omkring beholderne. De fleste nuklider tilbageholdes nu i depotet i en periode, der er længere end de betragtede 10.000 år. Kun stoffer som H, C og Sr bliver udvasket. Porøsiteten af depotet er nu meget lavere, og vandets fluks er blot 0,1 m^3 per år.

Det bemærkes, at koncentrationen af nogle nuklider er noget lavere, når grundvandsfluksen er høj. Det skyldes, at modellen holder regnskab med den totale mængde af de individuelle nuklider i hver affaldsenhed, og der udvaskes ikke mere, end der er til stede.

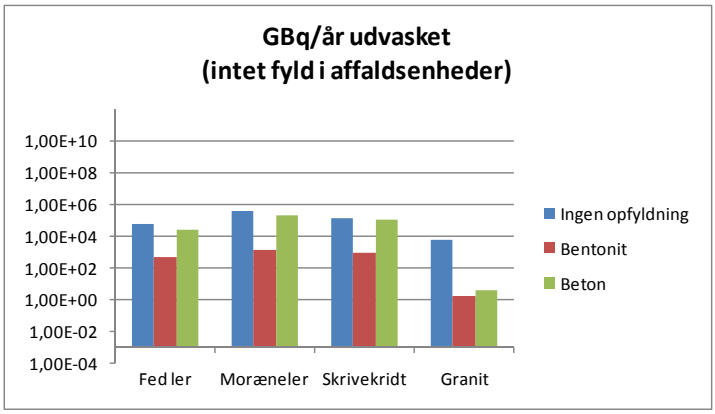


Figur D.1 *Mellemresultater for koncentrationer af radionuklider i et mellemdybt depot uden anvendelse af fyldmaterialer*

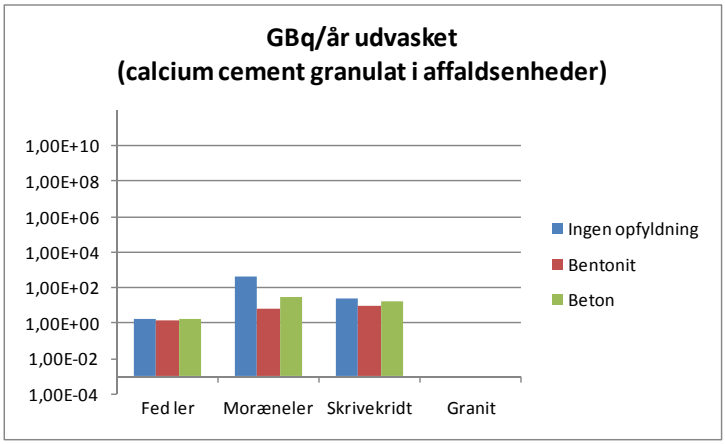


Figur D.2 *Mellemresultater for koncentrationer af radionuklider i et mellemdybt depot med bentonit som fyld mellem beholderne, men uden fyld i beholderne*

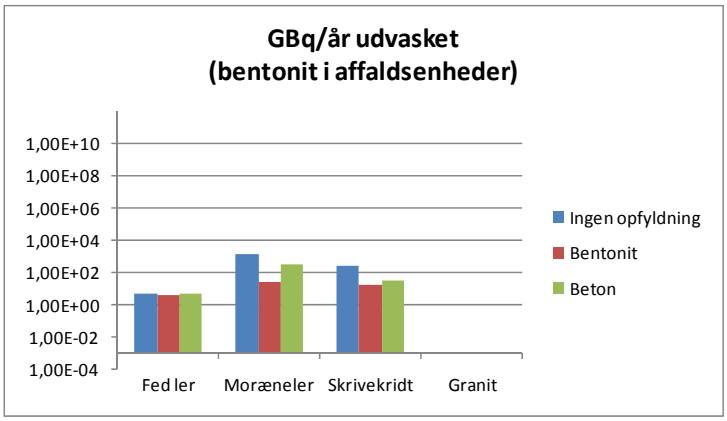
Figur D.3 til Figur D.7 viser summen af kildeled for et medium dybt depot (type 3) kontra jordtype og anvendt fyldmateriale.



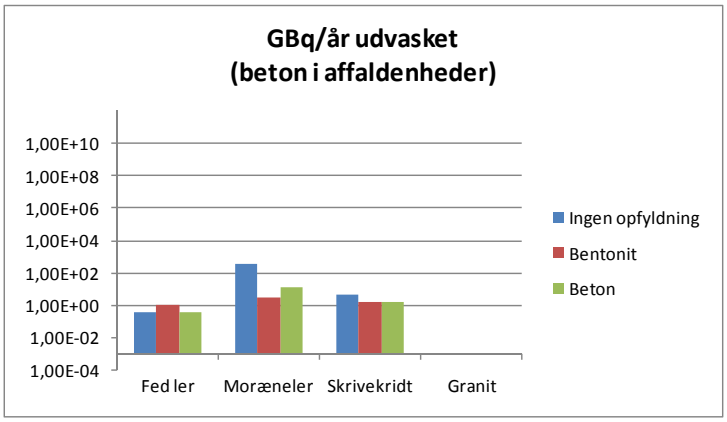
Figur D.3 *Sum af kildeled for et depot af type 3 kontra jord og fyldmateriale mellem beholderne. Intet yderligere fyld i beholderne*



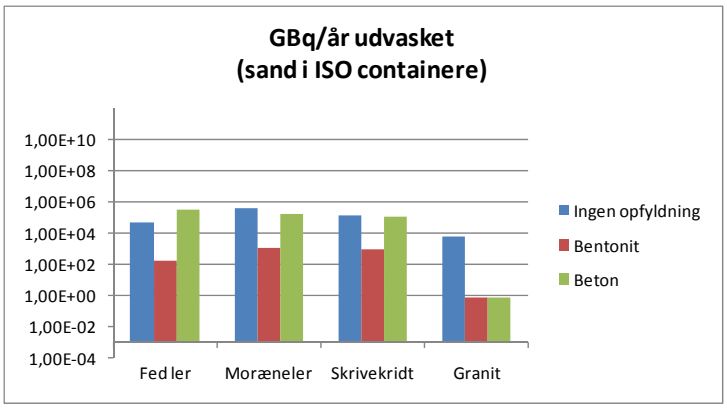
Figur D.4 *Sum af kildeled for et depot af type 3 kontra jord og fyld. Hulrum i affaldsenheder er i alle tilfælde udfyldt med calcium-cement granulat*



Figur D.5 *Sum af kildeled for et depot af type 3 kontra jord og fyldmaterialer mellem affaldsbeholderne. Bentonit er anvendt som fyld i beholdernet*

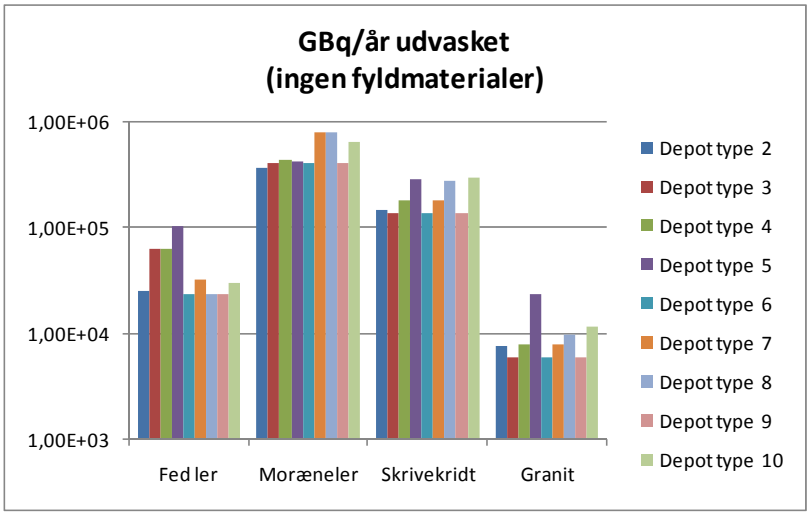


Figur D.6 *Sum af kildeled for et depot af type 3 kontra jord og fyldmaterialer anvendt mellem affaldsbeholderne. Beton er anvendt somfyld i affaldsbeholderne*



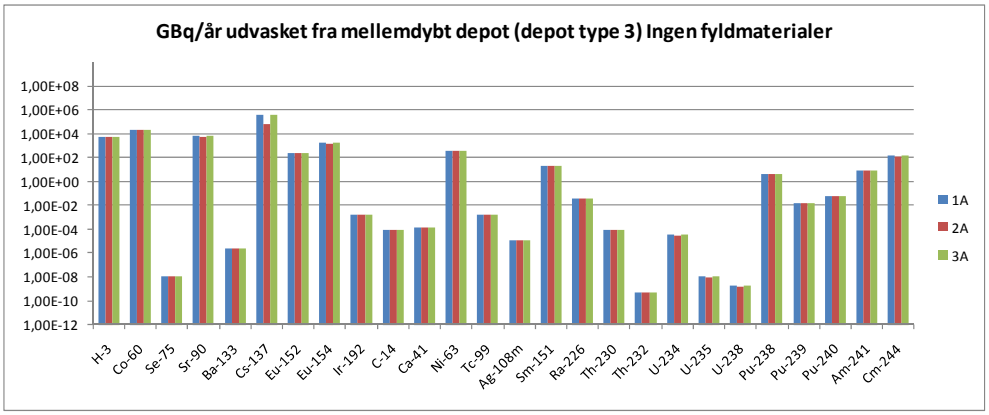
Figur D.7 *Sum af kildeled for et depot af type 3 kontra jord og fyldmaterialer mellem affaldsbeholderne. Hulrum i ISO-containere er udfyldt med sand*

Figur D.8 viser summen af kildeled for nær overflade (depot type 2) og medium dybe depoter (depot type 3, 4 og 5). Værdierne er gældende for depoter uden anvendelse af fyldmateriael hverken i eller omkring affaldsbeholderne.



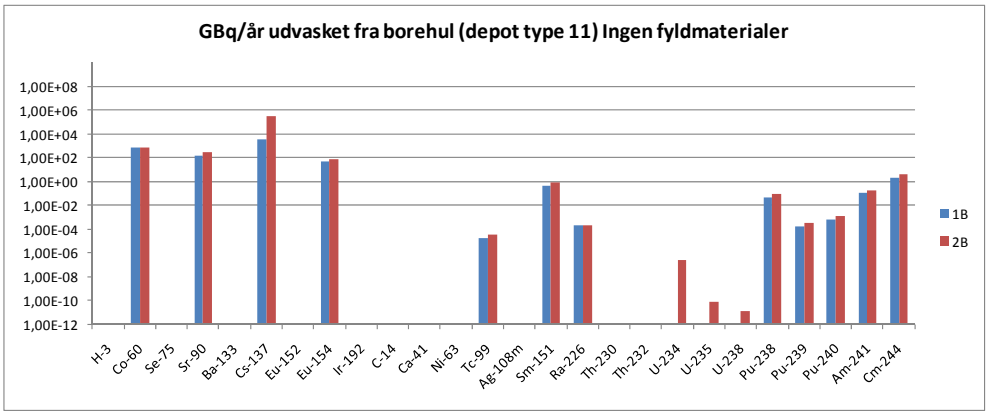
Figur D.8 *Sum af kildeled for nær overflade og medium dybe depoter*

Figur D.9 viser kildeled for et medium dybt depot (type 3) i moræneler uden anvendelse af fyldmaterialer hverken i eller omkring affaldbeholderne. Der er angivet resultater for fordelingen af affaldsenheder for scenarie 1, 2 og 3.



Figur D.9 *Kildeled for et medium dybt depot af type 3 i moræneler*

Figur D.10 viser resultater for det tilbageværende affald, der er placeret i et borehul i kalksten (skrivekridt).



Figur D.10 *Kildeled for de tilbageværende affaldsenheder i et borehul, der er placeret i kalksten (skrivekridt).*

D.3 Usikkerheder

Simulering af usikkerheder er udført som Monte Carlo beregninger under anvendelse af Excel add-in "@RISK". Simuleringer er udført for et mellemdybt depot placeret i moræneler.

Nedenfor vises en række eksempler, der giver en overordnet forståelse af størrelsen af usikkerheden på kildeleddene. Vigtigheden af variationer i den hydrauliske ledningsevne og variationer på grund af anvendelse af fyldmateriale omkring affaldsbeholderne er undersøgt. De betragtede variable er: grundvandsflux, koncentration af radionuklider, den tid det vil tage at udvaske radionuklider og tilbageholdelsestid i fyldmaterialet.

Det må bemærkes, at de beregninger, der er udført for at bestemme kildeled til brug for de efterfølgende grundvands- og dosismodeller, alene er baseret på mest sandsynlige værdier og ikke på simulerede gennemsnitsværdier eller fordelingsfunktioner.

Geometri

De parametre, der er kendt, når depotet planlægges, bliver fastholdt under simuleringerne. Størrelsen og dybden af depotet og tykkelsen af dets betonvægge er eksempler på sådanne parametre. Andre parametre, hvor der forudses en variation, såsom tykkelsen af fyldmaterialet mellem og i affaldsbeholderne beskrives ved et trepunktsestimat og en trekant fordeling.

Hydraulisk ledningsevne

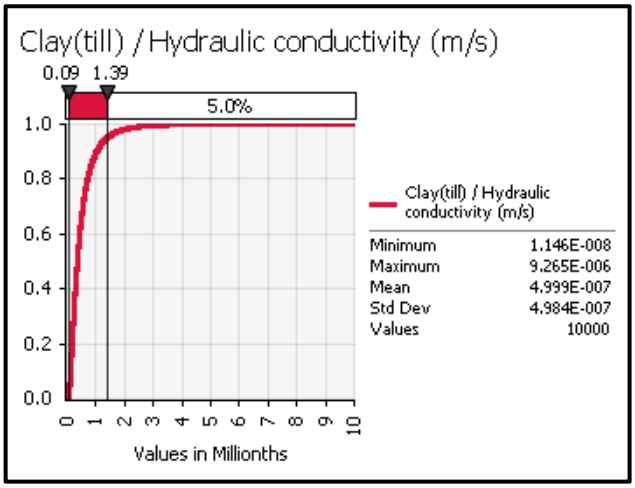
Den hydrauliske ledningsevne for den jord, der omgiver depotet, bestemmer den maksimalt mulige grundvandshastighed. Usikkerheden på denne parameter er meget stor, når der ikke vides noget om de specifikke forhold på en aktuel lokalitet. Størrelsen af denne parameter kan for den samme type jord være 100 gange mindre end den viste middelværdi, eller 100 gange større.

Når placeringen af et depot er kendt, kan den hydrauliske ledningsevne bestemmes med en mindre unøjagtighed. For at vurdere usikkerheden af denne parameter blev der udført simuleringer med en frekvensfunktion, der varierer i intervallet 10 gange mindre og 10 gange større end middelværdien. Der blev også lavet simuleringer med en fastholdt parameter.

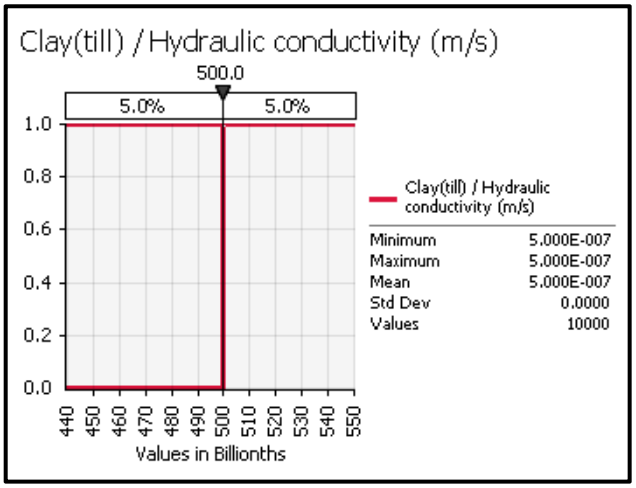
Nedenstående tabel viser sandsynligheden for, at den hydrauliske ledningsevne er det givne antal gange større end middelværdien.

	variabel hydraulisk ledningsevne	fastholdt hydraulisk ledningsevne
p > 10 middel	0,001	0
p > 100 middel	0	0

Hydraulisk ledningsevne kan variere



Fastholdt hydraulisk ledningsevne



Figur D.11 *Fordelingsfunktioner for den hydrauliske ledningsevne i moræneler. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

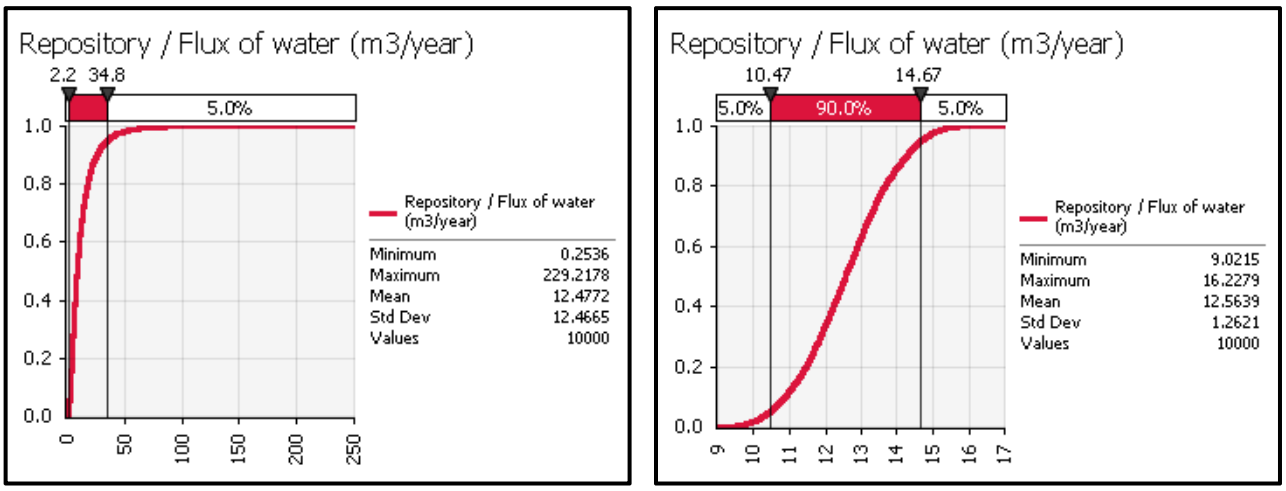
Flux af grundvand gennem depotet

Fluxen af grundvand gennem depotet afhænger af den hydrauliske ledningsevne af jorden omkring og materialerne i depotet. Når værdierne af den hydrauliske ledningsevne er usikre, og der ikke anvendes fyld mellem affaldsbeholderne, beregnes 5 % og 95 %-fraktiler for grundvandsfluxen til henholdsvis 2 m^3/år og 15 m^3/år. Når den hydrauliske ledningsevne fastholdes, forbliver middelværdien den samme, men intervallet bliver smallere, og fraktilerne bliver 10 m^3/år og 15 m^3/år. Når den hydrauliske ledningsevne kan variere, bliver forholdet mellem maksimum og minimum flux omkring 1.000, når den fastholdes, er forholdet omkring 2. Nedenstående tabel viser sandsynligheden for, at grundvandsfluxen er det viste antal gange større end middelværdien.

	variabel hydraulisk ledningsevne	fastholdt hydraulisk ledningsevne
p > 10 · middel	0,001	0
p > 100 · middel	0	0

Ingen fyld i depot eller i affaldsenhederne, hydraulisk ledningsevne kan variere

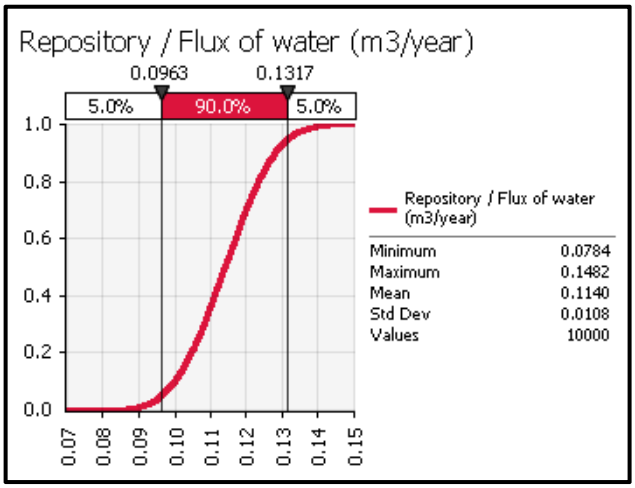
Ingen fyld i depot eller i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



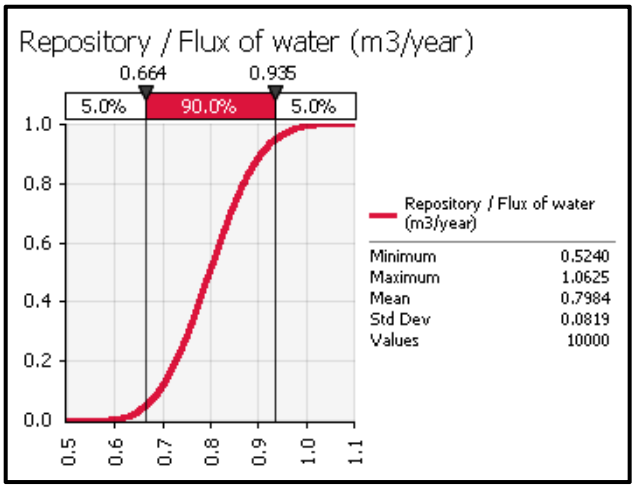
Figur D.12 *Fordelingsfunktion for grundvandsflux i et depot uden anvendelse af fyld omkring affaldsenhederne. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

Når der anvendes fyldmaterialer omkring affaldsenhederne, reduceres grundvandsfluxen betydeligt, da den samlede porøsitet i depotet falder. Hvis der anvendes bentonit, reduceres fluxen med omkring en faktor 100. For beton er denne faktor omkring 15. Simuleringerne er udført med en fastholdt hydraulisk ledningsevne. I begge simuleringer er forholdet mellem minimum og maksimum stadig omkring 2.

Bentonitfyld i depot, intet fyld i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



Betonfyld i depot, intet fyld i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



Figur D.13 *Fordelingsfunktion for grundvandsflux i et depot med fyld omkring affaldsenhederne. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

Koncentrationer

Kildeleddet er et mellemresultat, der indeholder information om koncentrationer i enheden GBq/m^3. Af årsager, der er beskrevet ovenfor, medtager dette mellemresultat endnu ikke henfald af de radioaktive nuklider. Mellemresultatet skal multipliceres med grundvandsfluxen for at give et mål for den udvaskede mængde pr. år.

H-3

Det radioaktive nuklid H-3 er kun til stede i små mængder. Selvom forholdet H-3 kontra almindeligt hydrogen er antaget at være en til en million, er kun nogle få liter vand nødvendige for at transportere hele den radioaktive mængde.

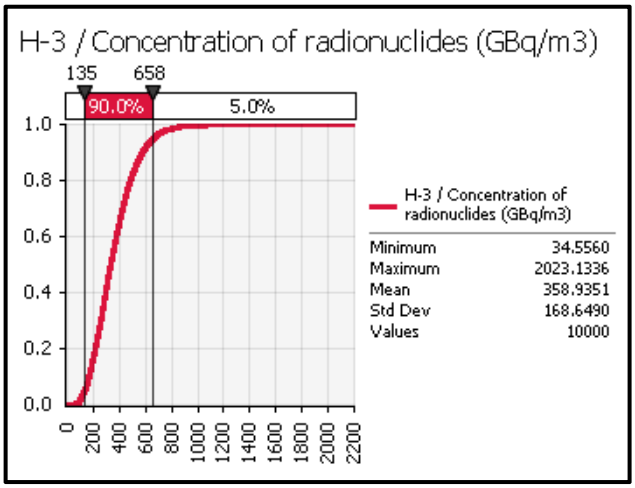
Figur D.14 og Figur D.15 præsenterer simuleringsresultater for koncentrationer af H-3 i kildeleddet.

Ved sammenligning af resultaterne på Figur D.14 og Figur D.15 ses, at H-3 koncentrationen ikke påvirkes ret meget af jordlagenes og materialernes hydrauliske ledningsevne. Middelværdi og også fraktiler forbliver stort set det samme, uanset om den hydrauliske ledningsevne fastholdes. Forholdet mellem maksimum og minimum er omkring 60, når den hydrauliske ledningsevne tillades at variere og omkring 30, når den fastholdes.

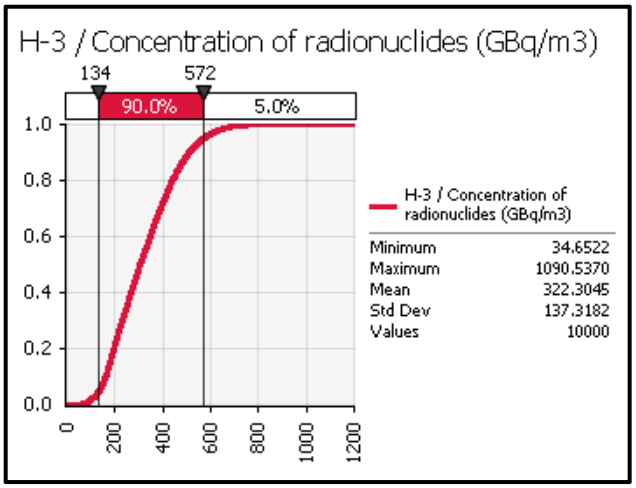
Nedenstående tabel viser sandsynligheden for, at kildeleddet er det viste antal gange større end middelværdien.

	variabel hydraulisk ledningsevne	fastholdt hydraulisk ledningsevne
p > 10 · middel	0	0

Ingen fyld i depot eller i affaldsenheder, variation af hydraulisk ledningsevne



Ingen fyld i depo eller i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



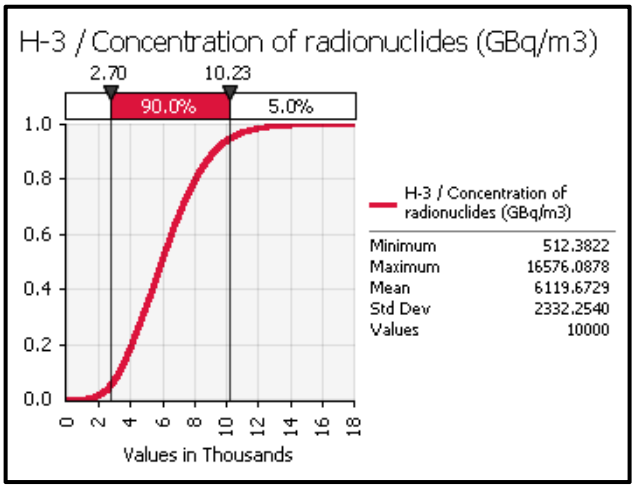
Figur D.14 *Fordelingsfunktion for mellemresultater for koncentration af H-3. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

Ved introduktion af fyldmateriale omkring affaldsbeholderne ser det ud som om H-3 koncentrationen stiger. Mængden af tilstedeværende H-3 er lille og vil derfor udvaskes indenfor en kort periode. Hvis vandets flux tages i betragtning, så vil den udvaskede mængde være den samme. Modellen betragter den samlede mængde i hver affaldsenhed og udvasker ikke mere, end der er til stede.

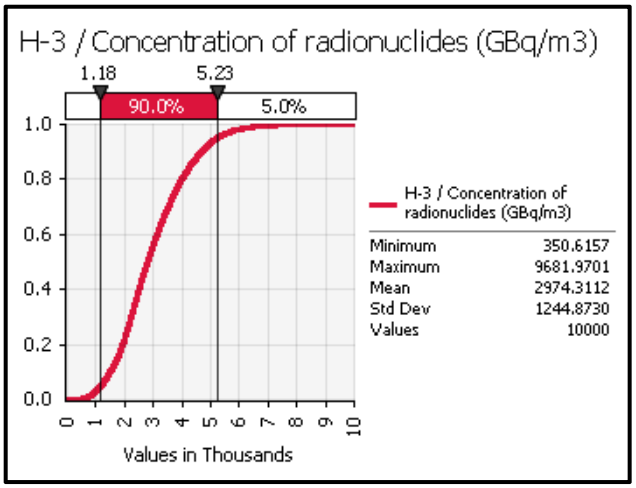
Forholdet mellem den største og mindste værdi er omkring 10, når fyldmaterialet er bentonit og omkring 30, når det er beton. Nedenstående tabel viser sandsynligheden for, at kildeleddet er det givne antal gange større end middelværdien.

	bentonit, fast hydraulisk ledningsevne	beton, fastholdt hydraulisk ledningsevne
$p > 10 \cdot$ middel	0	0

Bentonitfyld i depot, intet fyld i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



Betonfyld i depot, intet fyld i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



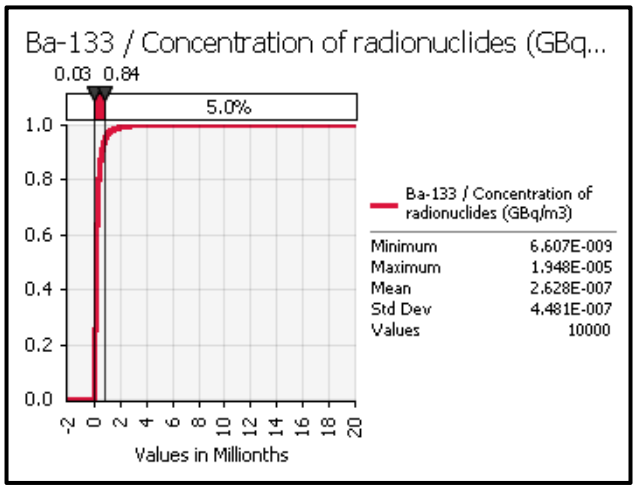
Figur D.15 *Fordelingsfunktion for mellemresultater for H-3 kildeleddet, når der anvendes fyld omkring beholderne. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

Ba-133

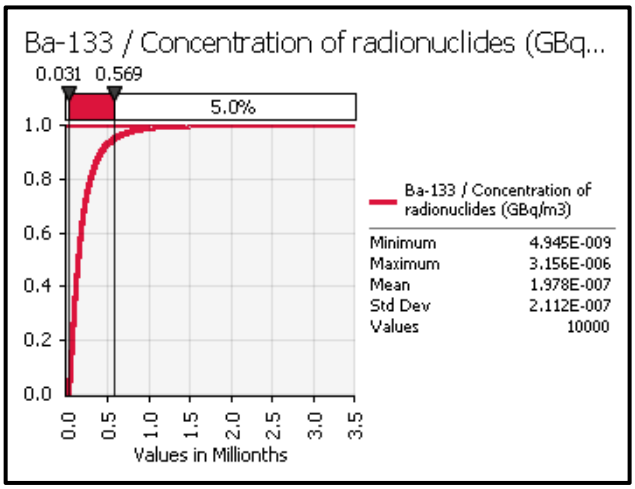
Figur D.16 and Figur D.17 viser resultater fra simulering af kildeleddet for Ba-133.

	variabel hydraulisk ledningsevne	fastholdt hydraulisk ledningsevne
p > 10 · middel	0,005	0,001
p > 100· middel	0	0

Ingen fyld depot eller i affaldsenheder, variation af hydraulisk ledningsevne



Ingen fyld i depot eller i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



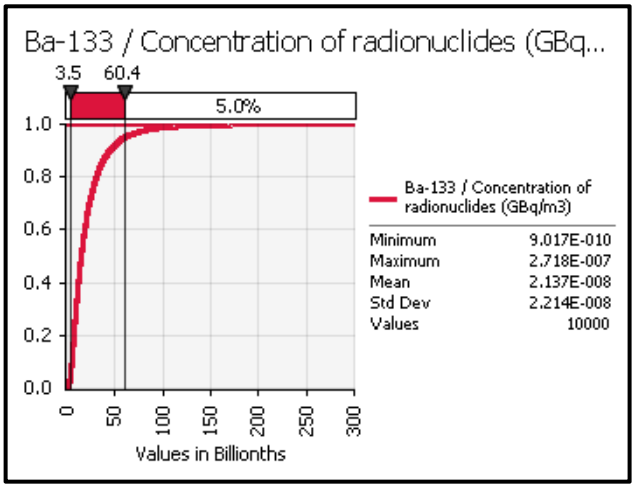
Figur D.16 *Fordelingsfunktion for mellemresultater for Ba-133 koncentrationen. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

Som det gør sig gældende for H-3, influeres variationen kun minimalt af varierende hydrauliske ledningsevner. Imidlertid estimeres forholdet mellem maksimal og minimal værdi til at være i størrelsesordnen 3.000, når den hydrauliske ledningsevne varierer. Forholdet ved en fastholdt ledningsevne varierer i størrelsesordnen 600. Nedenstående tabel viser sandsynligheden for, at kildeleddet er det viste antal gange større end middelværdien.

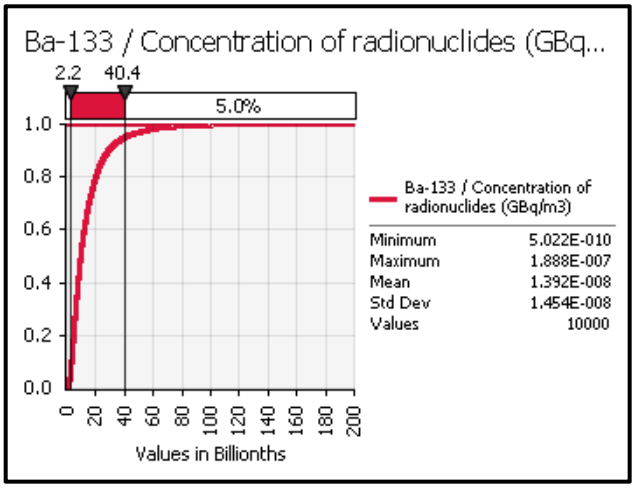
Ved at anvende bentonit- eller betonfyld i depotet, tilbageholdes Ba-133 i depotet pga. sorption. Men der sker gennemslag af Ba-133 indenfor den tidshorisont, der betragtes. Nedenstående tabel viser sandsynligheden for, at kildeleddet er det viste antal gange større end middelværdien.

	bentonit, fastholdt hydraulisk ledningsevne	beton, fastholdt hydraulisk ledningsevne
p > 10 · middel	0,001	0,001
p > 100· middel	0	0

Bentonitfyld i depot, intet fyld i affaldsenheder, fastholdt hydrauliske ledningsevne



Betonfyld i depot, intet fyld i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



Figur D.17 *Fordelingsfunktion for mellemresultater for Ba-133 kildeled, når der anvendes fyld omkring beholderne. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

U-238

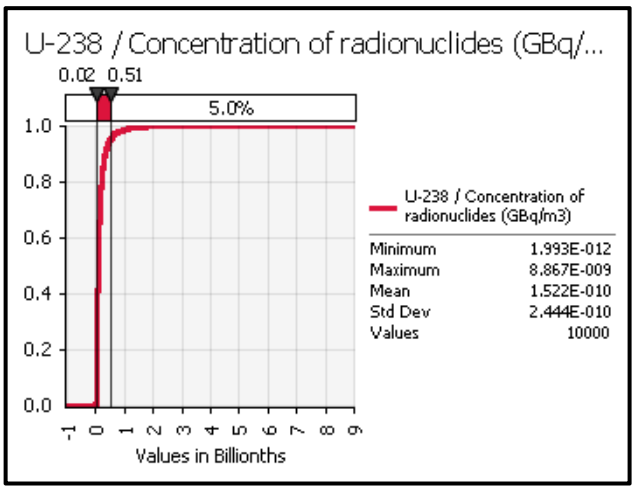
Figur D.18 og Figur D.19 viser resultater fra en simulering af kildeleddet for koncentrationen af U-238.

Når der ikke anvendes fyldmaterialer i depotet, er variationen af den estimerede koncentration stor. Variationen mellem det største og det mindste estimat er af en faktor 1.000.

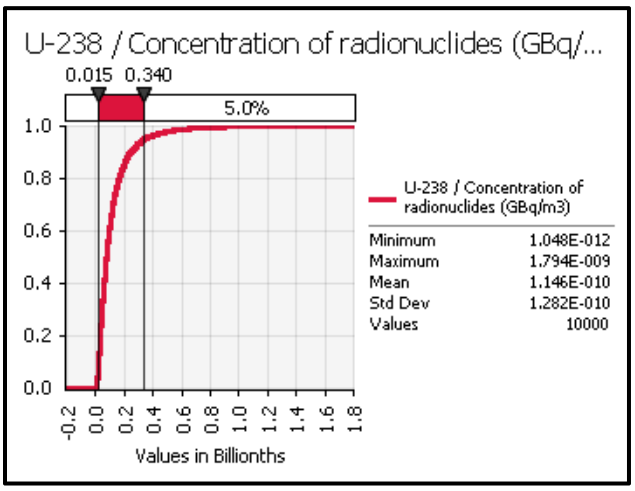
Som for H-3 og Ba-133 påvirkes denne variation kun lidt af variationen i den hydrauliske ledningsevne. Nedenstående tabel viser sandsynligheden for, at kildeleddet er det viste antal gange større end middelværdien.

	variabel hydraulisk ledningsevne	fastholdt hydraulisk ledningsevne
p > 10 · middel	0,007	0,007
p > 100· middel	0	0

Ingen fyld depo eller i affaldsenheder, variation af hydraulisk ledningsevne



Ingen fyld i depot eller i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



Figur D.18 *Fordelingsfunktion for mellemresultater for koncentrationen af U-238. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

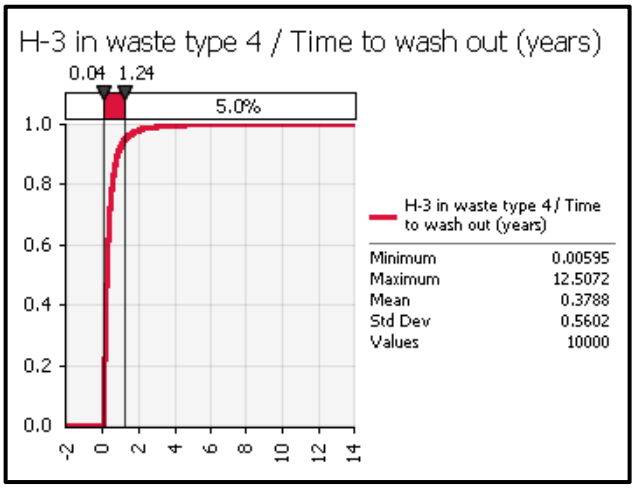
Tid til udvaskning af radioaktivt nuklid

Den tid det tager, at udvaske de radioaktive nuklider, der er til stede i små mængder, fra de specifikke affaldsenheder, afhænger af grundvandsfluxen og derfor også af den hydrauliske ledningsevne af jordlag og materialer.

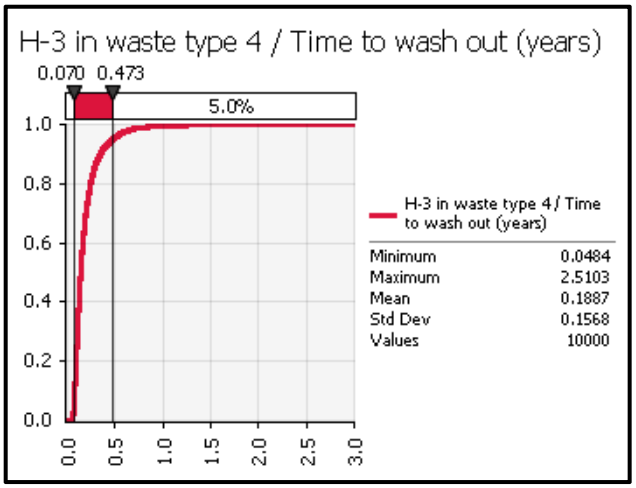
Figur D.19 viser, hvor langt tid det tager at udvaske H-3 fra affaldsenheder af type 4. Forholdet mellem maksimum og minimum er 2.000, når den hydrauliske ledningsevne tillades at variere og 50, når den fastholdes. Middelværdien er indenfor samme størrelsesorden. Nedenstående tabel viser sandsynligheden for, at tiden er det givne antal gange større end middelværdien.

	variabel hydraulisk ledningsevne	fastholdt hydraulisk ledningsevne
p > 10 · middel	0,005	0,002
p > 100· middel	0	0

Ingen fyld i depot eller i affaldsenheder, variation af hydraulisk ledningsevne



Ingen fyld i depot eller i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne

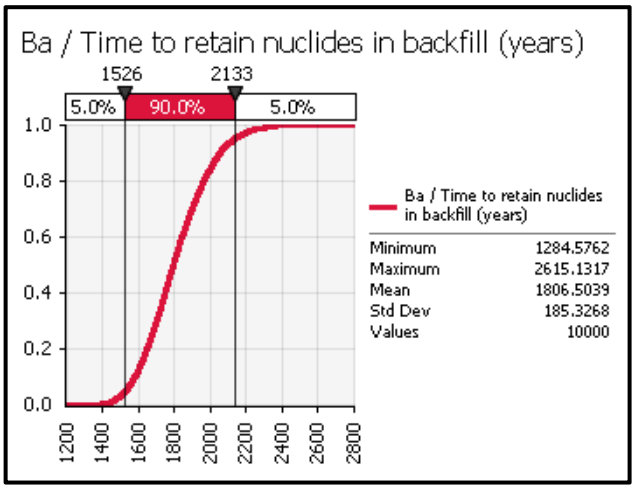


Figur D.19 *Fordelingsfunktion for tid til udvaskning af H-3. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

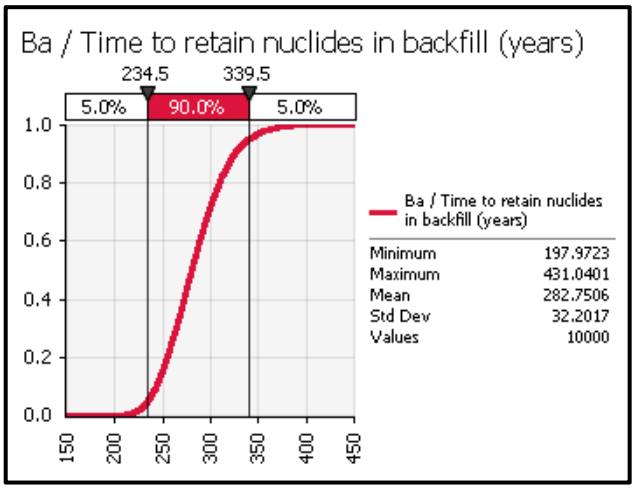
Tilbageholdelsestid

Variation i tilbageholdelsestid illustreres af de simulerede værdier for Ba-133 på Figur D.20. Middelværdien for tilbageholdelsestiden er omkring 1.800 år for bentonit, mens den kun er 300 år ved anvendelse af beton. I begge tilfælde er forholdet mellem maksimum og minimum en faktor 2. Beregningerne tager ikke hensyn til den absolutte tilbageholdelseskapacitet, da den vil afhænge af depotets faktiske udformning.

Bentonitfyld i depotet, intet fyld i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



Betonfyld i depot, intet fyld i affaldsenheder, fastholdt hydraulisk ledningsevne



Figur D.20 *Fordelingsfunktion for tilbageholdelsestid for Ba-133. Skaleret hyppighed som funktion af dosis (mSv)*

Bilag E: Grundvandsmodel, detaljer

I dette Bilag er de specifikke detaljer relateret til grundvandsmodellering beskrevet.

E.1 Antagelser omkring geosfæremodellen

Under forstudiet er det foreslået at anvende følgende antagelser:

- Stationære strømningsforhold. Strømningsbilledet ændres sig ikke over tid, hvilket resulterer i kortere simuleringstider for strømningsmodellen.
- Der anvendes konstante randbetingelser i form af fastholdt tryk (opstrøms/nedstrøms, i vandløb og i vådområdet). Det fastholdte trykniveau varierer ikke over tiden, hvilket er nødvendigt for at opnå stationære strømningsforhold.
- Der anvendes konstante randbetingelser for indvinding (indvindingsboringerne). Indvindingen varierer ikke over tid, hvilket er nødvendigt for at opnå stationære strømningsbetingelser.
- Det er antaget, at der er isotrope forhold i det horisontale plan. Dvs. hydrauliske ledningsevner og porøsitet er ensartede i alle retninger i det horisontale plan.
- Der er antaget stationære og isotrope forhold hvad angår transportrelaterede parametre. F.eks. er eksponentielt henfald beskrevet ved en halveringstid, adsorption er beskrevet ved en fordelingskoefficient K_D.
- Der er antaget isotrope forhold i hver geologisk formation. Dvs. der er konstant adsorptionskoefficient og dispersionsparametre i hver formation.

Disse antagelser svarer ikke altid til worst-case antagelser, men da det er de samme forhold i alle modeller vil det ikke ændre rankningen af modellerne. Det vil også have mindre indflydelse end parameterusikkerhed og -variabilitet i de hydrogeologiske og hydrogeokemiske parametre.

Det er yderligere antaget at det geometriske setup er det samme i alle modeller, og det er udformet så forskellige recipienter er medtaget. Disse antagelser er beskrevet og forklaret i nedenstående tabel.

Tabel E.1 Generelle antagelser for sikkerhedsanalysen

Issue	Assumption	Comments
Tykkelse af *formation*	10 m	Gælder for hvert beregningslag, som indeholder *formationen*
Afstand til dyb indvindingsboring	1,000 m (nedstrøms)	Da placeringen af depotet vil respektere områder med drikkevandsinteresser, er afstanden til nærmeste vandforsyningsboring relativ stor
Afstand til kort indvindingsboring	1,500 m (nedstrøms)	Da placeringen af depotet vil respektere områder med drikkevandsinteresser, er afstanden til nærmeste markvandingsboring relativ stor
Dybde af kort indvindingsboring	20-30 m	Korte indvindingsboringer indvinder typisk vand fra kvartære sandlag i moderat dybde
Dybde af dyb indvindingsboring	60-70 m	Dybe indvindingsboringer i denne type områder indvinder typisk fra grundvandsmagasiner i Danien kalk
Oppumpning fra kort indvindingsboring	15,000 m^3/år	Det antages, at den nærmeste korte indvindingsboring forsyner et mindre vandværk eller anvendes til vanding
Oppumpning fra dyb indvindingsboring	200,000 m^3/år	Det antages, at den nærmeste dybe indvindingsboring forsyner et større vandværk
Afstand til vandløb	1,000 m	
Gradient mellem depotplacering og vandløb	omkring 5 m	
Afstand til slutrecipient (kysten)	2,500 m	
Gradient mellem depotplacering og slutrecipient	omkring 15 m	
Afstand til vådområde	1,300 m (nedstrøms)	
Gradient mellem depotplacering og vådområde	omkring 10 m	
Nettonedbør ved vådområde og vandløb	-100 mm	Fordampningen er i disse områder antaget at være større end nedbøren
Nettonedbør generelt	400 mm/år (varierer i Danmark mellem 200 og 600 mm/år)	Typisk gennemsnitlig nettonedbør I Danmark (Henriksen og Sonnenborg, 2003)
Dræn	dybde = 1 m	Generelt - dog ikke ved vandløb og vådområder

Nuklidkilden i modellen er givet som en fastholdt (enheds) strømning med en fastholdt koncentration. Dette betyder, at stortransportmodellens resultater kan kombineres med resultaterne fra depotmodellen ved at skalere til de strømninger og koncentrationer, som denne model beregner.

Der er anvendt en simpel, men meget brugt, metode til at beskrive tilbageholdelse via adsorption. Denne metode anvender fordelingskoefficienten K_D, som beskriver ligevægtskoncentrationen mellem stof, som er opløst og stof, som er adsorberet. Det er antaget, at tilbageholdelsen er uafhængig af koncentrationsniveauet, grundvandskemi mv., hvilket ikke er gældende generelt (se f.eks. Criscenti et al., 2006). K_D skal bestemmes for den konkrete depotplacering (Criscenti et al., 2006), hvilket ikke er muligt i denne fase af projektet. I stedet er K_D-værdier, som er repræsentative for de geologiske forhold i de foreslåede konceptuelle modellen blevet valgt på baggrund af et litteraturstudie af laboratorie- og feltbestemte værdier for forskellige nuklider. I de tilfælde, hvor der er foretaget skøn, er disse altid valgt som konservative skøn.

Da depotet vil blive placeret i typisk lavpermeable omgivelser, vil strømningshastighederne være små. Derfor vil dispersionen, som afhænger af hastigheden, også være lille. Molekylær diffusion kan derfor være en vigtig proces, hvorfor den er inkluderet i beregningerne. Dette var også konklusionen fra studier i opsprækket ler af Harrar et al. (2007) og Huysmans and Dassargues (2005)

Udslippet fra depotet I form af hvornår og hvor store koncentrationer vil blive beregnet med depotmodellen. Grundvandsmodellen vil som sådan bestemme fortyndingen og tilbageholdelsen af de opløste stoffer og beregne koncentrationer ved de beskrevne interessepunkter som funktion af tiden.

E.2 Parametrisering af kombinationerne

Hydrogeologiske, hydrogeokemiske, hydrauliske og geotekniske parametre vil have betydning for denne indledende sikkerhedsanalyse. Nedenfor er hydrauliske og hydrogeologiske parametre for de geologiske aflejringer i spil foreslået og diskuteret og givet laveste, middel og højeste estimater.

Tallene givet i nedenstående tabel er baseret på, at GEUS ved udvælgelsen af forslag til konkrete placeringer af depotet fokuserer på lavpermeable formationer (Dansk Dekommissionering, 2009). Parametre for hydraulisk ledningsevne er primært baseret på Freeze and Cherry (1979) kombineret med mere specifikke referencer fra Danmark. Det skal understreges, at en af de vigtigste faktorer for hydraulisk ledningsevne er tilstedeværelsen af sprækker i de geologiske formationer, som er listet i Tabel E.2 . Dette kan føre til sprækkestrømning og strømning i bestemte retninger, hvor den hydrauliske ledningsevne er i den høje ende af de angivne intervaller. Middelværdier er estimeret på basis af de fundne værdier.

Tabel E.2 Vigtige parametre for de geologiske aflejringer, som overvejes i forbindelse med depotplaceringen er givet som laveste, middel og højeste værdi (se nedenfor for yderligere begrundelser)

		Fed, plastisk ler	*Moræneler*	*Kalk*	*Klippe*
Horisontal hydraulisk ledningsevne (m/s)	Laveste	10^{-10}	10^{-9}	10^{-9}	10^{-12}
	Middel	10^{-8}	$5x10^{-7}$	10^{-7}	10^{-10}
	Højeste	10^{-6}	$5x10^{-5}$	$5x10^{-6}$	10^{-8}
Vertikal hydraulisk ledningsevne (m/s)	Laveste	$5x10^{-11}$	10^{-9}	10^{-9}	10^{-12}
	Middel	$5x10^{-9}$	10^{-7}	10^{-7}	10^{-10}
	Højeste	$5x10^{-7}$	$5x10^{-5}$	$5x10^{-6}$	10^{-8}
Porøsitet (-)	Laveste	0.15	0.10	0.20	0.01
	Middel	0.20	0.15	0.30	0.02
	Højeste	0.30	0.20	0.40	0.04
Effektiv porøsitet (-)	Laveste	0.05	0.01	0.02	0.005
	Middel	0.10	0.02	0.04	0.01
	Højeste	0.15	0.05	0.10	0.02

E.2.1 Morænelersformationer

Morænelersformationer er meget almindeligt forekommende i den danske undergrund og adskillige studier har fokuseret på bestemmelsen af den hydrauliske ledningsevne af moræneler. En del studier har ligeledes undersøgt sprækker og deres betydning for transport af vand og stof i moræneler.

Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 1998) foreslår at den vertikale hydrauliske ledningsevne er i intervallet mellem $2x10^{-7}$ m/s og $2x10^{-5}$ m/s i de øverste 1 til 5 meter af jordsøjlen.

I Miljøstyrelsen (2007) er et antal morænelersprøver fra forskellig dybde ned til 10 meter under terræn ved 8 forskellige lokaliteter i Danmark afrapporteret. Det beskrives, at det synlige antal sprækker aftager markant med stigende dybde. Den hydrauliske ledningsevne af moræneleren er bestemt til intervallet mellem 10^{-5} m/s tæt ved jordoverfladen aftagende til 10^{-6} m/s på 3-5 m dybde og 10^{-9} m/s på 6-7 m dybde. Prøverne er taget fra vertikale boringer, og værdierne repræsenterer derfor den vertikal hydraulisk ledningsevne.

I Harrar et al. (2003) har et undersøgelsesområde i Jylland, hvor moræneleren er dissekeret, været genstand for intensiv geologisk og numerisk modellering. De hydrauliske parametre er bestemt ved at anvende inverse modelteknikker med anvendelse af forskellige geologiske modeller. Den vertikale hydrauliske ledningsevne af moræneler er i området bestemt til $3.5x10^{-9}$ til $4.8x10^{-5}$ m/s indenfor et 95 % konfidensinterval med en estimeret middelværdi på $4.1x10^{-7}$ m/s.

I Henriksen og Nyegaard (2003), som er baseret på Henriksen og Sonnenborg (2003), er kalibrerede modelparametre fra en regional vandressourcemodel for Danmark rapporteret. Vertikal hydraulisk ledningsevne for uforvitret moræneler er bestemt til at ligge in intervallet $2x10^{-9}$ til $2x10^{-8}$ m/s. Det skal bemærkes, at der er valgt at anvende ensartede parameterværdier over større dele af modelområdet, og f.eks. har alle lerlag på Fyn samme hydrauliske ledningsevne. Dvs. der er ikke taget hensyn til lokale heterogeniteter og disse parametre er således sammenlignelige med de estimerede middelværdier.

E.2.2 Fede, plastiske lerformationer

Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 1998) foreslår, at den horisontale hydrauliske ledningsevne i fed ler i dybe formationer varierer i intervallet 10^{-8} til 10^{-2} m/s, mens mere overfladenære formationer varierer i intervallet 10^{-8} til 10^{-6} m/s. Disse værdier refererer dog ikke specifikt til fed, plastisk lerformationer men til lerformationer generelt.

I Harrar et al. (2003) er den vertikale hydrauliske ledningsevne I tertiært ler (fed, plastisk ler) bestemt til at ligge i intervallet $4.3x10^{-10}$ til $1.7x10^{-6}$ m/s indenfor et 95% konfidensinterval med en estimeret middelværdi på $2.7x10^{-8}$ m/s.

I Henriksen og Nyegaard, (2003) er vertikal hydraulisk ledningsevne for fed, plastisk ler og silt rapporteret at være i intervallet $3x10^{-9}$ til $1.5x10^{-7}$ m/s.

E.2.3 Kalkformationer

Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 2007) foreslår, at den horisontale hydrauliske ledningsevne for kalkformationer ligger i intervallet 10^{-7} til 10^{-5} m/s. De fleste af de tilgrundliggende målinger af hydraulisk ledningsevne i kalk er dog foretaget i højpermeable og/eller meget sprækkede formationer som grundlag for at finde egnede grundvandsmagasiner til drikkevandsindvinding. Parametrene i tabel E.2
repræsenterer mindre permeable dele af kalkformationer, og som sådan dele, hvor depot kan placeres.

E.2.4 Klippeformationer

Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 2007) foreslår, at den horisontale hydrauliske ledningsevne i forvitrede klippeformationer ligger i intervallet 10^{-8} m/s til 10^{-4} m/s. Det har ikke været muligt at finde værdier for uforvitret klippe i store dybder i den danske undergrund. Imidlertid er resultater fra andre studier - bl.a. fra Sverige - blevet inddraget. Som for moræneler aftager den hydrauliske ledningsevne med dybden både fordi antallet af sprækker typisk vil aftage og fordi uforvitret klippe generelt har en lavere hydrauliske ledningsevne.

I meget opsprækkede granitformationer i Frankrig har Cacas et al. (1990a) og Cacas et al. (1990b) bestemt den effektive hydrauliske ledningsevne til at være i størrelsesordnen $2x10^{-8}$ m/s.

I Zhao (1998) er den hydrauliske ledningsevne I Bukit Timah granitformationen bestemt til at ligge i intervallet 10^{-10} til 10^{-8} m/s og i Wilson et al. (1983) er storskala hydraulisk ledningsevne i klippeformationer ved undersøgelsesområdet ved Stripa, Sverige, bestemt til at være af størrelsesordnen 10^{-10} m/s.

I Watkins (2003) er den repræsentative hydrauliske ledningsevne af Carnmenellis granit i Cornwall, England, bestemt. Det er her foreslået, at granitmagasinet kan karakteriseres ved 4 zoner fordelt over dybden: den øverste, meget forvitrede del ca. 2-3 m tyk med en meget høj hydraulisk ledningsevne; en højpermeable øvre zone på 30 til 100 meters dybde med en horisontal hydraulisk ledningsevne omkring 10^{-5} til 10^{-6} m/s; en moderat permeable mellemzone som dækker nogle hundred meter med en hydraulisk ledningsevne omkring 10^{-7} til 10^{-9} m/s. Under dette betegnes granitten som effektiv impermeabel, med en hydraulisk ledningsevne omkring 10^{-9} m/s til 10^{-10} m/s. Det understreges dog, at vandstrømningen på denne dybde stadig kan være betragtelig indenfor større zoner med sprækker og forkastningen, hvor den hydrauliske ledningsevne kan være så stor som 10^{-5} m/s eller mere.

E.3 Tilbageholdelse

De stoffer, som indgår i sikkerhedsanalysen vil blive tilbageholdt på grund af forskellige geokemiske reaktioner. Tilbageholdelsen er typisk konceptuelt beskrevet ved anvendelse af en retardationsfaktor, som kan bestemmes ud fra fordelingskoefficienten K_D og massefylden af aflejringerne.

Tilbageholdelsen af nukliderne I forskellige geologier har stor betydning for de resulterende koncentrationer ved de recipienter, som indgår I analysen. Der er gennemført et omfattende litteraturstudie baseret på studier af et antal eksisterende og planlagte depoter for radioaktivt materiale med fokus på nuklider og deres K_D værdier under forskellige forhold. Værdierne varierer markant både i mellem nukliderne og mellem jordtyper/klippe. Baseret på dette litteraturstudie er Tabel E. blevet udfyldt, og disse værdier er anvendt i beregningerne.

Som det fremgår af tabellen afhænger K_D værdien af dybden fra jordoverfladen. Dette er på grund af sammenhængen mellem K_D og redox-forholdene i jorden. Værdierne for aerobe forhold er anvendt i de øverste lag, mens det er antaget, at der er anaerobe forhold i de dybere lag. Generelt er værdierne for ikke-saline forhold og pH større end 8 anvendt.

Tabel E.3 Foreslåede K_D-værdier, m^3/kg

	Over terræn og Terrænnært			Mellemdybt og Borehul		
	Klippe	Kalk	Sediment*	Klippe	Kalk	Sediment*
H	0	0	0	0	0	0
C	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Ca	10	10	10	1,000	1,000	1,000
Co	0,001	1	0,1	0,01	10	1
Ni	0,1	1	0,1	1	1	1
Se	0	0,01	0,01	0,001	0,1	0,1
Sr	0,001	0,1	0,01	0,01	1	0,01
Tc	0,1	0,1	0,001	1	1	0,01
Ag	0,1	0,1	0,1	1	1	1
Ba	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Cs	0,05	0,1	0,1	0,05	1	1
Sm	0,1	0,1	0,1	1	1	1
Eu	0,1	0,1	10	1	0,1	10
Ir	0,001	1	0,1	0,01	10	1
Pb	1	1	1	1	1	1
Ra	0,1	0,1	0,1	1	1	1
Ac	0,02	0,1	0,1	0,2	0,1	1
Th	1	1	1	1	1	1
Pa	0,1	0,1	1	0,1	0,1	1
U	0,002	0,02	0,2	0,2	0,2	2
Np	0,02	0,02	0,2	0,2	0,2	0,2
Pu	0,2	0,2	0,2	2	2	2
Am	0,2	0,2	0,2	2	2	2
Cm	0,2	0,2	0,2	2	2	2

* Sediment refererer til sand, ler og moræneler

Fordelingskoefficienterne er blevet grupperet som en basis for grundvandsmodelleringen. Disse grupper er listet i tabel E.4.

Tabel E.4 K_D grupper anvendt i stoftransportmodelleringen

Gruppe #	K_D (m^3/kg) min-maks	K_D (m^3/kg) bedste estimat
1	100-1.000	200
2	10-100	20
3	1-10	2
4	0,1-1	0,2
5	0,01-0,1	0,02
6	0,001-0,01	0,002
7	0	0

I sikkerhedsanalysen er K_D værdierne for sediment anvendt for ler, sand og moræneler, mens K_D værdierne for klippe er anvendt for kalkformationer og klippe. Følgende 14 kombinationer har været inddraget i modelleringen (K_D(klippe)/K_D(sediment)):

7/7, 6/6, 6/4, 6/3, 5/5, 4/5, 4/4, 3/5, 2/2, 4/3, 3/4, 3/3, 3/1 og 2/3.

Beregningen af dosis i biosfæremodellen afhænger både af, hvilket nuklid, der er tale om, og hvilket scenarie mht. depotplacering der er tale om. For at kombinere dosisberegningerne for hvert nuklid med det relevante geosfærescenarie og K_D kombination er tabel E.5 og tabel E.6. udarbejdet.

Som det fremgår af tabel E.5 og tabel E.6 er alle nukliderne repræsenteret i alle geosfærescenarierne (som de skal) men de kan have forskellig K_D værdi afhængig af geologi og derfor blive placeret i forskellige kombinationsgruppe. Dette er vigtigt for deres resulterende koncentration ved de foreslåede recipienter og dermed for dosisberegningen. Det fremgår ligeledes, at kombination 9 viser sig at være irrelevant.

Tabel E.5 Kombinationer af nuklider og K_D scenarier

	Terrænnært					Mellemdybt			Borehul	
Geologisk formation	Klippe	Klippe/sediment	Kalk	Kalk/sediment	Sediment	Klippe/sediment	Kalk/sediment	Sediment	Klippe/sediment	Kalk/sediment
Geosfære scenarier K_D gruppe (klippe | sediment)	G1M1	G4M4	SK1M1	Ingen kombinationer	L1M2 & L1M4 & ML1M1 & ML4M1 & ML4M3	G3M6	SK2M5 & SK4M7 & SK7M7	L1M6 &L5M6 &L5M8 & L5M10 & ML5M5	G4M11 & G4M14	SK8M11 & SK8M14
7 | 7	H, Se	H	H	H	H	H	H	H	H	H
6 | 6	C, Co, Sr, Ir, U, Ba	C, Se, Sr, Ba	C, U, Ba	C, Ba	C, Tc, Ba, Np	C, Ba	C, Ba	C, Ba	C, Ba	C, Ba
6 | 4		Tc, Ac, U, Np		Tc, U, Np		Co, Cs, Ir			Co, Cs, Ir	
6 | 3	Ni, Tc, Ag, Cs, Sm, Eu, Ra, Ac, Pa, Pu, Am, Cm, Np	Co, Ni, Ag, Cs, Ir,	Se, Sr, Tc, Ag, Cs, Sm, Eu, Ra, Ac, Pa, Pu, Am, Cm, Np	Se, Sr, Ag, Cs	Co, Ni, Se, Sr, Ag, Sm, Ir, U,	Se, Sr, U, Np	Se, Sr, U, Np	Se, Sr, Tc, Ag, U, Np	Se, Sr, U, Np	Se, Sr, Tc, Ag, U, Np

Tabel E.6 Kombinationer af nuklider og K_D scenarier (fortsat)

	Terrænnært					Mellemdybt			Borehul	
Geologisk formation	Klippe	Klippe/sediment	Kalk	Kalk/sediment	Sediment	Klippe/sediment	Kalk/sediment	Sediment	Klippe/sediment	Kalk/sediment
Geosfære scenarier K_D gruppe (klippe | sediment)	G1M1	G4M4	SK1M1	Ingen kombinationer	L1M2 & L1M4 & ML1M1 & ML4M1 & ML4M3	G3M6	SK2M5 & SK4M7 & SK7M7	L1M6 & L5M6 &L5M8 & L5M10 & ML5M5	G4M11 & G4M14	SK8M11 & SK8M14
5 | 5					Eu, Pu, Am, Cm					
4 | 5		Eu, Sm, Ra, Pu, Am, Cm		Eu, Sm, Ra, Ac, Pu, Am, Cm		Ac,	Ac		Ac,	Ac
4 | 4		Pa		Co, Ni, Ir, Pa		Tc, Pa	Tc, Pa		Tc, Pa	Tc, Pa
3 | 5	Pb, Th	Pb, Th	Co, Ni, Ir, Pb, Th	Pb, Th	Pb, Th, Pa, Cs, Ra, Ac	Ni, Ag, Sm, Eu, Pb, Ra, Th, Pu, Am, Cm	Ni, Ag, Cs, Sm, Pb, Ra, Th, Pu, Am, Cm	Co, Ni, Sm, Eu, Ir, Pb, Ra, Th, Pa, Pu, Am, Cm, Cs, Ac	Ni, Ag, Cs, Sm, Eu, Pb, Ra, Th, Pu, Am, Cm	Ni, Ag, Cs, Sm, Pb, Ra, Th, Pu, Am, Cm
2 | 2										
4 | 3	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca	Co, Eu, Ir, Ca	Ca	Ca	Co, Eu, Ir, Ca

E.4 Diffusion

Et antal studier har omhandlet diffusion af forskellige stoffer I vandig opløsning i klippe og fyldmaterialer. Tabellerne nedenfor giver et overblik over, hvad der er fundet via at litteraturstudie.

Tabel E.7 Opsummering af diffusionsparametre som er afrapporteret i litteraturen (Pohlmann, et al, 2007)

Nuklid	D_e, m^2/s	Metode	Reference
Sr	1×10^{-13} - 7×10^{-11}	Kerne	Yamaguchi et al. (1993)
Cs, Sr	1×10^{-12} - $3,7 \times 10^{-11}$	Knust granit	Skagius et al. (1982)
U	$1,5 \times 10^{-13}$ - $1,5 \times 10^{-12}$	Feltforsøg	Birgersson and Neretnieks (1990)

Tabel E.8 Anbefalede diffusionskoefficienter for nuklider i klippeformationer (Baik, et al, 2008)

Nuklid	Molekylær diffusionskoefficient i vand, D_x, m^2/s	Effektiv diffusionkoefficient i klippe, D_e, m^2/s	Tilsyneladende diffusionskoefficient i klippe, D_a, m^2/s
Cs	$2,1 \times 10^{-9}$	$8,8 \times 10^{-14}$	6×10^{-16}
Sr	$7,9 \times 10^{-10}$	$3,3 - 27 \times 10^{-14}$	6×10^{-14}
U	$4,3 - 10 \times 10^{-10}$	$3,6 \times 10^{-14}$	3×10^{-18}
Th	$1,5 \times 10^{-10}$	$6,3 \times 10^{-15}$	5×10^{-19}
Am	1×10^{-9}	4×10^{-14}	5×10^{-18}
Pu	1×10^{-9}	4×10^{-14}	3×10^{-18}
Pa	1×10^{-9}	4×10^{-14}	1×10^{-17}
Ac	1×10^{-9}	4×10^{-14}	5×10^{-18}
Cm	1×10^{-9}	4×10^{-14}	5×10^{-18}
Ra	$8,9 \times 10^{-10}$	$3,7 \times 10^{-14}$	7×10^{-16}
Np	1×10^{-9}	$4 - 25 \times 10^{-14}$	3×10^{-18}
C	$1,2 \times 10^{-9}$	5×10^{-14}	2×10^{-14}
Ni	$6,8 \times 10^{-10}$	$2,8 \times 10^{-14}$	5×10^{-16}
Se	1×10^{-9}	4×10^{-14}	1×10^{-14}
Tc(IV)	1×10^{-9}	4×10^{-14}	1×10^{-17}
$Tc(VII)O_4^-$	1×10^{-9}	4×10^{-14}	8×10^{-12}
Sm	1×10^{-9}	4×10^{-14}	7×10^{-18}

Tabel E.9 Matriceporøsitet og effektive diffusionskoefficienter i klippe med forskellige typer grundvand (Vieno and Nordman, 1999). Se antages at være til stede som anion i alle tilfælde. Tc, Sm, U, Np og Pu er kun anioner i glacialt vand

Parameter	Afstand fra sprækken, cm	Ladning	Brakvand og glacial vand	Salt
Porøsitet, ε, %	0 - 1	Anioner	0,1	0,2
		Neutral og kationer	0,5	0,5
	1 - 10	Anioner	0,02	0,04
		Neutral og kationer	0,1	0,1
Effektiv diffusionskoefficient, D_e, m^2/s	0 - 1	Anioner	10^{-14}	5×10^{-14}
		Neutral og kationer	10^{-13}	10^{-13}
	1 - 10	Anioner	10^{-15}	5×10^{-15}
		Neutral og kationer	10^{-14}	10^{-14}

Tabel E.10 Diffusion i fyldmaterialer (Nykyri, et al., 2009). Se antages at være til stede som anion i alle tilfælde. Sm, Am og Cm kun i glacial vand. Korndensitet af fyld: 2700 kg/m³

Ladning	Neutral	Anion	Kation
Bentonit buffer			
Porøsitet, ε	0,43	0,17	0,43
Effektiv diffusionskoefficient, D_e, m^2s	$1,2 \times 10^{-12}$	1×10^{-11}	3×10^{-10}
Bentonit/ballast backfill			
Porøsitet, ε	0,23	0,092	0,23
Effektiv diffusionskoefficient, D_e, m^2/s	5×10^{-11}	$4,2 \times 10^{-12}$	$1,3 \times 10^{-10}$

Det har ikke været muligt at finde referencer, som beskriver diffusionskoefficienter for alle stoffer, som er inkluderet i risikovurderingen. Der er dog tilsyneladende en lille variabilitet i diffusionskoefficienterne. Baseret på dette er der anvendt en diffusionskoefficient på 1.5×10^{-10} m^2/s i klippe- og kalkformationer i alle beregningerne, hvilket anses for at være et konservativt estimat.

Tabel E.11 Diffusion i fyldmaterialer (Nykyri, et al., 2009). Se antages at være til stede som anion i alle tilfælde. Sm, Am og Cm kun i glacial vand. Korndensitet af fyld: 2700 kg/m^3

Nuklid	Bentonittype	Effektiv diffusionskoefficient D_e, m^2/s	Tilsyneladende diffusionskoefficient D_a, m^2/s
Tc	Ca-bentonit	-	$9{,}5 \times 10^{-11}$
Ni	Ca-bentonit	-	$2{,}0 \times 10^{-13}$
Am	Ca-bentonit	-	$7{,}3 \times 10^{-15}$
U	Ca-bentonit	-	$1{,}8 \times 10^{-13}$
Co	Ca-bentonit	-	$3{,}4 \times 10^{-13}$
C	Ca-bentonit	-	$7{,}6 \times 10^{-11}$
Sr	Na-bentonit	$2{,}4 \times 10^{-11}$	$8{,}5 \times 10^{-12}$
	Ca-bentonit	$1{,}9 \times 10^{-11}$	$4{,}1 \times 10^{-12}$
Cs	Na-bentonit	$7{,}0 \times 10^{-12}$	$5{,}7 \times 10^{-13}$
	Ca-bentonit	$1{,}1 \times 10^{-11}$	$1{,}4 \times 10^{-12}$

E.5 Undersøgelse og udvælgelse af modelkode

Modelsystemer til beregning af strømning i porøse og opsprækkede formationer er beskrevet og sammenlignet. Baseret på denne undersøgelse af modelkoder forslås det, at anvende et meget brugt grundvandsmodelsystem, nemlig MODFLOW GMS modelpakken, til at simulere strømning og stoftransport i sikkerhedsanalysen. Modesystemet indeholder MODFLOW strømningsmodellen og en reaktiv transportmodel til flere stoffer, som hedder MT3DMS, som foreslås anvendt som stoftransportmodel. Modelsystemet indeholder en række simuleringssystemer, men det er foreslået at grundvandsstrømning bliver simuleret under antagelse af, at der er tale om et kontinuer, porøst medium i de øverste 300 af grundvandssystemet.

Modelsystemer for porøse medier antager, at strømnings- og stoftransportprocesser beskrives ved anvendelse af hydrauliske parametre så som transmissivitet og porøsitet. I modeller, som simulerer strømning i diskrete sprækker, beskrives strømning og transport i sprækker som delvist sammenhængende rør med forskellig diameter, længde og sammenhæng.

Der er tilsyneladende en tendens til, at sikkerhedsanalyser for nukleare depoter gennemføres med anvendelse af modeller, som beskriver sprækkestrømning - såkaldte diskrete sprækkemodeller (DFN). Der er også studier, hvor DFN-modeller anvendes i området tæt ved depotet, hvor der så anvendes en stokastisk tilgang til modellering af strømning og stoftransport i porøse medier i områderne længere væk fra depotet.

Dette er både tilfældet ved de svenske dybe depoter i klippeformationer (SKB, 2006a), ved canadiske lokaliteter og ved Sellafield i England (Jeong and Song, 2002).

Resultater i Harrar et al. (2007) indikerer også, at vertikal transport af opløste stoffer I oxiderede og reducerede zoner af moræneler kan blive beskrevet tilstrækkeligt nøjagtigt med anvendelse af en antagelse om at formationen opfører sig som en porøst medium.

Valget af modelkode i denne fase af sikkerhedsanalysen støttes af forskellige forskningsprojekter; i Cacas et al. (1990a) og Cacas et al (1990b) erklæres det, at det ikke er realistisk at fortolke sporstofforsøg i sprækket krystallinsk klippe ved Fanay-Augères, Frankrig uden at medtage diskrete sprækker som kanaler i fortolkningen. På den anden side erklæres det også, at dette forskningsprojekt understøtter anvendeligheden af et porøst medium som grundlag for analyserne af strømning og stoftransport på afstande større end 10 m fra depotet. I Wilson et al. (1983), som rapporterer testresultater fra en svensk klippeformation, indikeres det, at testresultaterne kan opfattes som radial strømning i et porøst medium.

I Huysmans and Dassargues (2005), er Boom Clay formationen, som er udset til at være geologisk formation for et depot for radioaktivt materiale i Belgien, undersøgt. Formålet med dette studie var at undersøge effekten af geologiske heterogenitet og sprækker på transport gennem selve leren. I studiet blev der både anvendt et sprækkemodelleringskoncept og et stokastisk koncept baseret antagelsen om porøst medium. På den lille skala, dvs. en 20 m lang del af leren, blev det konkluderet, at forskellen mellem stoftransport under de forskellige antagelser var temmelig lille. Transportberegningerne afveg med maksimalt 8 % fra hinanden.

E.6 Resultater af grundvandsmodelleringen

Det er naturligvis ikke muligt eller relevant at præsentere alle resultaterne fra grundvandsmodelleringen. I det følgende er udvalgte resultater præsenteret, fokuseret på nogle af forskellene og lighederne mellem modellerne.

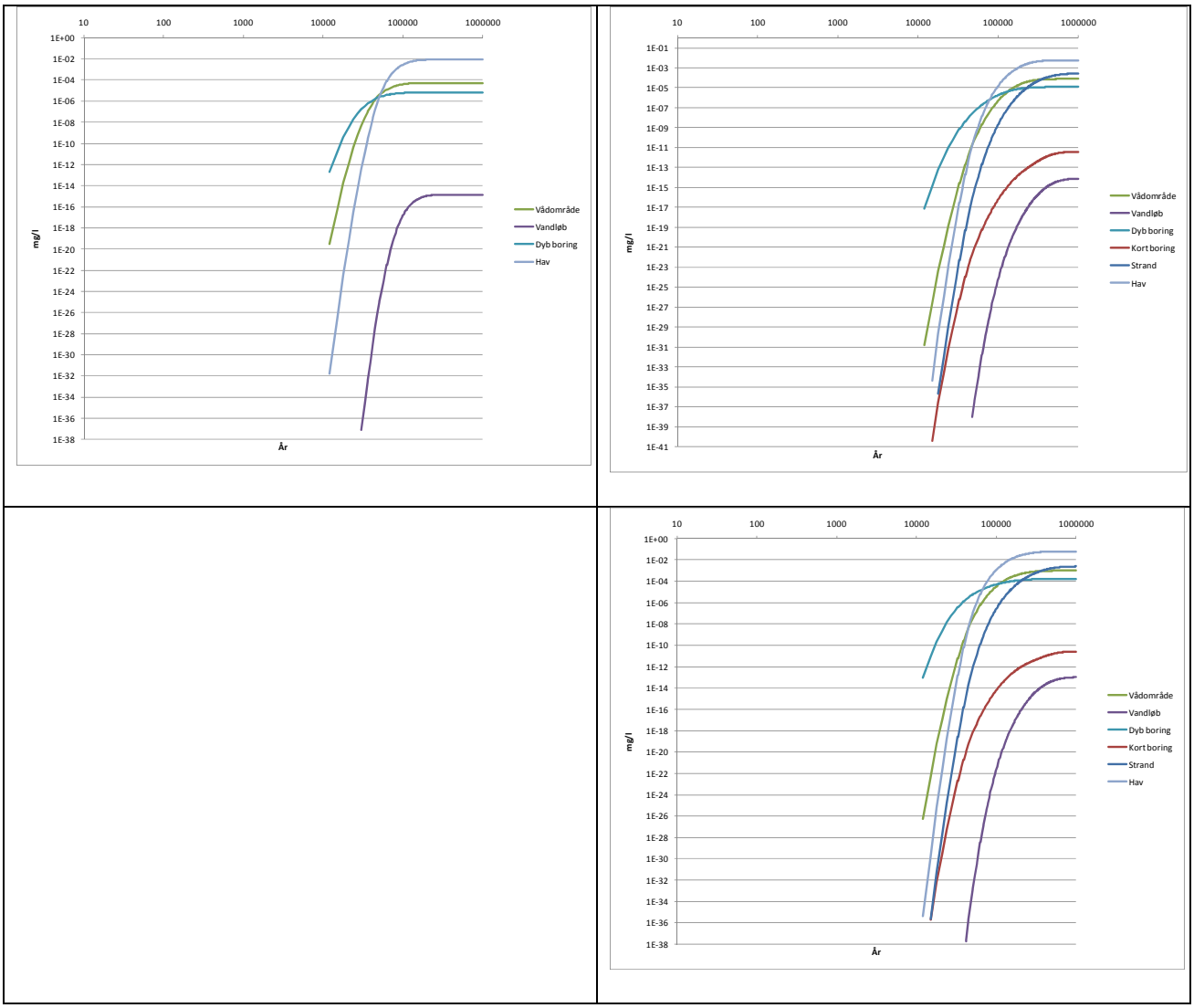
Den terrænnære depotplacering er sammenlignet i forhold til forskellige dybder, men i den samme geologi, se Figur E.. Den geologiske formation er moræneler og de undersøgte dybder er 0 - 10 meter, 0 - 10 meter og 20 - 30 meter under terræn. Den anvendte K_D gruppe 3/3 og alle modeller har simuleret 1.000.000 år.

Af figur E.1 fremgår det:

- I en af modellerne (ML1M1) er den korte boring og udsivning i stranden ikke medtaget, da der ikke er et lag i modellen hvor dette kan ske. Derfor er graferne for disse recipienter ikke vist.

- Gennembrudskurverne er en smule mere stejle i modellen uden det øvre grundvandsmagasin (ML1M1). Dette er sandsynligvis på grund af, at transporten af de opløste stoffer primært foregår i kun ét lag, nemlig Danien kalken

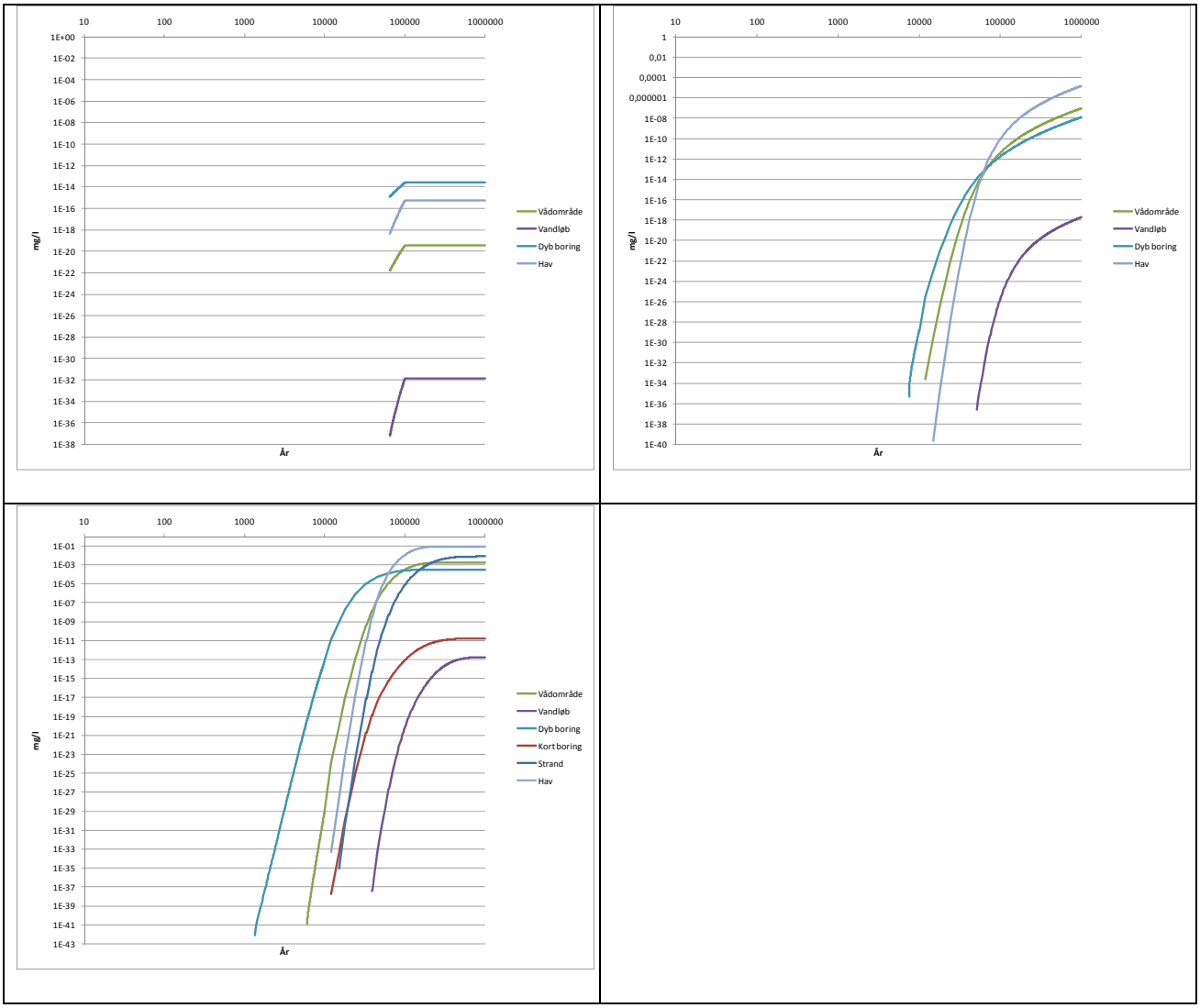
- Gennembrudskurverne for ML4M1 og ML4M3 er meget ens, selvom koncentrationsniveauerne i ML4M3 er en smule højere end i ML4M1. Dette skyldes, at depotet i ML4M3 ligger tættere på det højpermeable lag af Danien kalk, som er det lag, den dybe boring pumper fra.



Figur E.1 Gennembrudskurver af koncentration som funktion af tiden for terrænnær placering af depotet. Øverst venstre: ML1M1, øverst højre: ML4M1 og nederst højre: ML4M3

Den mellemdybe depotplacering er sammenlignet med placeringer i forskellige dybder men i samme geologi, sefigur E.2. Den valgte geologiske formation er kalksten (skrivekridt) og dybderne, som er præsenteret svarer til henholdsvis 40 til 50 meter, 60 til 70 meter og 60 til 70 meter under terræn.

Den valgte K_D gruppe er 3/3 og to modeller har simuleret i 1.000.000 år, mens den sidste har simuleret i 100.000 år.



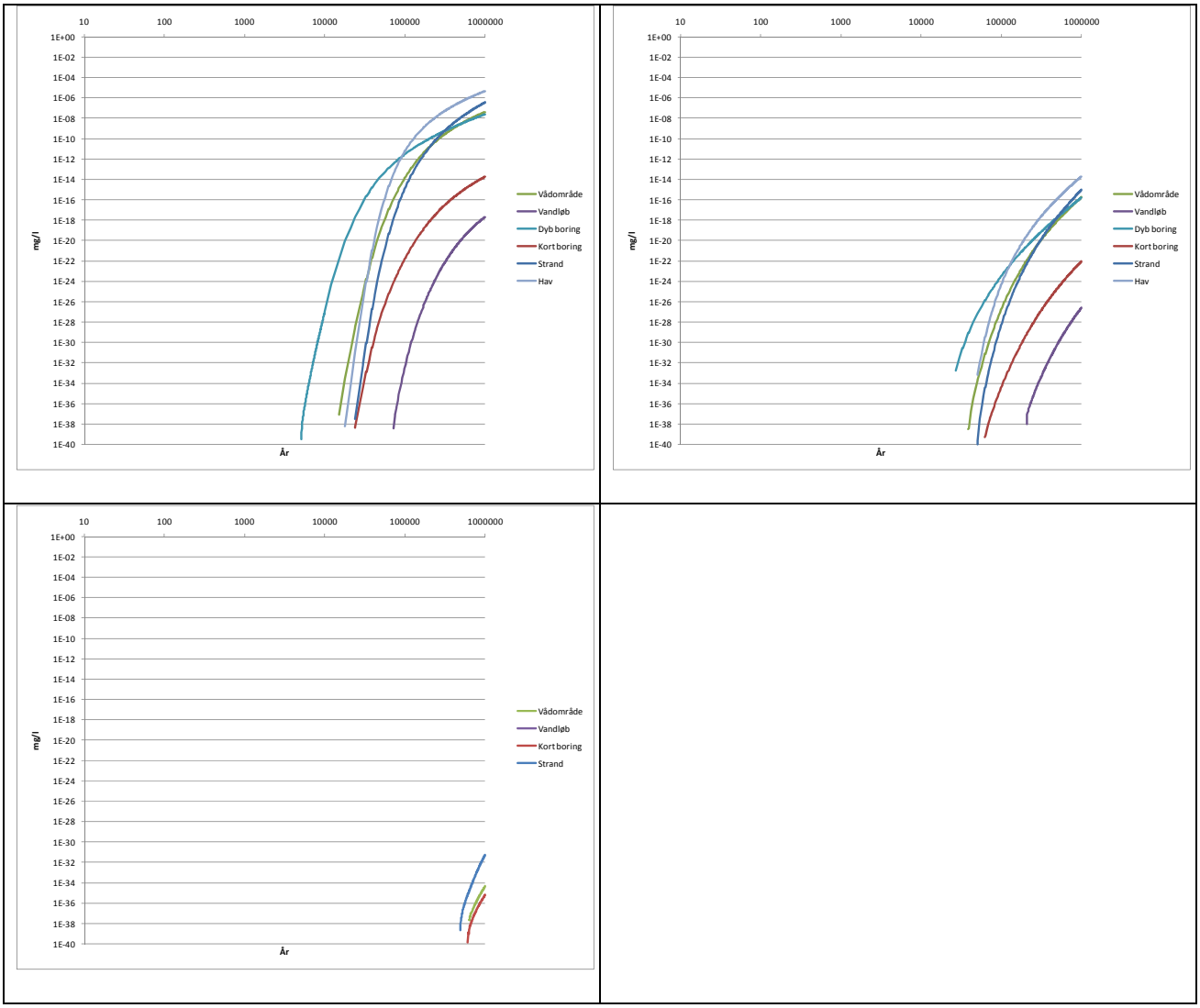
Figur E.2 *Gennembrudskurver af koncentration som funktion af tiden for mellemdyb placering af depotet. Øverst venstre: SK2M5, øverst højre: SK4M7 og nederst venstre: SK7M7*

Af figur E.2 fremgår det, at:

- Gennembrud forekommer noget senere i SK2M5 end i de to andre modeller og at denne model skulle have været simuleret længere end 100.000 år for at nå en stationær situation;
- Gennembruddet er ligeledes noget tidligere i SK7M7 end i SK4M7 selv om depoterne er placeret i samme dybde. Dette skyldes, at depotet i SK7M/ er placeret meget tæt på det højpermeable lag af Danien kalk.

Borehulsløsningen er sammenlignet for forskellig dybde og forskellig geologi, se figur E.3.

De geologiske formationer svarer til kalksten (skrivekridt) og klippe og borehullets dybde er henholdsvis 100-150 meter, 250-300 meter og 100-150 meter under terræn. Den valgte K_D gruppe er 3/3 og alle modeller er simuleret i 1.000.000 år.



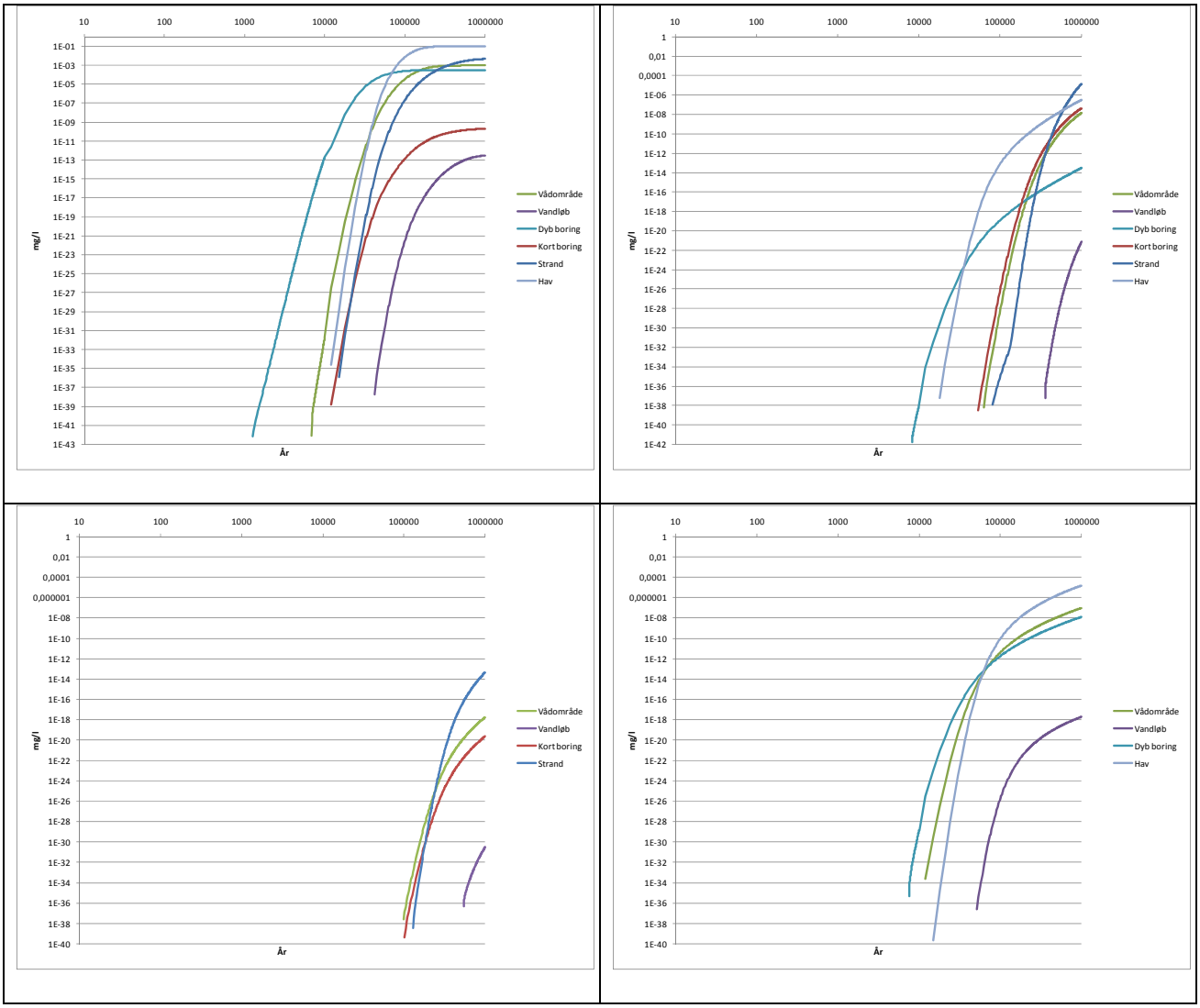
Figur E.3 *Gennembrudskurver af koncentration som funktion af tiden for borehuls depot. Øverst venstre: SK8M11, øverst højre: SK8M14 og nederst venstre: G4M11*

Af firgur E.3 fremgår det, at:

- Ved at sammenligne SK8M1 med SK8M14 er det klart, at jo dybere borehullet er jo senere kommer der gennembrud og jo lavere bliver de resulterende koncentrationer (forsinkelsen er i størrelsesordnen 20.000 år og koncentrationerne bliver ca. 8 dekader lavere);

- Gennembrud i klippeformationen sker meget senere end i skrivekridt.

Den mellemdybe depotplacering er sammenlignet for alle geologierne, se Figur E.. De valgte depotplaceringer svarer til henholdsvis 40 til 50 meter, 50 til 60 meter, 50 til 60 meter og 60 til 70 meter. Den valgte K_D gruppe er 3/3 og alle modeller er simuleret i 1.000.000 år.



Figur E.4 *Gennembrudskurver af koncentration som funktion af tiden for mellemdyb placering af depotet i forskellige geologier. Øverst venstre: ML5M5, øverst højre: L5M6, nederst venstre: G3M6 og nederst højre: SK4M7*

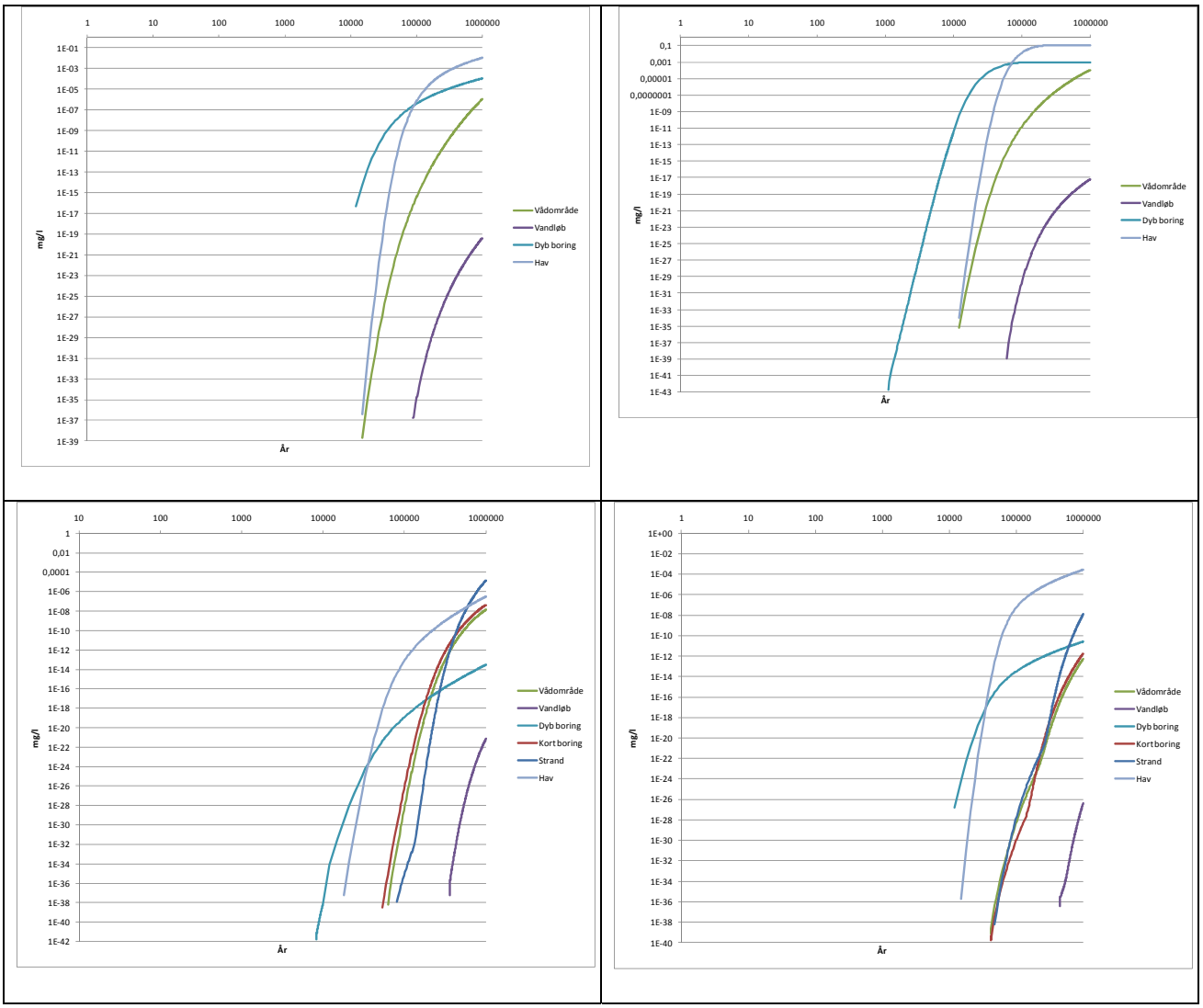
Af figur E.4 fremgår det:

- Der er markante forskelle mellem modellerne hvad angår gennembrudstiden og koncentrationsniveauerne. De laveste koncentrationer og seneste gennembrud forekommer i klippeformationen, mens de tidligste gennem brud og højeste koncentrationer forekommer i morænelersformationen;

- Gennembruddet sker en smule senere i fed, plastisk ler end i kalkformationen og koncentrationerne er mindre;

- Der er kun opnået stationære forhold mht. koncentrationerne indenfor simuleringstiden på 1.000.000 år i moræneler.

Depotplaceringer i fed, plastisk ler i forskellig dybde er sammenlignet, se figur E.5. Dybderne svarer til henholdsvis 30 til 40 meter, 50 til 60 meter, 50 til 60 meter og 70 til 80 meter under terræn. Den valgte K_D gruppe er 3/3 og alle modeller er simuleret i 1.000.000 år.



Figur E.5 *Gennembrudskurver af koncentration som funktion af tiden for depotplacering i fed, plastisk ler i forskellig dybde. Øverst venstre: L1M4 (terrænnært), øverst højre: L1M6 (mellemdybt), nederst venstre:L5M6 (mellemdybt) og nederst højre: L5M8 (mellemdybt)*

Af firgur E.5 fremgår det, at:

- There are some differences between the break through time and the concentration levels. Lowest maximum concentration and latest break through appears in the medium deep location, L5M6, and highest maximum concentration appears in the near surface location. This is due to the location of the high permeable limestone layer related to the repository;

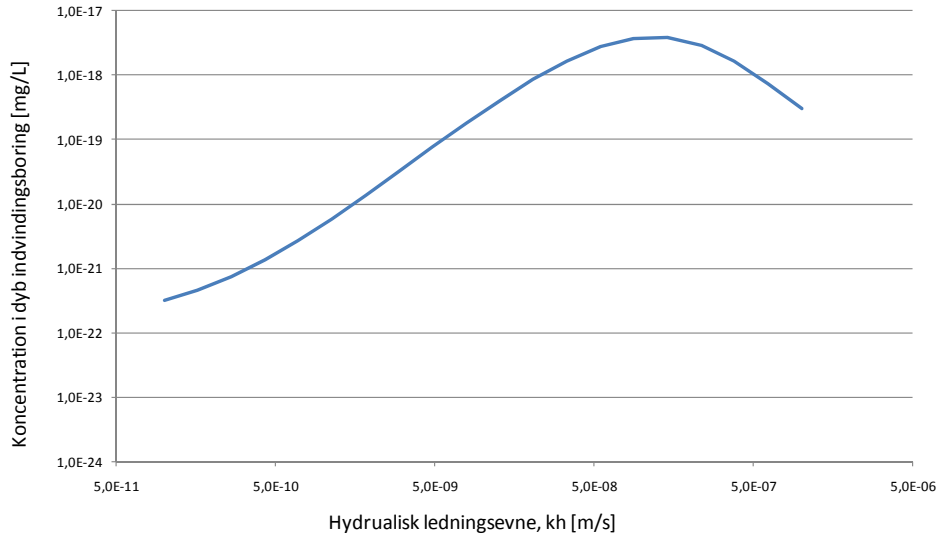
- Formen og rangordnen af gennembrudskurverne relateret til forskellige recipienter varierer betydeligt. Dette skyldes igen, hvilke lag, der er omkring det lag depotet er placeret i.

E.7 Parametervariabilitet

Der er udvalgt to modeller for at analysere effekten af variabiliteten af parametre, nemlig det mellemdybe depot (L1M4 - fed, plastisk ler, depot placeret i 30 til 40 meters dybde) og det mellemdybe depot (SK4M7 - kalk, depot placeret i 60 til 70 meters dybde. Den valgte K_D gruppe er 12.

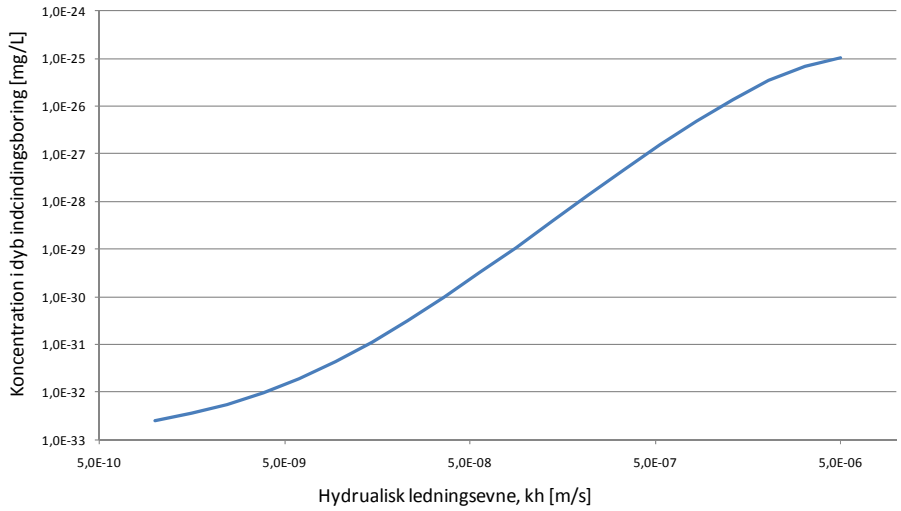
Der er gennemført 20 simuleringer for hver depotplacering, hvor de hydrauliske parametre for den formation, hvor depotet er placeret, varieres mellem de angivne maksimale og minimale værdier i tabel E.2. Der er valgt at lade parametrene være ensformigt fordelt. Alle andre parametre holdes konstant. De maksimale koncentrationer i den dybe indvindingsboring efter 10.000 år er trukket ud og afbildet mod den hydrauliske ledningsevne.

Resultaterne for L1M4 er vist i figur E.6. Som det fremgår af figuren, varierer den maksimale koncentration næsten 4 dekader som et resultat af at ændre den hydrauliske ledningsevne 4 dekader.



Figur E.6 *Den maksimale koncentration i den dybe indvindingsboring som funktion af hydraulisk ledningsevne for mellemdyb depotplacering i fed, plastisk ler*

Resultaterne for SK4M7 er vist i figur E.7. Som det fremgår af figuren, varierer den maksimale koncentration næsten 8 dekader som et resultat af at ændre den hydrauliske ledningsevne mindre end 4 dekader.



Figur E.7 Den maksimale koncentration i den dybe indvindingsboring som funktion af hydraulisk ledningsevne for mellemdyb depotplacering i kalk

Det bemærkes, at det kun er den hydrauliske ledningsevne i den formation, hvor depotet er placeret, som ændres i ovenstående simuleringer. Alle andre parametre har ligeledes stor variabilitet, og som sådan vil resultaterne variere endnu mere end indikeret i ovenstående figurer. Følgende konklusioner kan drages af dette:

- I denne indledende fase, hvor der anvendes hypotetiske geologier og alle forhold er baseret på skøn omkring depotplaceringen giver det ingen mening at inkludere parametervariabilitet i sikkerhedsanalysen, da det giver anledning urealistisk høje intervaller på de beregnede koncentrationer;

- På den anden side skal det understreges, at det er meget vigtigt at inddrage parameterusikkerhed i senere faser af sikkerhedsanalyserne;

- Det er ligeledes vigtigt, at mindske parametervariabiliteten gennem målekampagner i de udvalgte områder for at indsnævre variabiliteten af resultaterne;

- Det skal også understreges, at konditionerne i den formation, hvor depotet placeres naturligvis er vigtige at kortlægge, men at omkringliggende formationer og geologiske, hydrogeologiske og hydrologiske forhold op- og nedstrøms depotplacering også bør kortlægges i detaljer.

Bilag F: Biosfære model, detaljer

I dette bilag beskrives de specifikke ligninger for de forskellige eksponeringsveje. Metoden for beregning af dosis følger IAEAs principper vedrørende vurdering af påvirkning fra radioaktive stoffer (IAEA, 1994). Heraf følger nedenstående generelle ligninger for dosis via oralt indtag, indånding og ekstern dosis:

Indtag:

$$D_{ind} = HC_i \times U_i \times DC_{ind},$$

Indånding:

$$D_{inh} = C_a \times IH \times DC_{inh},$$

Ekstern dosis:

$$D_{udv} = C_s \times \rho \times H_i \times DC_{udv},$$

hvor

DC_{ind}, DC_{inh} og DC_{udv} er dosiskoefficienter for henholdsvis indtag [Sv/Bq], indånding [Sv/Bq], og ekstern dosis [(Sv/h)/(Bq/m3)] i overensstemmelse med ICRPs anbefalinger samt Avila & Bergström (2006) [86].

HC_i= Indtag via eksponeringsvej i [kg eller liter per år], se Tabel 7.2.

U_i = Koncentrationen i fødevare i [Bq per kg eller liter]

C_a= Koncentrationen af radionuklider i luft [Bq/m^3]

IH = Indåndingsrate[m^3/h]

H_i = Eksponeringstid [h/år]

C_s = Koncentration af radionuklider i jord [Bq/kg], se Tabel 7.2

ρ = Jordens massefylde [kg/m^3]

Modelleringen af eksponeringsvejene, som er beskrevet i det følgende, er baseret på Karlsson et al (2001), Bergström et al (1999) og Avila & Bergström (2006), hvis modeller er blevet benyttet i de indledende og endelige sikker-

[86] Eksterne dosiskoefficienter er oprindeligt beregnet i [(Sv/h)/(Bq/kg)] og derefter omregnet til [(Sv/h)/(Bq/ m^3)].

hedsvurderinger udført i forbindelse med de svenske slutdepoter for radioaktivt affald[87].

De anvendte ligninger er således baseret på i risikovurdering alment anvendte forudsætninger og principper, også af ikke-radioaktive stoffer. Hvor det er nødvendigt at tage hensyn til radioaktive stoffers særlige egenskaber i kraft af der es henfald, er dette indarbejdet.

De anvendte dosiskoefficienterne for ekstern eksponering fra jordoverfladen afhænger blandt andet af radionuklidernes vertikale fordeling i jorden. Derfor skal de anvendte jordkoncentrationer være i overensstemmelse med den anvendte DC_{udv}. I praksis antages det, at de radioaktive nuklider er homogent fordelt i jorden til uendelig dybde med en koncentration, der svarer til det mest forurenede lag. Dette er en konservativ forudsætning [88]. For radionuklider med henfaldskæder, vil dosiskoefficienerne indeholde bidraget fra de kortlivede døtre under antagelse af ligevægt.

F.1 Oralt indtag

Oralt indtag omfatter indtag af vand, mælk og kød, grøntsager m.m. samt af fisk og krebsdyr.

Koncentrationen i drikkevandet er et direkte resultater af grundvandsmodellen, mens faslæggelsen af øvrige koncentrationer kræver specifikke supplerende beregninger.

F.1.1 Koncentrationer i mælk og kød

Koncentrationerne af radionuklider i mælk og kød kan beregnes ved hjælp af følgende ligninger[89]:

Mælk:

$$U_m = In \times F_m.$$

Kød:

$$U_f = In \times F_f,$$

[87] Information om validiteten af modellen og valget af data kan ses i Bergström et al (1995), Karlsson et al (2001) og Avila & Bergström (2006).

[88] De faktiske værdier for et jordlag på 15 cms tykkelse og et af uendelige dybde er næsten ens. Værdierne er baserede på en siltet jord med 20 % luft og 30 % vandindhold, hvilket anses for at være et rimeligt, konservativt estimat til brug i forstudiet. I de endelige sikkerhedsvurderinger bør specifikke værdier for de rkonkrete lokaliteter anvendes

[89] Udskillelse af nuklider fra koen, før den konsumeres, er ikke taget i betragtning for at forenkle beregningerne. Dette gælder også effekter af forbehandling af fødevarerne samt evt. lagring.

hvor

In = Koens daglige indtag af radio nuklider [Bq/dag]

F = Stofspecifik fordelingskoefficient for henholdsvis mælk og kød [dag/liter, dag/kg].

Koens foder anses at bestå af græs og kornprodukter (kraftfoder). Derudover er det antaget, at der vil ske et utilsigtet indtag af jord under græsningen. Foderet er potentielt forurenet gennem rodoptag og tilbageholdelse af radionuklider på vegetationsoverfladerne, hvis afgrøden er blevet kunstvandet[90].

Koens daglige indtag af radinuklider (In) kan beregnes som:

$$In = MC_w \times UC_w + MC_p \times UC_p + MC_c \times UC_c + MC_s \times UC_s,$$

hvor

w står for vand, p for græsning, c for kornog s for jord.

MC_i = Dagligt indtag [kg eller liter pr dag], se tabel 7.3.

UC_i = Koncentrationen af radionuklider i henholdsvis fodder, vand og jord, som spises af koen [Bq per kg eller liter].

Koncentrationerne af radionuklider i vand hentes direkte fra grundvandsmodellen, mens koncentrationerne i jorden er beregnet som beskrevet i afsnit F.1.4.

Koncentrationen i korn, som bruges som kraftfodder til kvæget, antages at have samme koncentration, som når mennesket indtager de samme kornsorter, se afsnit F.1.2. Græs antages ikke at blive kunstvandet, så koncentrationen af radionuklider heri kan beregnes som:

$$UC_p = C_s \times B_p$$

hvor

C_s = Koncentrationen af radionuklider i jorden [Bq/kg], se afsnit F.1.4.

B_p = Nuklidspecifikt optag fra jord til græs [(Bq/kg)/Bq/kg)].

F.1.2 Koncentrationen i afgrøder

Afgrøder omfatter kornprodukter, rodfrugter og grøntsager. Korn og rodfrugter forurenes via rodoptag, tilbageholdelse på vegetationsoverflader og ved translokation. Den resulterende koncentration i kornprodukter og rodfrugter kan beregnes som:

[90] Kun antaget for kornsorter.

$$U_i = C_s \times B_i + \sum_0^{N_{IRR}} I_n \times TL \times C_w,$$

hvor

C_s = Koncentration af radionuklider i jorden [Bq/kg], se afsnit F.1.4

B_i = Nuklidspecifik faktor for optag fra jord til plante [(Bq/kg)/Bq/kg)]

n = Antal kunstvandingshændelser på et år, se tabel F.1.

I_n = Tilbageværende vand på vegetationen efter hver kunstvanding [m^3/ m^3],

TL = Nuklidspecifik translokation fra planteoverfladen til de spiselige dele af planten, [(Bq/kg)/(Bq/m^2)],

C_w = Koncentration af radionuklider i vandet anvendt til kunstvanding [Bq/m^3].

De nuklidspecifikke optags- og translokationsfaktorer fra Karlsson et al (2001) er anvendt i beregningerne med relevante opdateringer taget fra IAEA (2009). I princippet vil planteoptaget også afhænge af den fysisk-kemiske form af radionuklidet, men data vedrørende forskelen mellem forskellige fysisk-kemiske former findes ikke[91]. Desuden vil de afhænge af jordtype og af plantetype. I forstudiet antages det, at planterne vokser i lermuld, hvilket vil være den typiske situation i Danmark[92]. Variationen mellem forskellige jordtyper bliver taget i betragtning i modelleringen af vandstrømningen fra depotet (i den mættede zone), hvor der vil være en væsentlig forskel mellem scenarierne. Den reelle variation i koefficienter for optag varierer ikke meget mellem jordtyperne ei forhol anden variation som er taget i betragtning i beregningerne, se IAEA (2009). Som for alle de benyttede parametre i biosfæremodelleringen er der forudsat variationsintervaller og fordelingsfunktioner som grundlag for beregning af variationen i det samlede dosisresultat.

Variationer mellem forskellige plantetyper kan være større, specielt for planter med phytoekstraherende egenskaber. Der er i forstudiet anvendt koefficeinter værdier for plantetyper, som kan være passenderepræsentanter for de forskellige afgrødetyper. Vurdering af variationen og usikkerhed for disse parametre indgår også i analysen af den samlede variabilitet.

[91] De estimerede koncentrationer af radionuklider i udsivningsvandet fra depotet er baserede på et litteraturstudie af relevante opløselighedsprodukter for blandinger, enten som resultat af laboratorieforsøg eller geokemisk modellering. Dette er yderligere beskrevet i kapitlerne omhandlende depotmodellen.

[92] I forstudiet er denne antagelse nødvendig på grund af den manglende detaljerede viden. Dette kan verificeres i en senere sikkerhedsanalyse for de konkrete lokalitetetr.

Grøntsager forurenes via rodoptag og forurening af overfladerne på grund af tilbageholdelse af kunstvandingsvand. For langtidseksponering som følge af udsivning af radio nuklider fra depotet til grundvandet sker forureningen af jorden gennem bevægelse af opløste stoffer. Dette er taget i betragtning, når optagskoefficienterne m.m. vælges. Forurening gennem aflejring af støv på planterne er ikke taget i betragtning, da dette forvenes kun at udgøre en marginal andel af eksponeringen[93].

Det tilbageholdte kunstvandingsvands indhold af radionuklider forurener overfladerne af vegetationen. Koncentrationen af radionuklider på vegetationens overflader formindskes med tiden på grund af vækst, vindpåvirkning og regn, hvilket beskrives ved hjælp af en ældningshalveringstid (IAEA, 2009). En ny kunstvandingsperiode forårsager yderligere tilbageholdelse, mens der sker en eksponentiel reduktion i perioderne mellem kunstvandingerne. Mængden af radionuklider på overfladen af vegetationen er derfor en funktion af hyppigheden af kunstvandingen og høsttidspunktet.

Høsten af grøntsager antages at ske løbende under hele vækstperioden. Derfor beregnes gennemsnittet af koncentration som følge af overfladeforureningen. Det resulterende indhold af radionuklider i grøntsager kan beregnes som:

$$U_v = C_s \times B_v + \frac{C_w}{Y_p} \times \frac{I}{t_{tot}} \times \sum_{N_{IRR}} \int_0^{t_n} e^{-\tau t}\, dt,$$

hvor

C_s = Koncentrationen af radionuklider i jord [Bq/kg], se F.1.4.

B_v = Nuklidspecifik faktor for optag fra jord til plante [(Bq/kg)/Bq/kg)]

C_w = Koncentrationen af radionuklider i kunstvandingsvandet [Bq/l][94].

Y_v = Udbyttet af grønsager [kg dw/m^2]

I = Tilbageværende vand på vegetationen efter hver kunstvanding [m^3/m^2],

t = Tid mellem kunstvandingerne og afslutningen af hele kunstvandingsperioden [dage]

t_n = Længden af hver kunstvandingsperiode [dage]

t_{tot} = Den samlede periode hvori der kunstvandes [dage]

$\tau = ln2/T_{½w}$ hvor $T_{½w}$ = ældningskonstant [dag^{-1}]

[93] Dette kan være anderledes for eksponering som følge af nogle af de uheldshændelser, der beskrives yderligere i kapitel 8 i hovedrapporten.

[94] Er sat lig koncentrationen af vandet i den korte boring som beregnet i grundvandsmodellen.

N_{IRR} = Antal kunstvandingshændelser per år.

De foreslåede parametre er angivet i tabel F.1 (og fundet i Karlsson et al, 2001). Den nuklidspecifikke koefficient for optag fra jord til græs er også hentet fra Karlsson et al (2001) med relevante opdateringer fundet i IAEA (2009).

Tabel F.1 Parametre benyttet ved beregningen af koncentration af radionuklider i mælk, kød og afgrøder

Parameter	Enhed	Værdi	Reference
I	m^3/m^2	0,003	Persson, 1997*
t_{tot}	dage	90	Karlsson el al, 2001*
$T_{½w}$	dage	20[95]	IAEA, 2009
N_{IRR}	-	5	Karlsson et al, 2001*
Y_p	kg dw/m2	0.5	Haak. 1983*

*Disse data vil også være relevante under danske omstændigheder.

F.1.3 Koncentrationer i fisk og skaldyr

Koncentrationerne af radionuklider i disse fødeemner fås ved anvendelse af bioakkumuleringsfaktorer for de spiselige dele af fødeemnerne som funktion af den totale koncentration af det respektive nuklid i vand og resuspenderet stof. Bioakkumuleringsfaktorernegælder for steady-state og omfatter i princippet alle relevante typer af eksponeringsveje fra det relevante miljø. De resulterende koncentrationer kan beregnes som:

$$U_i = B_i \times C_w,$$

hvor

B_i= De nuklidspecifikke bioakkumuleringsaktorer fra vand til de spiselige dele af fisk, henholdsvis krebsdyr [(Bq/kg)/(Bq/l)]. Der er anvendt værdier fra Karlsson et al (2001).

C_w= Koncentrationen af opløseligt og opslæmmet stof i overfladevandet (enten i vandløbet eller havet) [Bq/l][96].

[95] Ifølge IAEA (2009) afhænger ældningshalveringstiderne kun lidt af kationtypen, men er ret afhængige af plantetypen og dens vækststadie ved aflejringstidspunktet. Værdierne varierer typisk mellem 10 og 40, og en gennemsnitsværdi er benyttet i disse beregninger.

[96] Svarer til koncentrationen af vand i vandløbet eller havet som beregnet i grundvandsmodellen.

F.1.4 Koncentrationer i jorden

Radionuklider kan overføres til vegetationen og jodens toplag via kunstvanding eller via kapilær vandstigning, rodoptag og diffusion fra grundvandszonen, hvis denne er forurenet som et resultat af tilstrømningen af forurenet grundvand. Forureningen gennem den kapilære vandstigning er ikke medtaget i forstudiet, da den vil være afhængig af de specifikke lokale forhold.

Kunstvanding vil medføre overførsel af nuklider fra vandet i den korte boring til jord og planter. Raten, som styrer overførslen, kan udtrykkes som:

$C_s = C_W \times \frac{I_n \times n}{\varepsilon_{ts} \times D_{ts} \times R}$, hvor R er retentionskonstanten:

$R = 1 + \frac{\rho_p \times K_D}{\varepsilon_{ts}}$,

hvor

D_{ts}= tykkelsen af det øverste jordlag

ε_{ts} = porøsiteten af det øverste jordlag

ρ_p = massefylden af partiklerne i det øverste jordlag.

Transporten af radionuklider fra toplagene antages efter kunstvandingen at ske hen til den boring, hvor vandet er hentet fra. Således forsvinder nukliderne ikke ud af systemet.

De anvendte parameterværdier for de ovensfor beskrevne beregninger er vist i Tabel F.2.

Tabel F.2: Anvendte parametre for beregningerne af jordkoncentrationer

Parameter	Enhed	Værdi*	Reference
D_{ts}	m	0,5	Foreslået værdi
ε_{ts}	m^3/m^3	0,4	Foreslået typisk værdi
ρ_p	kg/m^3	2650**	Typisk værdi

* Disse værdier vil også være typiske for danske forhold

** Typisk værdi for jordpartikler

F.2 Indånding

Radionuklider i luften stammer fra to kilder; støv i luften fra jorden og frigivne gasformige radioaktive nuklider. Støvet vil kunne fremkomme som følge af forskellige hændelser, der medfører spredning af støv fra depotanlægget, hvilket er nærmere beskrevet i Kapitel 8 i hovedrapporten og derudover fra resuspension fra jorden. Resuspenderet støv antages at have samme koncentration af radionuklider som jorden for scenarierne relateret til påvirkning via grundvand.

I disse scenarier er det antaget, at støvkoncentrationen i luften er 0,0001 kg/m^3 [97]. Denne værdi er konservativ og vil blive varieret som en del af usikkerhedsevalueringen. Til de scenarier, hvor støvet er frigivet direkte fra depotet, vil støvkoncentrationen variere f.eks. på grund af afstanden fra kilden og de meteorologiske betingelser. Dette vil blive vurderet for hver hændelse for sig[98].

Beregningen af koncentrationer af gasformige radionuklider i luften (C_a) er beskrevet i afsnit 7.7. De relevante nuklider er ^{14}C (som CO_2) og ^{222}Rn. Udledningen af gasformige radionuklider er primært relateret til uheld og ved indtrængen[99], som sker efter lukning af depotet. Gasformige emissioner kan også forekomme i tilfælde af udsivning fra beholderne og gennem depotets afgrænsende konstruktioner, f.eks. som følge af sætninger og den langsigtede nedbrydning af topmembranerne i de terrænnære depoter.

F.3 Eksempler på variation af dosisomregningsfaktorer

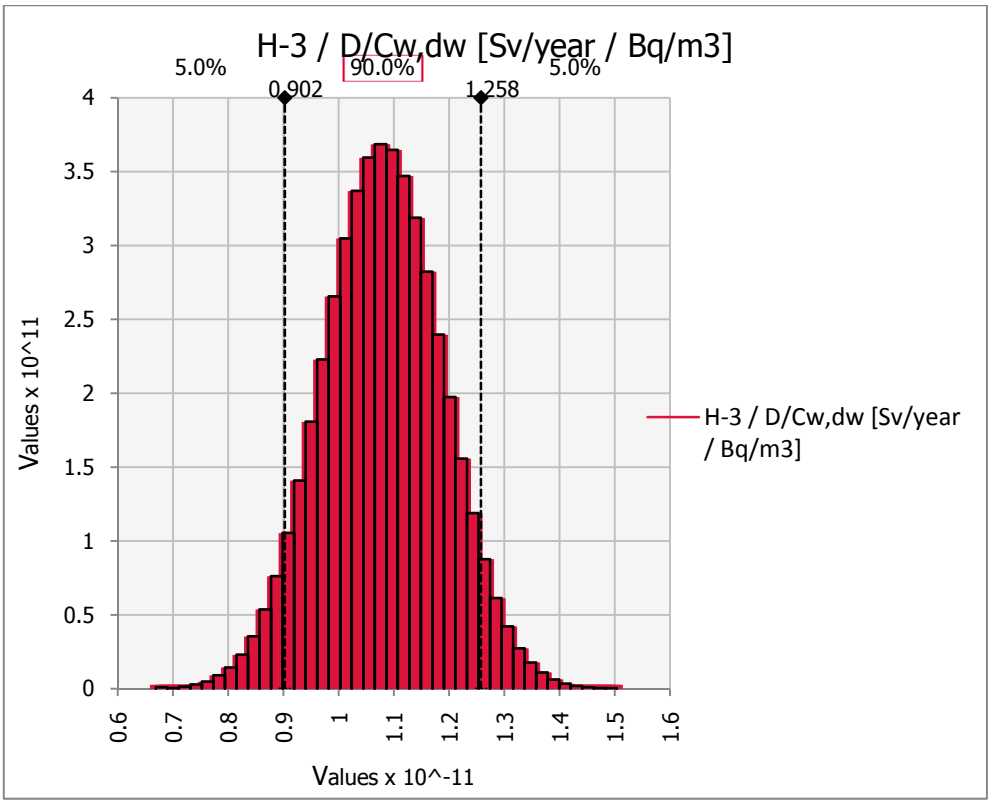
I dette kapitel er givet eksempler for et antal af nuklider med forskellige egenskaber på variationen af dosisomregningsfaktorer grundet den mulige variation/usikkerhed relateret i inputparametrene. Indices i figurerne står for:

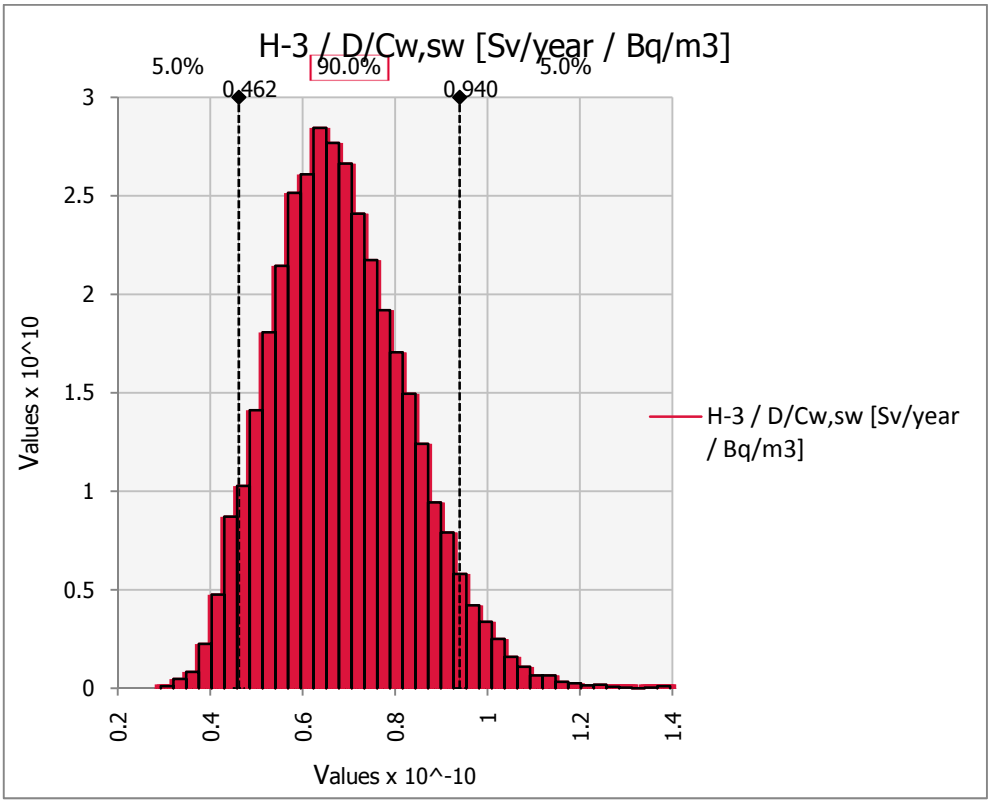
dw = dyb boring
sw = kort boring
st = vandløb
co = kystvand

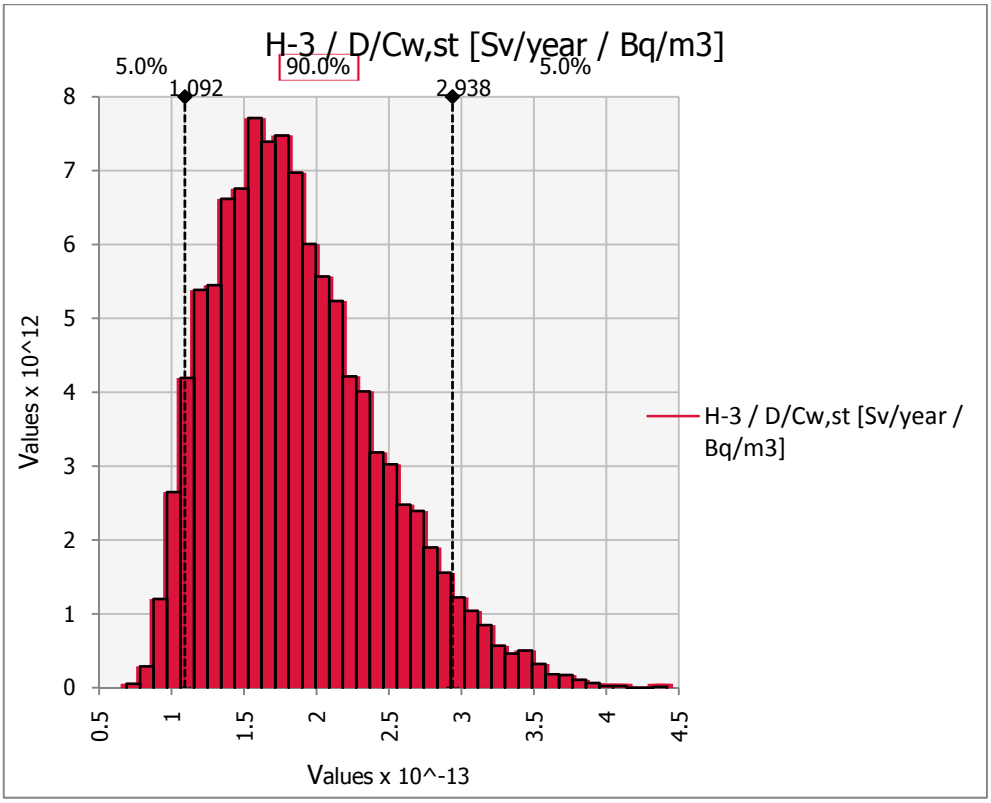
Det ses af figurerne, at der er en pæn forskel i variationsintervallet mellem forskellige de nuklider og recipienter. Det skalbemærkes, at dette delvist skyldes mængden af tilgængelige data, som ligger til grund for fastlæggelsen af variationsintervallet for de forskellige inputparametre. Typisk er variationen større, jo flere data der er tilgængelige.

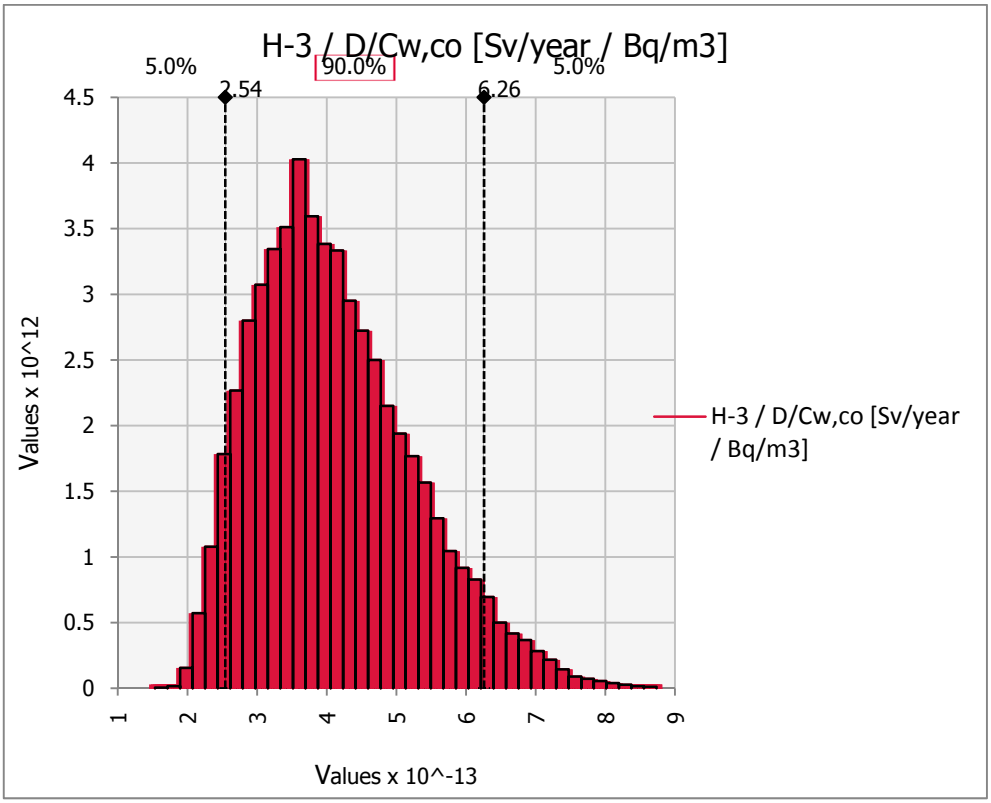
[97] (Karlsson, et al, 2001)
[98] Kapitel 8.
[99] Tilsigtet eller utilsigtet

F.3.1 H-3

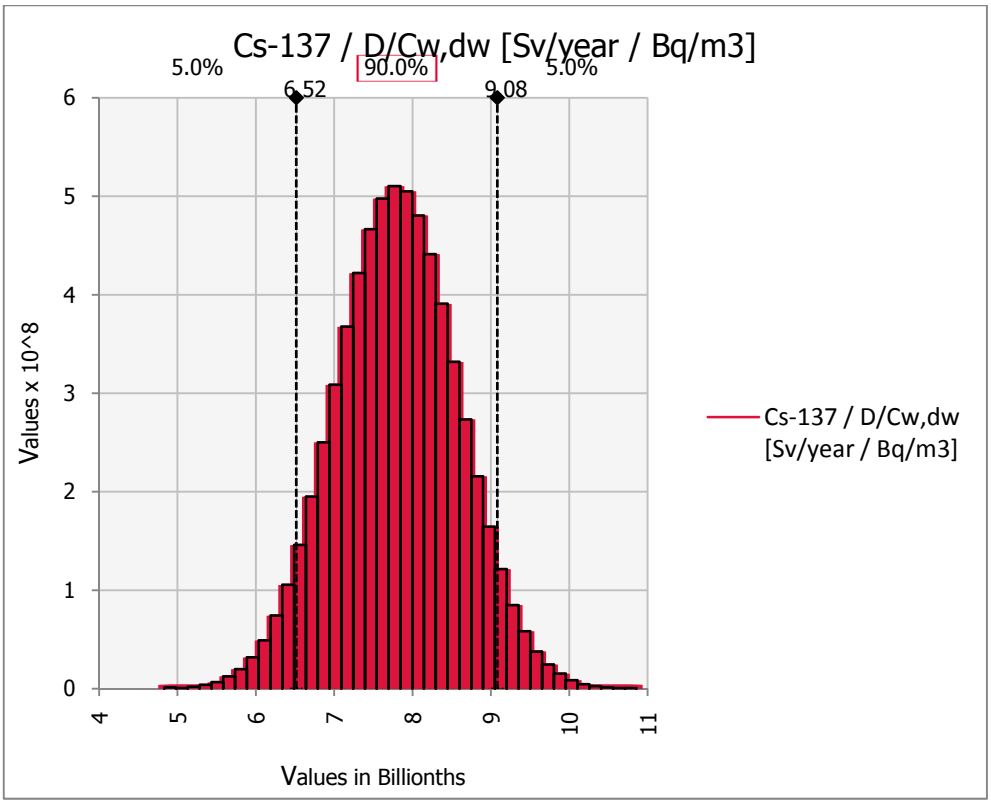

H-3 / D/Cw,dw [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
0.902
1.258
Values x 10^11
Values x 10^-11
H-3 / D/Cw,dw [Sv/year / Bq/m3]

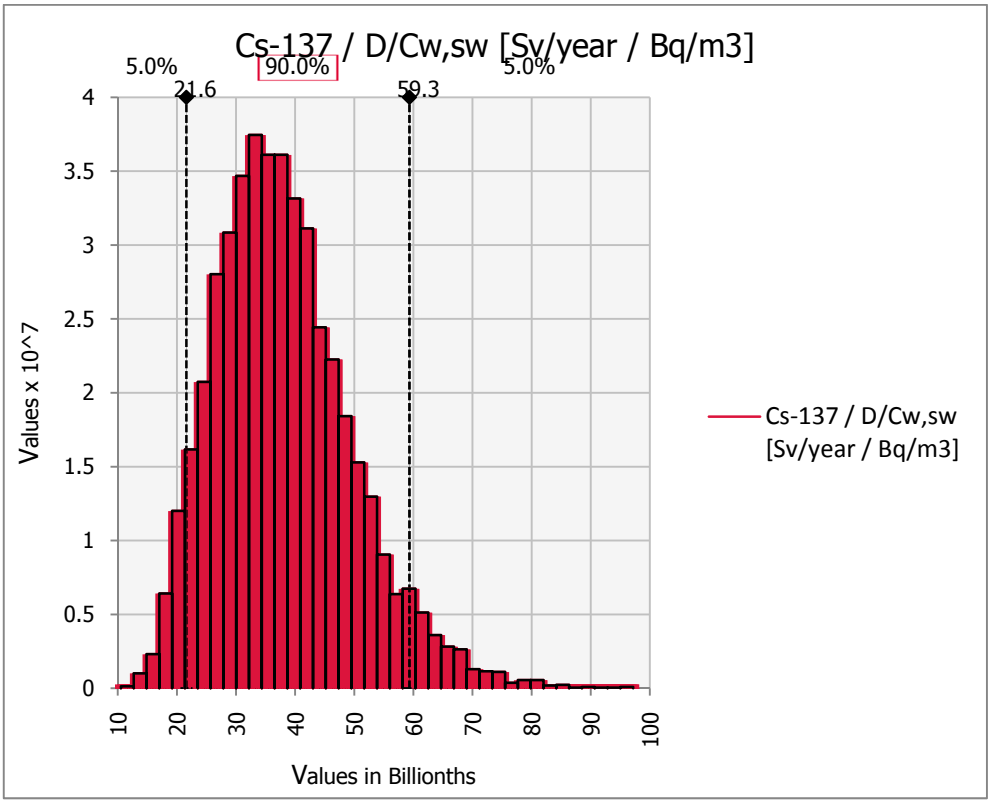

H-3 / D/Cw,sw [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
0.462
0.940
Values x 10^10
Values x 10^-10
H-3 / D/Cw,sw [Sv/year / Bq/m3]

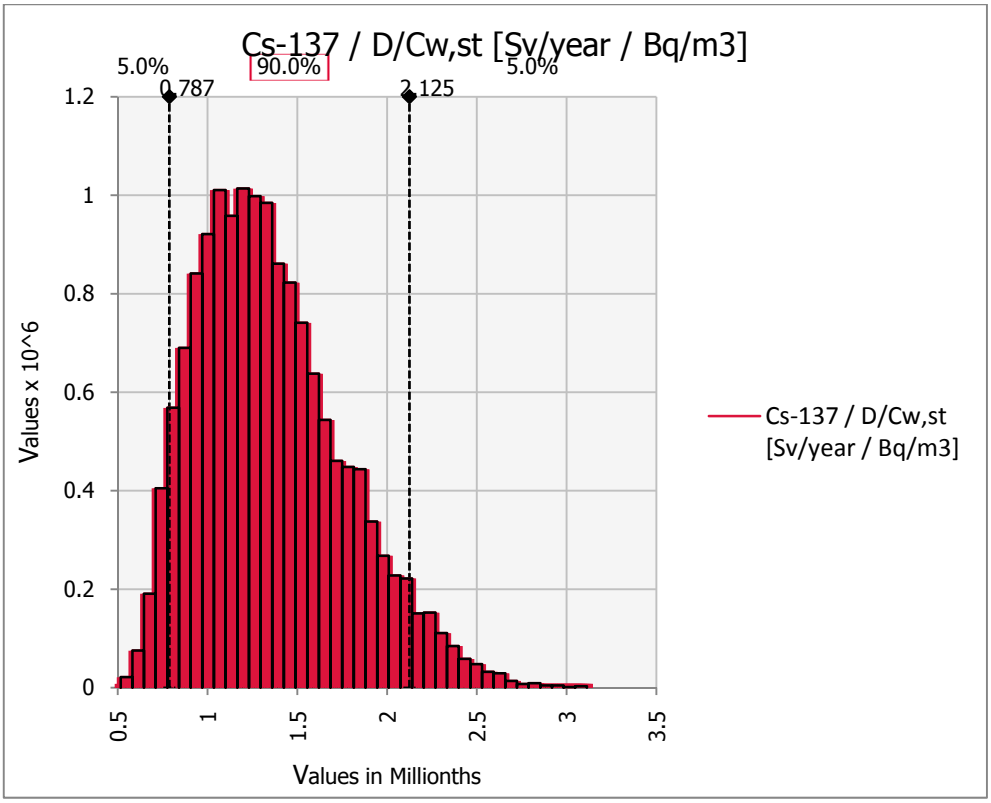

H-3 / D/Cw,st [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
1.092
2.938
Values x 10^12
Values x 10^-13
H-3 / D/Cw,st [Sv/year / Bq/m3]

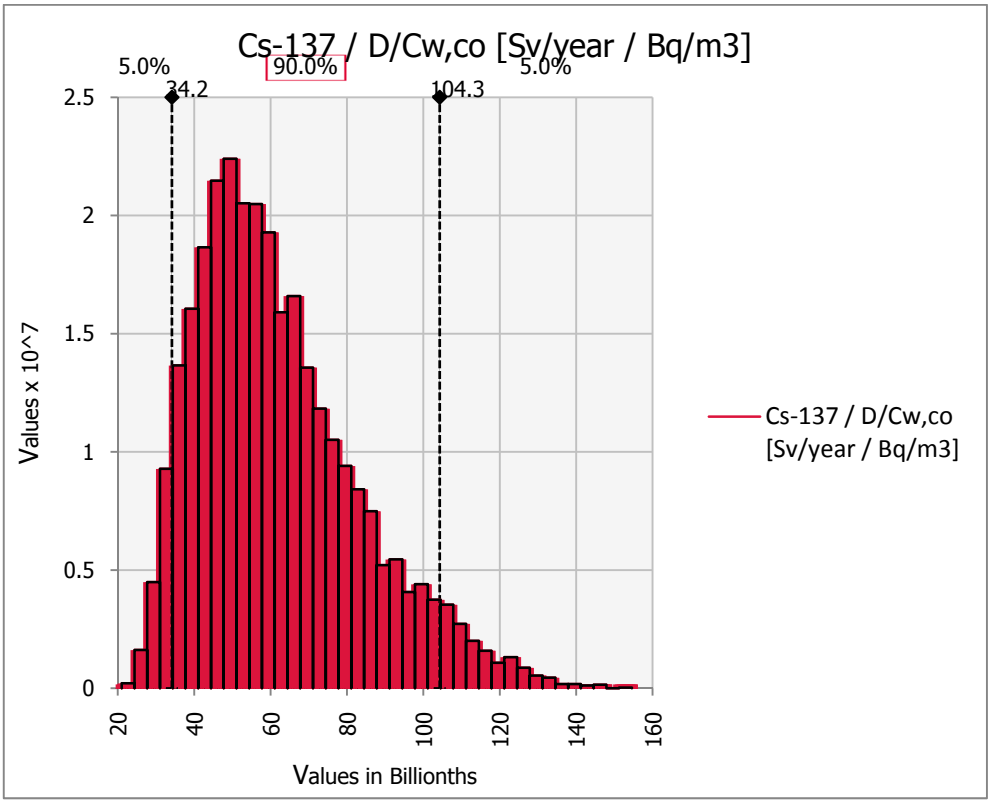

H-3 / D/Cw,co [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
2.54
6.26
Values x 10^12
Values x 10^-13
H-3 / D/Cw,co [Sv/year / Bq/m3]

F.3.2 Cs-137

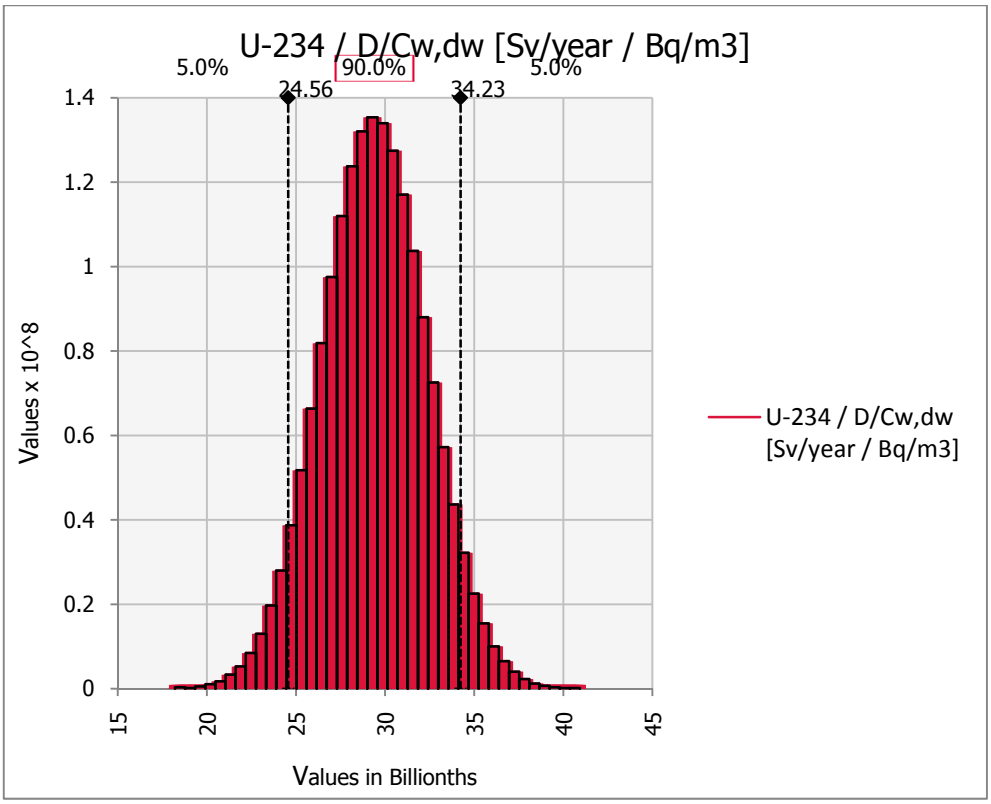

Cs-137 / D/Cw,dw [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
6.52
9.08
Values x 10^8
Values in Billionths
Cs-137 / D/Cw,dw
[Sv/year / Bq/m3]

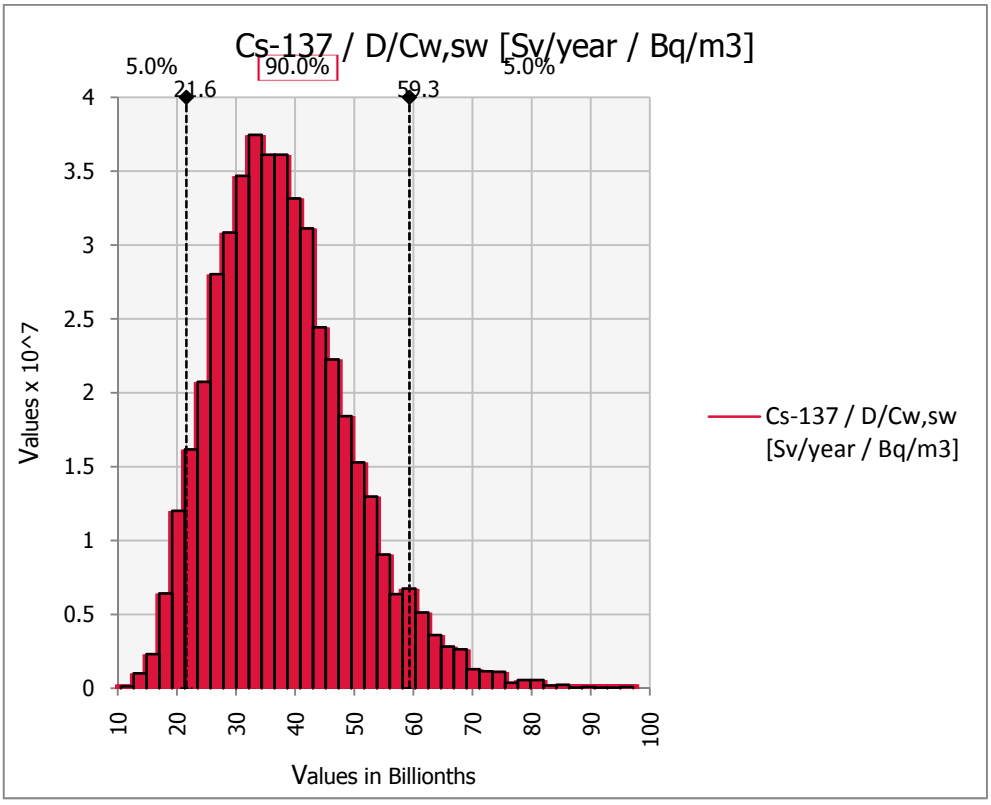

Cs-137 / D/Cw,sw [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
21.6
59.3
Values x 10^7
Values in Billionths
Cs-137 / D/Cw,sw
[Sv/year / Bq/m3]

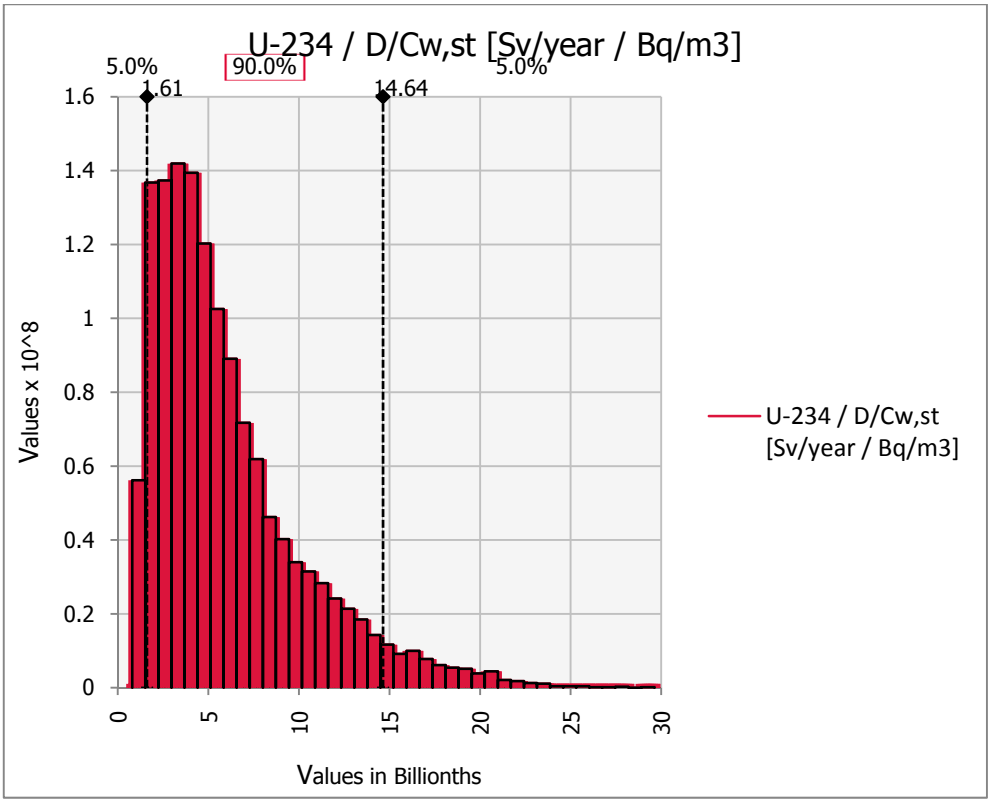

Cs-137 / D/Cw,st [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
0.787
2.125
1.2
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
Values x 10^6
0.5
1
1.5
2
2.5
3
3.5
Values in Millionths
Cs-137 / D/Cw,st [Sv/year / Bq/m3]

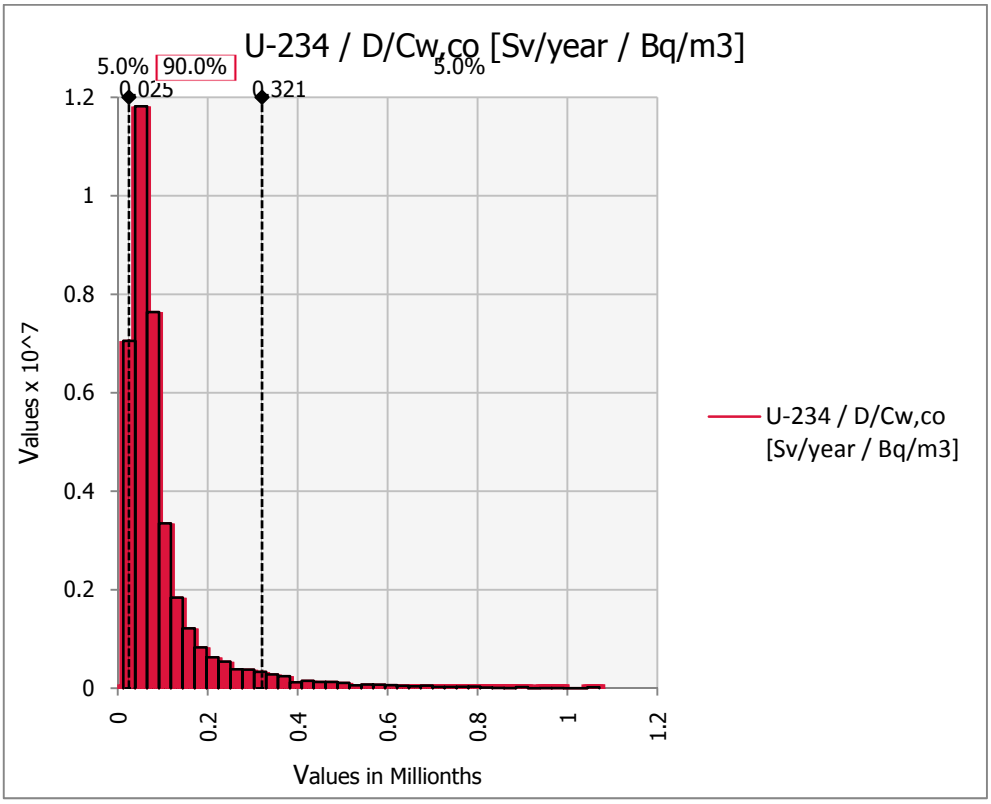

Cs-137 / D/Cw,co [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
34.2
104.3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
Values x 10^7
20
40
60
80
100
120
140
160
Values in Billionths
Cs-137 / D/Cw,co [Sv/year / Bq/m3]

F.3.3 U-234


U-234 / D/Cw,dw [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
24.56
34.23
1.4
1.2
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
Values x 10^8
15
20
25
30
35
40
45
Values in Billionths
U-234 / D/Cw,dw
[Sv/year / Bq/m3]


Cs-137 / D/Cw,sw [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
21.6
59.3
4
3.5
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
Values x 10^7
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
Values in Billionths
Cs-137 / D/Cw,sw
[Sv/year / Bq/m3]


U-234 / D/Cw,st [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
1.61
14.64
Values x 10^8
Values in Billionths
U-234 / D/Cw,st
[Sv/year / Bq/m3]


U-234 / D/Cw,co [Sv/year / Bq/m3]
5.0%
90.0%
5.0%
0.025
0.321
Values x 10^7
Values in Millionths
U-234 / D/Cw,co
[Sv/year / Bq/m3]

Bilag G: Modellering af gasformige emissioner, detaljer

G.1 Spredning i atmosfæren

Den nuklidspecifikke koncentration (C_a; Bq/m^3) i luften i et punkt (x,y) ved jordoverfladen for en forureningsfane ved konstant vindhastighed og -retning, modelleres ved brug af den Gaussiske spredningsmodel (Pasquill & Smith, 1983):

$$C_a(x,y) = \frac{Q}{\pi \cdot u \cdot \sigma_y(x) \cdot \sigma_z(x)} \cdot exp\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y(x)}\right)^2\right] \cdot exp\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{h}{\sigma_z(x)}\right)^2\right]$$

hvor

Q er den nuklidspecifikke emissionsrate (Bq/s)
u er vindhastigheden (m/s)
h er emissionshøjden (m)

Når emissionen frigives ved jorden, ved $h=0$, $y=0$, som i tilfældet med re-suspension, kan ligningen forenkles til:

$$C_a(x) = \frac{Q}{\pi \cdot u \cdot \sigma_y(x) \cdot \sigma_z(x)}$$

Spredningsparametrene σ_y og σ_z er funktioner af afstand og den atmosfæriske stabilitet. En typisk anvendt opgørelse af forskelle i stabilitet er de såkaldte Pasquillklasser. Den parametriseringen, som er benyttet ved modelleringen, er "Briggs' åbent land" (Pasquill & Smith, 1983), se tabel G.1.

Noget af stoffet i forureningsfanen vil afsættes på jorden ved tør deposition. I forstudiet er der set bort fra våd deposition grundet regn[100].

Tør deposition ($q_{tør}$; Bq/m^2) modelleres som:

$$q_{tør}(x,y) = v_d \cdot C(x,y)t$$

hvor

v_d er den nuklidspecifikke depositions (m/s), og

t er varigheden af udslippet (s).

[100]Inkludering af våd deposition vil fremme ekstern eksponering fra jorden og formindske eksponering fra luften samt indånding inhalering. Dette forventes ikke, at ville ændre forskellene mellem scenarierne i den samlede påvirkning, hvilket er hovedformålet med forstudiet.

Tabel G.1 Spredningsparametre i overensstemmelse med Briggs (Pasquill & Smith, 1983).

Pasquillklasse	$\sigma_y(x)$	$\sigma_z(x)$
A	$\frac{0{,}22x}{\sqrt{1+0{,}0001x}}$	$0{,}20\,x$
B	$\frac{0{,}16x}{\sqrt{1+0{,}0001x}}$	$0{,}12\,x$
C	$\frac{0{,}11x}{\sqrt{1+0{,}0001x}}$	$\frac{0{,}08x}{\sqrt{1+0{,}0002x}}$
D	$\frac{0{,}08x}{\sqrt{1+0{,}0001x}}$	$\frac{0{,}06x}{\sqrt{1+0{,}0015x}}$
E	$\frac{0{,}06x}{\sqrt{1+0{,}0001x}}$	$\frac{0{,}03\,x}{1+0{,}0003\,x}$
F	$\frac{0{,}04x}{\sqrt{1+0{,}0001x}}$	$\frac{0{,}016\,x}{1+0{,}0003\,x}$

Tabel G.2 Data til beregning af tør deposition (Hallberg, 2001)

Stof	**Tør depositionsshastighed, v_d (m/s)**
Ædelgasser	0
Andre stoffer	0,003

G.2 Påvirkning af indeklima

Den brugte model er den nyeste version af JAGG modellen fra Miljøstyrelsen, som modellerer transport af flygtige forureningskomponenter i jorden på forurenede grunde (Miljøstyrelsen, 2010)[101].

I nærværende model medtages kun diffusiv transport af flygtige stoffer ved transport gennem jorden. Det er en rimelig antagelse i tilfælde, hvor der ikke eksisterer nogen betydelig trykforskel mellem kilden (her grundvandsfanen) og overfladen eller kælderen i huset. Det antages også, at der er ligevægt mellem stoffernes koncetnration i de enkelte faser (jord, vand, luft). Under sådanne forhold kan transporten af flygtige stoffer modelleres ved brug af Ficks lov:

[101] For yderligere beskrivelse af denne model, se denne rapport. Modellen er bygget på de samme principper og antagelser som modellerne beskrevet i eksempelvis Andersen (2001).

$$\frac{dC}{dt} = 0 = N \cdot D_L \cdot \frac{d^2C}{dt^2} \div k_1 \cdot C,$$

hvor C er koncentrationen i poreluften, t er tiden, N er en jordkonstant, D_L er diffusionskoefficienten af det flygtige stof, og k_1 er stoffets henfaldskonstant.

Hvis det antages, at baggrundskoncentrationen er nul, og jordlagene er homogene, kan den opadrettede flux fra grundvandsfanen udtrykkes som en funktion af kildekoncentrationen (koncentrationen i poreluften lige over grundvandsfanen):

$$J_z = \div N \cdot D_L \cdot \frac{dC}{dz},$$

$$J_z = C_L \cdot \sqrt{(N \cdot D_L) \cdot k_1} \cdot \frac{\cosh\left[(x \div z) \cdot \sqrt{k_1 / (N \cdot D_L)}\right]}{\sinh\left[x \cdot \sqrt{k_1 / (N \cdot D_L)}\right]},$$

hvor x er dybden til grundvandet, C_L er koncentrationen i poreluften ved grundvandsoverfladen, og z er den højde over grundvandsoverfladen, hvor fluxen bestemmes.

Fluxen ud af jorden og ind i atmosfæren er bestemt ved ($z = x$):

$$J_z = C_L \cdot \sqrt{(N \cdot D_L) \cdot k_1} \cdot \frac{1}{\sinh\left[x \cdot \sqrt{k_1 / (N \cdot D_L)}\right]}.$$

Hvis diffusionen passerer gennem flere jordlag med tykkelsen x_n, kan N udtrykkes som N':

$$N' = \frac{N_1 \cdot N_2 \cdot N_3 \cdot \ldots \cdot N_n}{(N_2 \cdot N_3 \cdot \ldots \cdot N_n) \cdot x_1 + (N_1 \cdot N_3 \cdot \ldots \cdot N_n) \cdot x_2 + (N_1 \cdot N_2 \cdot \ldots \cdot N_n) \cdot x_3 + (N_1 \cdot N_2 \cdot \ldots \cdot N_{n-1}) \cdot x_n},$$

hvor N_n er jordkonstanten for det n'te jordlag. N kan bestemmes ved:

$$N = \left(V_L^{3,33} / (V_L + V_V)^2\right),$$

hvor V_L er jordens luftindhold, V_V er jordens vandindhold, og $V_L + V_V$ er jordens porøsitet.

I en bygnings indflydelseszone vil både diffusiv og advektiv transport være relevant, da der normalt vil være en trykforskel mellem en bygning og de omkringliggende områder, hvilket skyldes temperaturforskelle og ventilation i huset.

Den diffusive flux kan igen beskrives ved Ficks lov (samme antagelser som beskrevet ovenfor):

$$J = \div D \cdot \frac{dC}{dx} \approx \div D \cdot \frac{\Delta C}{\Delta x} = \div D \cdot \frac{C_{indendørs} \div C_{poreluft}}{x_b},$$

hvor *C* er henholdsvis koncentrationen indenfor og i poreluften under huset, og x_b er afstanden (tykkelsen af gulvkonstruktionen inklusive kapillærlag). De resterende symboler svarer til dem fra beskrivelsen af fluxen gennem jordlagene.

Som for jorden kan en kombineret materialekonstant beregnes for gulvkonstruktionen.

Den totale transport ind i bygningen er produktet af fluxen og det påvirkede areal.

Den advektive transport (masseflowet) gennem gulvkonstruktionen kan beskrives som:

$$Q_a = q_a \cdot C_{poreluft} = \frac{l_{tot} \cdot w^3}{12 \cdot \mu} \cdot \frac{\Delta P \cdot C_{poreluft}}{x_b},$$

hvor Q_a er masseflowet af et nuklid ind i bygningen, q_a er mængden af luft, som trænger ind i bygningen gennem sprækker i gulvkonstruktionen, l_{tot} er den totale længde af sprækkerne, w er bredden af sprækkerne, ΔP er trykforskellen over gulvkonstruktionen, x_b er tykkelsen af gulvkonstruktionen, og μ er den dynamiske viskositet af luften.

Der eksisterer komplekse ligninger for beregningen af l_{tot}[102], men en forenklet version er blevet brugt her under antagelse af, at der kun er én sprække langs væggene i huset.

$$l_{tot} = 2 \cdot l_b + 2 \cdot w_b,$$

hvor l_b er længden, og w_b er bredden af bygningen.

Bredden af sprækkerne kan beregnes som:

$$w = \frac{\varepsilon_f \cdot A}{l_{tot}},$$

[102] Anvendes også i JAGG modellen, se eksempelvis Miljøstyrelsen (1998, a & b)

Hvor ε_f er krympningen af betonen, og A er det berørte bygningsareal. Komplekse ligninger findes også for beregningen af ε_f afhængigt af fugtighed, cement- og vandindhold i den beton, som er benyttet i gulvkonstruktionen og tørretiden for betonen[103]. Et typisk tal er 0,03 %, som vil benyttes i beregningerne i forstudiet.

Da der antages ligevægt, kan massebalancen direkte under gulvet beskrives som:

$$Q_{diffusion,jord} = Q_{diffusion,gulv} + Q_{advection,gulv} =>$$

$$\div K_{jord} \cdot \left(C_{poreluft} \div C_L\right) \cdot A = \left(\div K_N \cdot \left(C_{indendørs} \div C_{poreluft}\right)\right) \cdot A + q_a \cdot C_{poreluft},$$

hvor

$$K_{jord} = x \cdot \sqrt{(N' \cdot D_L) \cdot k_1} \times \frac{\cosh\left[(x \div z) \cdot \sqrt{k_1 / (N' \cdot D_L)}\right]}{\sinh\left[x \cdot \sqrt{k_1 / (N' \cdot D_L)}\right]},$$

og

$$K_N = \div \frac{(N_1 \cdot N_2 \cdot N_3) \cdot D_L}{N_2 \cdot N_3 \cdot x_1 + N_1 \cdot N_3 \cdot x_2 + N_1 \cdot N_2 \cdot x_3},$$

når det antages, at der arbejdes med en 3-lags gulvkonstruktion.

Massebalancen for flowet ud af bygningen er:

$$Q_{ud,bygning} = Q_{difussion,gulv} + Q_{advektion,gulv=>}$$

$$C_{indendørs} \cdot h_b \cdot R_b \cdot A = \left(\div K_N \cdot \left(C_{indendørs} \div C_{poreluft}\right)\right) \cdot A + q_a \cdot C_{poreluft},$$

hvor h_b er højden af det pågældende rum, og R_b er luftskiftet i rummet på grund af ventilation. Resten af symbolerne er beskrevet i tidligere ligninger.

Et udtryk for $C_{indendørs}$ kan udledes af de to massebalancer:

[103] Også i JAGG modellen, se eksempelvis Miljøstyrelsen (1998, a & b)

$$C_{indendørs} = \frac{\left(K_N + \frac{q_a}{A}\right) \cdot C_L}{(h_b \cdot R_b) + \frac{K_N \cdot (h_b \cdot R_b)}{K_{jord}} + K_N + \frac{(h_b \cdot R_b)}{K_{jord}} \cdot \frac{q_a}{A}}$$

G.3 Diffusion af gasser direkte fra depotet

Diffusion af gasformige stoffer gennemafdækningsjorden i et terrænnært depotet (og gennem depotkonstruktionen og affaldsemballagerne) er modelleret på tilsvarende vis som beskrevet i begyndelsen af kapitel G.2.

Bilag H: Vurdering af uheld, detaljer

H.1 Udvalgte parametre benyttet ved estimering af frekvens og dosisfunktioner

Kritiske udslip kontra affaldstype og faldhøjde						
	Affaldstype 4		Affaldstype 8		Affaldstype 21	
Faldhøjde	P(udslip, fyld)	P(udslip, uden fyld)	P(udslip, fyld)	P(udslip, uden fyld)	P(udslip, fyld)	P(udslip, uden fyld)
0	0	0	0	0	0	0
1,5	0	0	0	0	0	0
3	0,05	0,005	0	0,02	0,05	0,005
4,5	0,1	0,01	0	0,1	0,1	0,01
10	0,5	0,5	0,02	0,2	0,5	0,5
20	1	1	0,1	0,5	1	1
30			0,2	1		
40			0,5	1		
50			1	1		

Vejrbetingelser		
Vindhastighed [m/s]	P (vejr)	
	D	F
0,5	0,10	0,05
2	0,30	0,10
5	0,30	0,00
10	0,15	0,00

Dosisfaktor for tilbageholdelse indenfor depotet (effekt af bygning og depot)

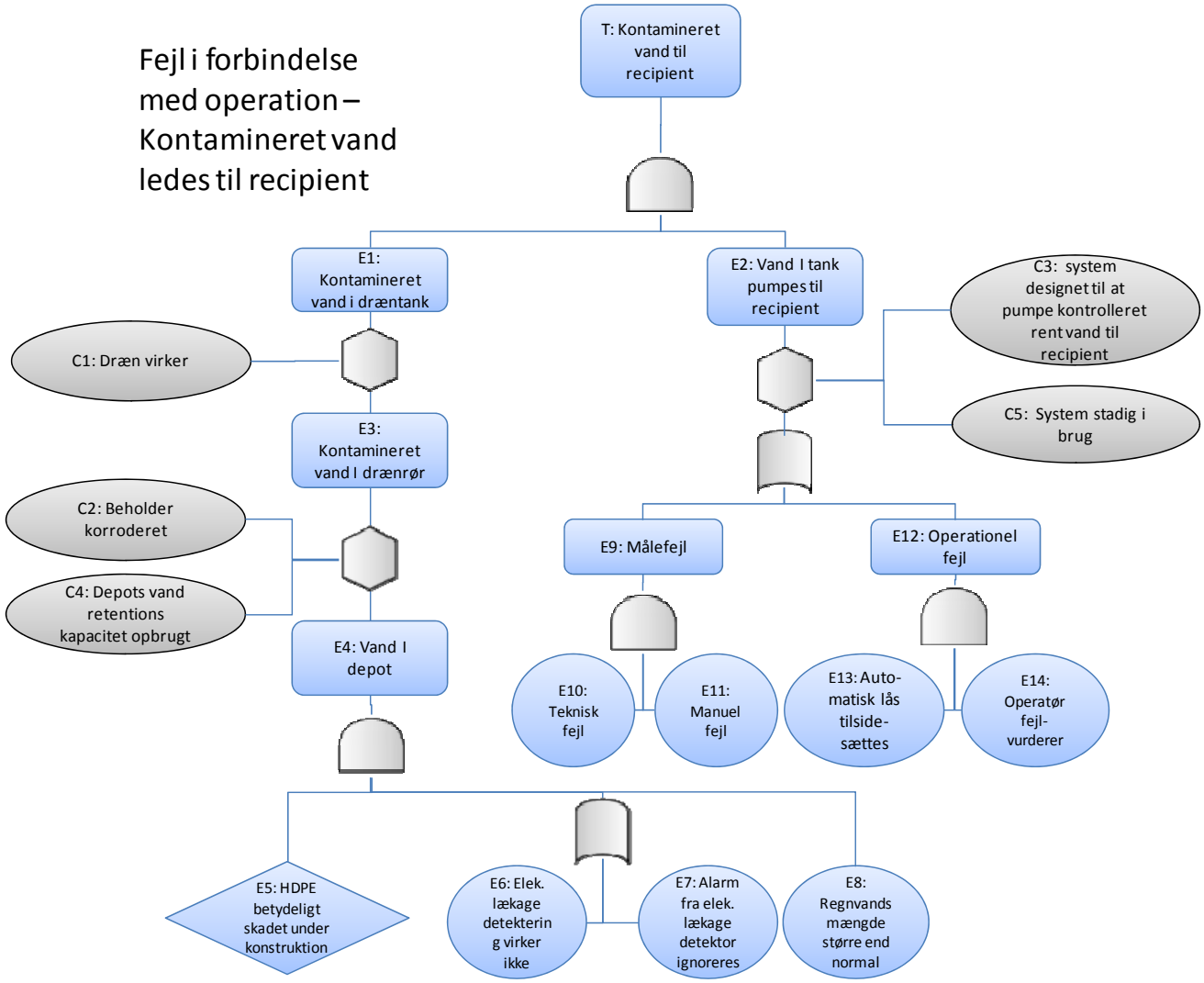
	Depot 0			Depot 1			Depot 2		
	min	mest sand-synlig	max	min	mest sand-synlig	max	min	mest sand-synlig	max
	0,1	0,1	0,1	1	1	1	0,1	0,1	0,1

Fald-højde	Depot 3, 4, 5, 6, 7, 8			Depot 9			Depot 10		
	min	mest sand-synlig	max	min	mest sand-synlig	max	min	mest sand-synlig	max
0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,055	0,01	0,1	0,055	0,01
20	0,09	0,09	0,09	0,09	0,0495	0,009	0,09	0,0495	0,009
30	0,08	0,08	0,08	0,08	0,044	0,008	0,08	0,044	0,008
40	0,07	0,07	0,07	0,07	0,0385	0,007	0,07	0,0385	0,007
50	0,06	0,06	0,06	0,06	0,033	0,006	0,06	0,033	0,006
60	0,05	0,05	0,05	0,05	0,0275	0,005	0,05	0,0275	0,005
70	0,04	0,04	0,04	0,04	0,022	0,004	0,04	0,022	0,004
80	0,03	0,03	0,03	0,03	0,0165	0,003	0,03	0,0165	0,003
90	0,02	0,02	0,02	0,02	0,011	0,002	0,02	0,011	0,002
100	0,01	0,01	0,01	0,01	0,0055	0,001	0,01	0,0055	0,001

Faldhøjde kontra depottype		
Depot	min	max
1	1	4,5
2	1	7
3	1	56,5
4	1	77,5
5	1	104,5
6	1	56,5
7	1	77,5
8	1	104,5
9	1	56,5
10	1	4,5
11	1	200

Fare bemærket under gravning i depotet	
Tidsperiode (år)	P (Arbejder opdager ikke der graves i et depot)
300	0,5
1.000	0,99
10.000	0,99

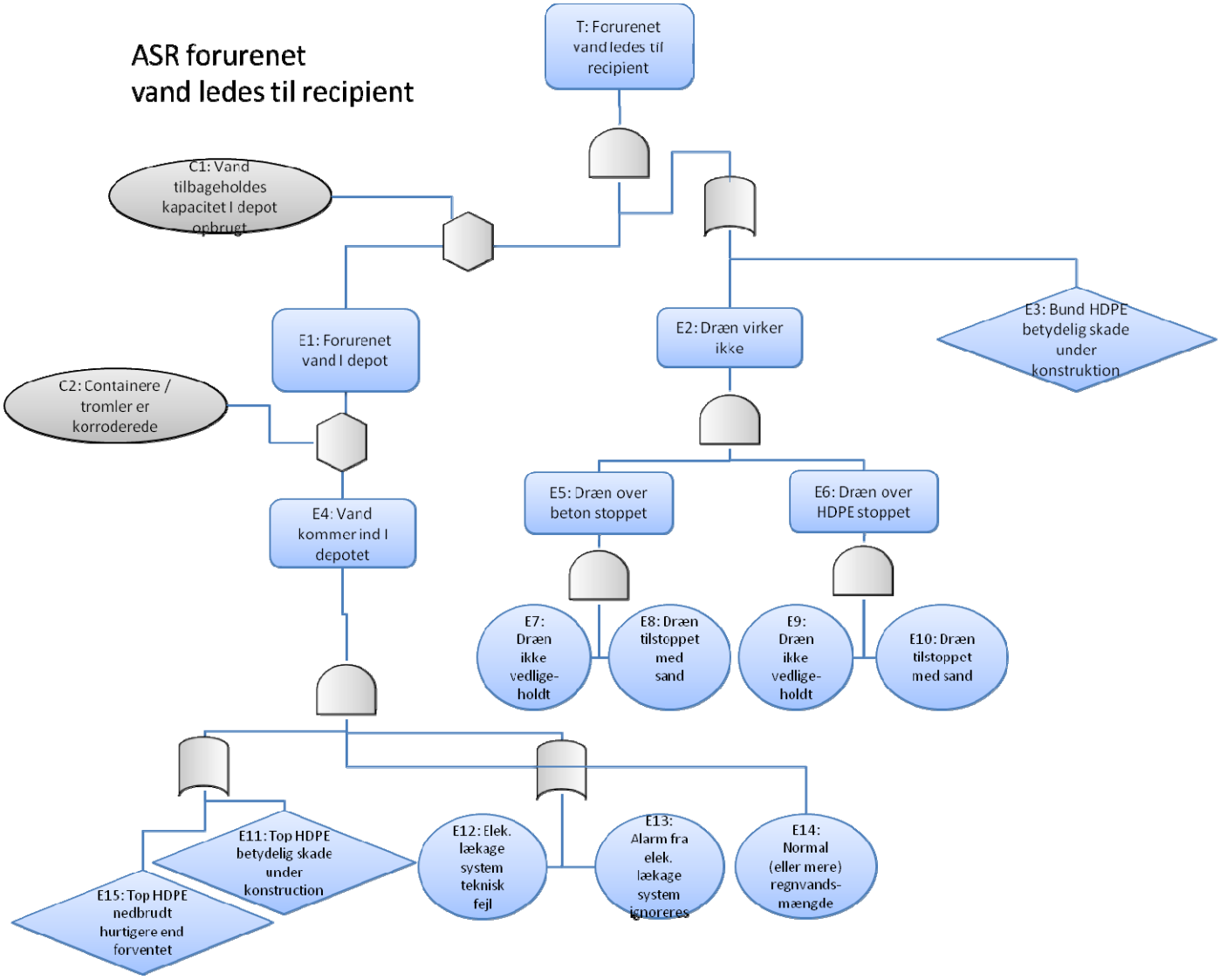
H.2 Analyse af driftsfejl der fører til udledning af forurenet vand til modtageren



Hændelse	Beregnet / Estimeret	Tidsperiode (år)			
		10	30	100	300
T (per år)	**B**	**0**	**$7{,}6 \cdot 10^{-7}$**	**$1{,}9 \cdot 10^{-5}$**	**$8{,}4 \cdot 10^{-6}$**
E1	B	0	$1{,}3 \cdot 10^{-4}$	$5{,}6 \cdot 10^{-4}$	$6{,}8 \cdot 10^{-4}$
E2	B	$2{,}6 \cdot 10^{-3}$	$6{,}0 \cdot 10^{-3}$	$3{,}4 \cdot 10^{-2}$	$1{,}3 \cdot 10^{-2}$
E3	B	0	$1{,}7 \cdot 10^{-4}$	$2{,}3 \cdot 10^{-3}$	$6{,}8 \cdot 10^{-3}$
E4	B	$6{,}0 \cdot 10^{-4}$	$2{,}7 \cdot 10^{-3}$	$6{,}0 \cdot 10^{-3}$	$7{,}5 \cdot 10^{-3}$
E5	E	1%	1%	1%	1%
E6	E	5%	25%	50%	50%
E7	E	1%	2%	10%	25%
E8	E	100%	100%	100%	100%
E9	B	$1{,}0 \cdot 10^{-4}$	$2{,}0 \cdot 10^{-3}$	$2{,}5 \cdot 10^{-2}$	$1{,}3 \cdot 10^{-1}$
E10	E	1%	10%	25%	50%

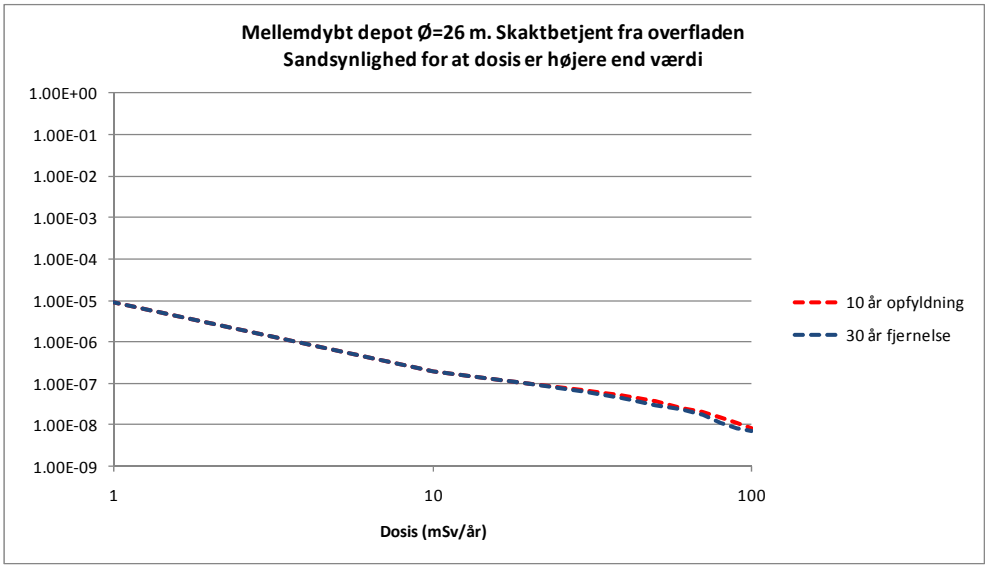
Hændelse	Beregnet / Estimeret	Tidsperiode (år)			
		10	30	100	300
E11	E	1%	2%	10%	25%
E12	B	$5{,}0 \cdot 10^{-3}$	$1{,}0 \cdot 10^{-2}$	$5{,}0 \cdot 10^{-2}$	$1{,}3 \cdot 10^{-1}$
E13&E14	E	1%	1%	5%	13%
C1	E	90%	75%	25%	10%
C2	E	1%	25%	50%	90%
C3	E	50%	50%	50%	50%
C4	E	0%	25%	75%	100%
C5	E	100%	100%	90%	10%

H.3 Analyse af fejl på drænsystemet

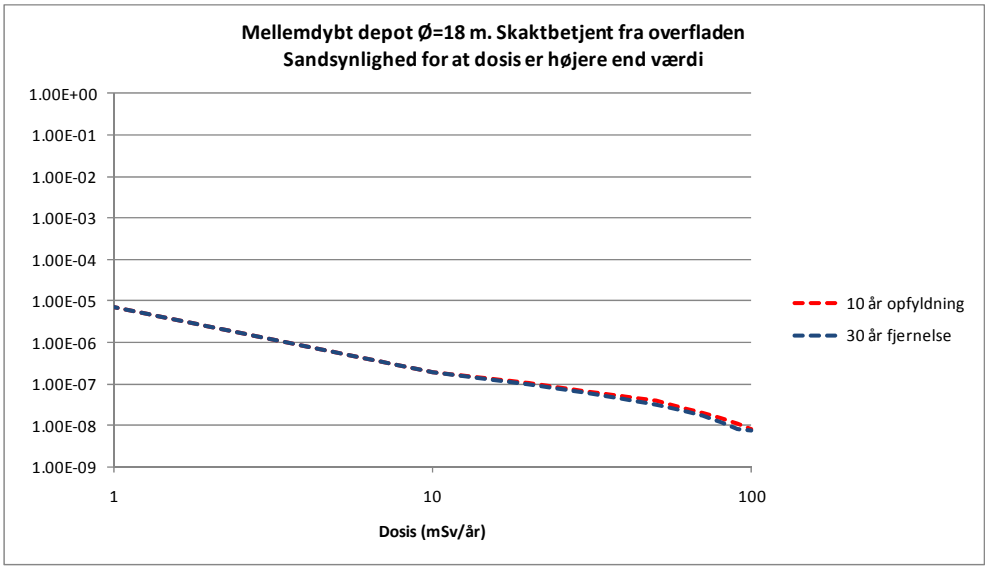


Hændelse	Beregnet / Estimeret	Tidsperiode (år)			
		10	30	100	300
T (per år)	**B**	**0**	**$1{,}9 \cdot 10^{-6}$**	**$1{,}7 \cdot 10^{-4}$**	**$5{,}3 \cdot 10^{-3}$**
E1	B	$6{,}0 \cdot 10^{-6}$	$7{,}4 \cdot 10^{-4}$	$1{,}8 \cdot 10^{-2}$	$7{,}4 \cdot 10^{-2}$
E2	B	$1{,}0 \cdot 10^{-6}$	$1{,}6 \cdot 10^{-5}$	$2{,}5 \cdot 10^{-3}$	$6{,}1 \cdot 10^{-2}$
E3	E	1%	1%	1%	1%
E4	B	$6{,}0 \cdot 10^{-4}$	$3{,}0 \cdot 10^{-3}$	$3{,}6 \cdot 10^{-2}$	$8{,}3 \cdot 10^{-2}$
E5	B	$1{,}0 \cdot 10^{-3}$	$4{,}0 \cdot 10^{-3}$	$5{,}0 \cdot 10^{-2}$	$2{,}5 \cdot 10^{-1}$
E6	B	$1{,}0 \cdot 10^{-3}$	$4{,}0 \cdot 10^{-3}$	$5{,}0 \cdot 10^{-2}$	$2{,}5 \cdot 10^{-1}$
E7	E	1%	2%	10%	25%
E8	E	10%	20%	50%	99%
E9	E	1%	2%	10%	25%
E10	E	10%	20%	50%	99%
E11	E	1%	1%	1%	1%
E12	E	5%	25%	50%	50%
E13	E	1%	2%	10%	25%
E14	E	100%	100%	100%	100%
E15	E	0%	0%	5%	10%
C1	E	0%	25%	75%	100%
C2	E	1%	25%	50%	90%

H.4 Yderligere resultater - hændelsesbaseret eksponering fra uheld

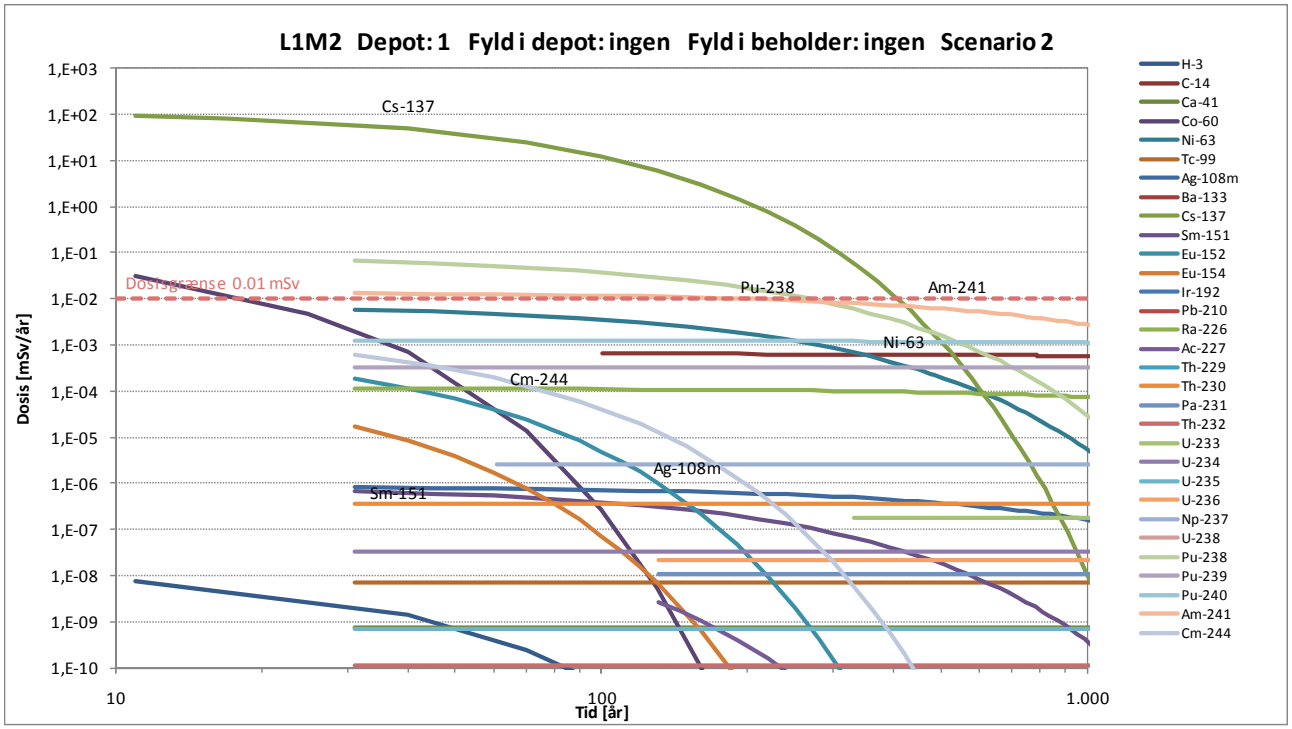


Figur H.1 Hyppighed-dosis diagram for et mellemdybt depot (diameter 26 m) skaktopereret fra jordoverfladen

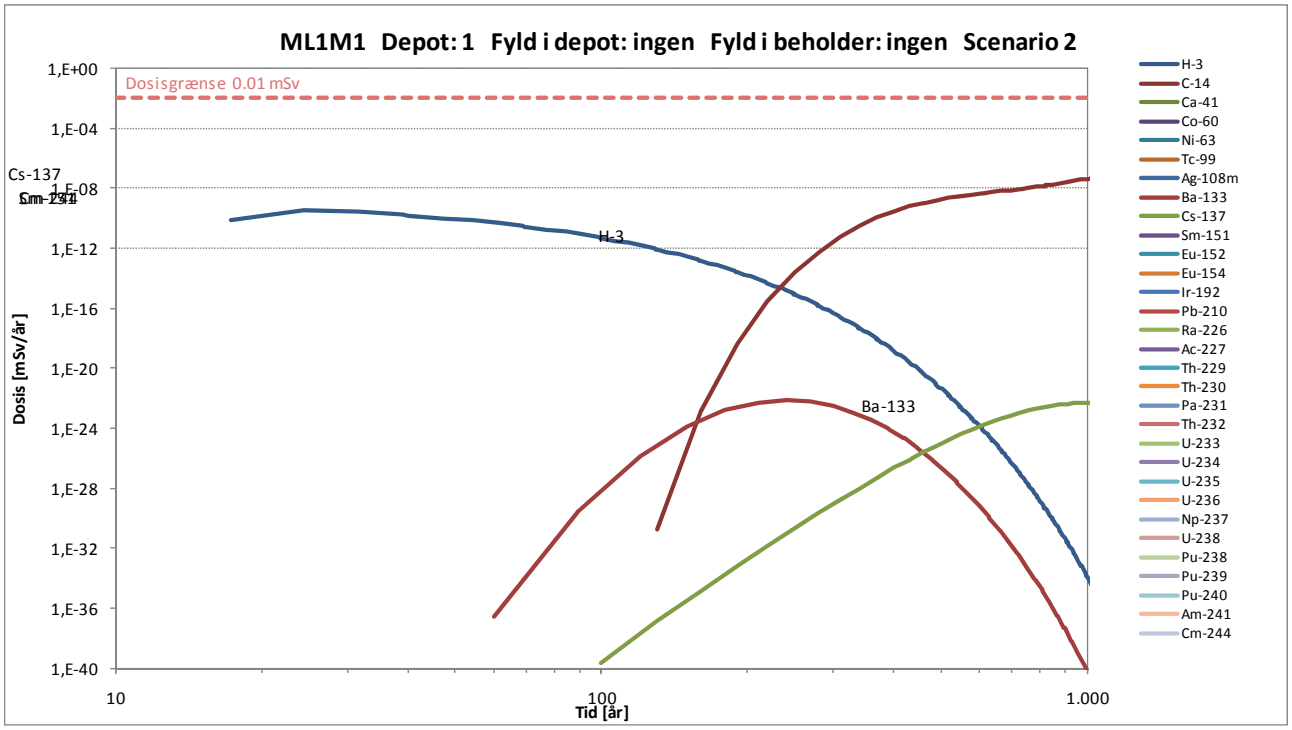


Figur H.2 Hyppighed-dosis diagram for et mellemdybt depot (diameter 18 m) skaktopereret fra jordoverfladen

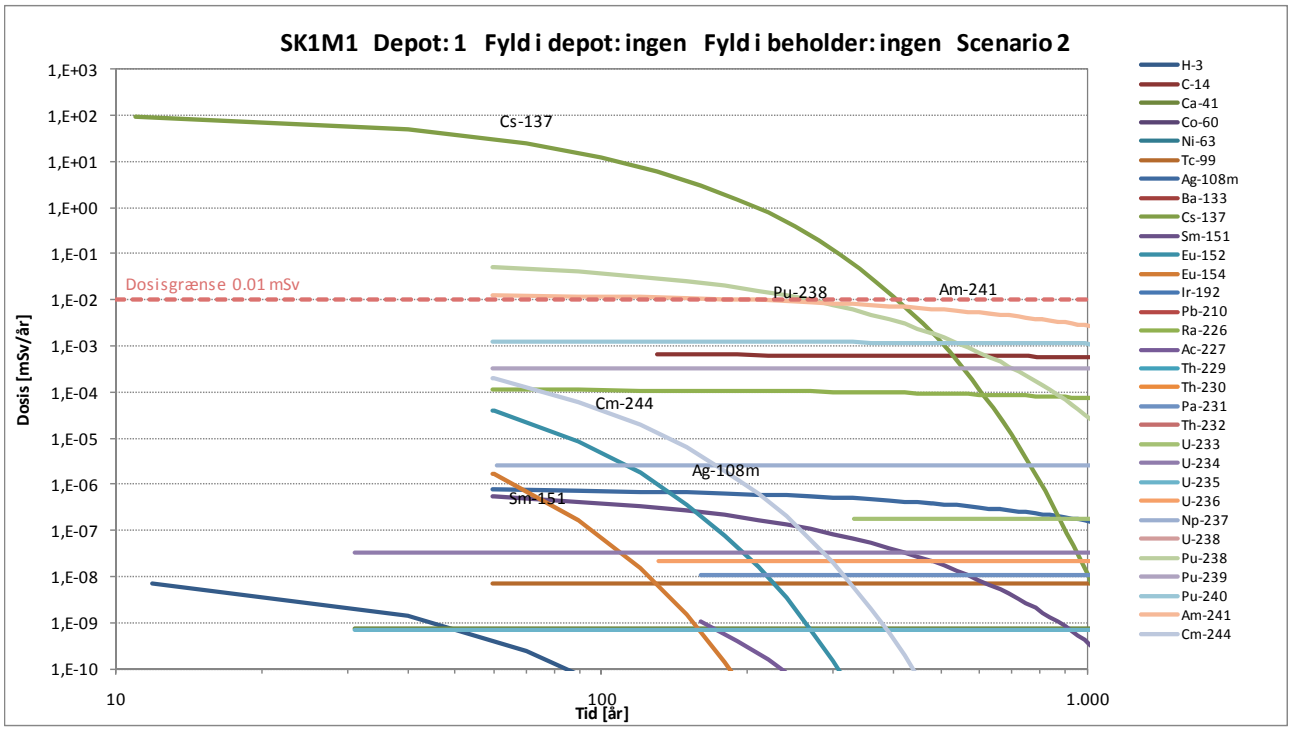
H.5 Yderligere resultater - langtidseksponering fra uheld



Figur H.3 Dosisdiagram for hændelser med længerevarende effekter, Overflade-depot placeret på fed ler.



Figur H.4 Dosisdiagram for hændelser med længerevarende effekter, Overflade-depot placeret på moræneler (geologi ML1M1)



Figur H.4 Dosisdiagram for hændelser med længerevarende effekter, Overflade-depot placeret på kalksten (skrivekridt) (geologi SK1M1)

Bilag I: Estimerede omkostninger, detaljer

På de følgende tre sider er resultatet af de estimerede omkostninger summerede på tabuleret form for:

- De mest sandsynlige omkostninger (ingen variation i priser).
- Minimumsomkostningerne (min. variation/procentdel for alle priser).
- Maksimumsomkostningerne (max. variation/procentdel for alle priser).

Alle omkostninger er givet i 2011 priser.

Depot anlægs type no..	Hoveddepotskoncept[1]	Afskærmning [2]	Indvendig diameter	Indledende omkostninger					Øvrige omkostninger									TOTALE omkostninger
				Areal	Anlæg	Boring	Hoveddepot [5]	SUM indledende omkostninger	Supplerende drift 1. års boring	Supplerende drift 1. års hoveddepot	Grundlæggende drift 31 år	SUBSUM drift	Lukning boring	Lukning hoveddepot	SUBSUM lukning	Tilsyn	SUM øvrige omkostninger	
Sandsynlige omkostninger General usikkerhed givet som total min. og max. procentdel af estimerede omkostninger eller som plus/minus variation				Total: Min: 25% Max: 250%	Total: Min: 75% Max: 150%	Variation: ±17,5%	Variation: ±17,5%		Total: Min: 75% Max: 150%	Total: Min: 75% Max: 150%	Total: Min: 75% Max: 150%		Variation: ±17,5%	Variation: ±17,5%		Total: Min: 75% Max: 150%		
1	ASR	–	–	5.000.000	13.000.000	6.621.000	22.031.000	46.652.000	2.653.000	7.228.000	229.605.000	239.486.000	500.000	3.958.000	4.458.000	11.427.000	255.371.000	302.023.000
2	NSR	Spunsvægge	–	5.000.000	13.000.000	6.621.000	45.730.000	70.351.000	2.653.000	11.277.000	229.605.000	243.535.000	500.000	18.582.000	19.082.000	11.427.000	274.044.000	344.395.000
3	MDR, GI [3]	DW	33,8 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	194.666.000	219.287.000	2.653.000	13.555.000	229.605.000	245.813.000	500.000	92.909.000	93.409.000	11.427.000	350.649.000	569.936.000
4		DW	26 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	159.074.000	183.695.000	2.653.000	13.555.000	229.605.000	245.813.000	500.000	48.788.000	49.288.000	11.427.000	306.528.000	490.223.000
5		DW	18 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	129.551.000	154.172.000	2.653.000	13.555.000	229.605.000	245.813.000	500.000	23.714.000	24.214.000	11.427.000	281.454.000	435.626.000
6		SP&SCL	33,8 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	190.963.000	215.584.000	2.653.000	13.555.000	229.605.000	245.813.000	500.000	92.909.000	93.409.000	11.427.000	350.649.000	566.233.000
7		SP&SCL	26 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	156.124.000	180.745.000	2.653.000	13.555.000	229.605.000	245.813.000	500.000	48.788.000	49.288.000	11.427.000	306.528.000	487.273.000
8		SP&SCL	18 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	127.706.000	152.327.000	2.653.000	13.555.000	229.605.000	245.813.000	500.000	23.714.000	24.214.000	11.427.000	281.454.000	433.781.000
9	MDR, GR [3]	DW	33,8 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	190.228.000	214.849.000	2.653.000	15.078.000	229.605.000	247.336.000	500.000	16.989.000	17.489.000	11.427.000	276.252.000	491.101.000
10		DW	26 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	238.928.000	263.549.000	2.653.000	15.078.000	229.605.000	247.336.000	500.000	11.276.000	11.776.000	11.427.000	270.539.000	534.088.000
11		DW	18 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	241.419.000	266.040.000	2.653.000	15.078.000	229.605.000	247.336.000	500.000	6.967.000	7.467.000	11.427.000	266.230.000	532.270.000
12		SP&SCL	33,8 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	186.525.000	211.146.000	2.653.000	15.078.000	229.605.000	247.336.000	500.000	16.989.000	17.489.000	11.427.000	276.252.000	487.398.000
13		SP&SCL	26 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	235.978.000	260.599.000	2.653.000	15.078.000	229.605.000	247.336.000	500.000	11.276.000	11.776.000	11.427.000	270.539.000	531.138.000
14		SP&SCL	18 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	239.574.000	264.195.000	2.653.000	15.078.000	229.605.000	247.336.000	500.000	6.967.000	7.467.000	11.427.000	266.230.000	530.425.000
15	MDR, IR [3], [4]	DW	33,8 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	272.039.000	296.660.000	2.653.000	49.511.000	229.605.000	281.769.000	500.000	16.989.000	17.489.000	11.427.000	310.685.000	607.345.000
16		SP&SCL	33,8 m	5.000.000	13.000.000	6.621.000	268.336.000	292.957.000	2.653.000	49.511.000	229.605.000	281.769.000	500.000	16.989.000	17.489.000	11.427.000	310.685.000	603.642.000
17	MDR, CA	SP&SCL	–	5.000.000	13.000.000	6.621.000	163.654.000	188.275.000	2.653.000	15.078.000	229.605.000	247.336.000	500.000	11.892.000	12.392.000	11.427.000	271.155.000	459.430.000
18		SP&RO	–	5.000.000	13.000.000	6.621.000	77.967.000	102.588.000	2.653.000	15.078.000	229.605.000	247.336.000	500.000	11.892.000	12.392.000	11.427.000	271.155.000	373.743.000

[1] ASR: depot på jordoverfladen, NSR: terrænnært depot, MDR: mellemdybt depot, GI: opereret fra jordoverfladen, irreversibel, GR: opereret fra jordoverfladen, reversibel, IR: opereret fra indersiden, reversibel, CA: kaverne

[2] DW: diaphragm wall, SP: sekant pælevæg, SCL: sprayet betonforing, RO: sten

[3] Etableringsomkostningerne foralle skakter er baserede på den antagelse, at bundpladen lokaliseres dybest muligt, bestemt af den strukturelle kapacitet med den givne indre diameter og tykkelse af de udvendige vægge. Specielt MDR med diameteren 33,8 m kan placeres mindre dybt, hvilket vil medføre lavere etableringsomkostninger.

[4] DR med diameter 26 m og 18 m, IR, medfører for lille minimumsvolumen, og er derfor udeladt i prisestimatet.

[5] Omkostningerne for hoveddepotet inkluderer omkostninger til cut-off anlæg og udgravning.

Depot anlægs type no.	Hoveddepotskoncept [1]	Afskærmning [2]	Indvendig diameter	Indledende omkostninger					Øvrige omkostninger									TOTALE omkostninger
				Areal	Anlæg	Boring	Hoveddepot [5]	SUM indledende omkostninger	Supplerende drift 1. års boring	Supplerende drift 1. års hoveddepot	Grundlæggende drift 31 år	SUBSUM drift	Lukning boring	Lukning hoveddepot	SUBSUM lukning	Tilsyn	SUM øvrige omkostninger	
MIN procentdel af sandsynlige omkostninger				25%	75%	82,5%	82,5%		75%	75%	75%		82,5%	82,5%		75%		
1	ASR	–	–	1.250.000	9.750.000	5.462.000	18.176.000	34.638.000	1.990.000	5.421.000	172.204.000	179.615.000	413.000	3.265.000	3.678.000	8.570.000	191.863.000	226.501.000
2	NSR	Spunsvægge	–	1.250.000	9.750.000	5.462.000	37.727.000	54.189.000	1.990.000	8.458.000	172.204.000	182.652.000	413.000	15.330.000	15.743.000	8.570.000	206.965.000	261.154.000
3	MDR, GI [3]	DW	33,8 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	160.599.000	177.061.000	1.990.000	10.166.000	172.204.000	184.360.000	413.000	76.650.000	77.063.000	8.570.000	269.993.000	447.054.000
4		DW	26 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	131.236.000	147.698.000	1.990.000	10.166.000	172.204.000	184.360.000	413.000	40.250.000	40.663.000	8.570.000	233.593.000	381.291.000
5		DW	18 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	106.880.000	123.342.000	1.990.000	10.166.000	172.204.000	184.360.000	413.000	19.564.000	19.977.000	8.570.000	212.907.000	336.249.000
6		SP&SCL	33,8 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	157.544.000	174.006.000	1.990.000	10.166.000	172.204.000	184.360.000	413.000	76.650.000	77.063.000	8.570.000	269.993.000	443.999.000
7		SP&SCL	26 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	128.802.000	145.264.000	1.990.000	10.166.000	172.204.000	184.360.000	413.000	40.250.000	40.663.000	8.570.000	233.593.000	378.857.000
8		SP&SCL	18 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	105.357.000	121.819.000	1.990.000	10.166.000	172.204.000	184.360.000	413.000	19.564.000	19.977.000	8.570.000	212.907.000	334.726.000
9	MDR, GR [3]	DW	33,8 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	156.938.000	173.400.000	1.990.000	11.309.000	172.204.000	185.503.000	413.000	14.016.000	14.429.000	8.570.000	208.502.000	381.902.000
10		DW	26 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	197.116.000	213.578.000	1.990.000	11.309.000	172.204.000	185.503.000	413.000	9.303.000	9.716.000	8.570.000	203.789.000	417.367.000
11		DW	18 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	199.171.000	215.633.000	1.990.000	11.309.000	172.204.000	185.503.000	413.000	5.748.000	6.161.000	8.570.000	200.234.000	415.867.000
12		SP&SCL	33,8 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	153.883.000	170.345.000	1.990.000	11.309.000	172.204.000	185.503.000	413.000	14.016.000	14.429.000	8.570.000	208.502.000	378.847.000
13		SP&SCL	26 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	194.682.000	211.144.000	1.990.000	11.309.000	172.204.000	185.503.000	413.000	9.303.000	9.716.000	8.570.000	203.789.000	414.933.000
14		SP&SCL	18 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	197.649.000	214.111.000	1.990.000	11.309.000	172.204.000	185.503.000	413.000	5.748.000	6.161.000	8.570.000	200.234.000	414.345.000
15	MDR, IR [3], [4]	DW	33,8 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	224.432.000	240.894.000	1.990.000	37.133.000	172.204.000	211.327.000	413.000	14.016.000	14.429.000	8.570.000	234.326.000	475.220.000
16		SP&SCL	33,8 m	1.250.000	9.750.000	5.462.000	221.377.000	237.839.000	1.990.000	37.133.000	172.204.000	211.327.000	413.000	14.016.000	14.429.000	8.570.000	234.326.000	472.165.000
17	MDR, CA	SP&SCL	–	1.250.000	9.750.000	5.462.000	135.015.000	151.477.000	1.990.000	11.309.000	172.204.000	185.503.000	413.000	9.811.000	10.224.000	8.570.000	204.297.000	355.774.000
18		SP&RO	–	1.250.000	9.750.000	5.462.000	64.323.000	80.785.000	1.990.000	11.309.000	172.204.000	185.503.000	413.000	9.811.000	10.224.000	8.570.000	204.297.000	285.082.000

[1] ASR: depot på jordoverfladen, NSR: terrænnært depot, MDR: mellemdybt depot, GI: opereret fra jordoverfladen, irreversibel, GR: opereret fra jordoverfladen, reversibel, IR: opereret fra indersiden, reversibel, CA: kaverne

[2] DW: diaphragm wall, SP: sekant pælevæg, SCL: sprayet betonforing, RO: sten

[3] Etableringsomkostningerne foralle skakter er baserede på den antagelse, at bundpladen lokaliseres dybest muligt, bestemt af den strukturelle kapacitet med den givne indre diameter og tykkelse af de udvendige vægge. Specielt MDR med diameteren 33,8 m kan placeres mindre dybt, hvilket vil medføre lavere etableringsomkostninger.

[4] MDR med diameter 26 m og 18 m, IR, medfører for lille minimumsvolumen, og er derfor udeladt i prisestimatet.

[5] Omkostningerne for hoveddepotet inkluderer omkostninger til cut-off anlæg og udgravning.

Depot anlægs type no.	Hoveddepotskoncept [1]	Afskærmning [2]	Indvendig diameter	Indledende omkostninger					Øvrige omkostninger									TOTALE omkostninger
				Areal	Anlæg	Boring	Hoveddepot [5]	SUM indledende omkostninger	Supplerende drift 1. års boring	Supplerende drift 1. års hoveddepot	Grundlæggende drift 31 år	SUBSUM drift	Lukning boring	Lukning hoveddepot	SUBSUM lukning	Tilsyn	SUM øvrige omkostninger	
MAX procentdel af sandsynlige omkostninger				250%	150%	117,5%	117,5%		150%	150%	150%		117,5%	117,5%		150%		
1	ASR	–	–	12.500.000	19.500.000	7.780.000	25.886.000	65.666.000	3.980.000	10.842.000	344.408.000	359.230.000	588.000	4.651.000	5.239.000	17.141.000	381.610.000	447.276.000
2	NSR	Spunsvægge	–	12.500.000	19.500.000	7.780.000	53.733.000	93.513.000	3.980.000	16.916.000	344.408.000	365.304.000	588.000	21.834.000	22.422.000	17.141.000	404.867.000	498.380.000
3	MDR, GI [3]	DW	33,8 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	228.733.000	268.513.000	3.980.000	20.333.000	344.408.000	368.721.000	588.000	109.168.000	109.756.000	17.141.000	495.618.000	764.131.000
4		DW	26 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	186.912.000	226.692.000	3.980.000	20.333.000	344.408.000	368.721.000	588.000	57.326.000	57.914.000	17.141.000	443.776.000	670.468.000
5		DW	18 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	152.222.000	192.002.000	3.980.000	20.333.000	344.408.000	368.721.000	588.000	27.864.000	28.452.000	17.141.000	414.314.000	606.316.000
6		SP&SCL	33,8 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	224.382.000	264.162.000	3.980.000	20.333.000	344.408.000	368.721.000	588.000	109.168.000	109.756.000	17.141.000	495.618.000	759.780.000
7		SP&SCL	26 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	183.446.000	223.226.000	3.980.000	20.333.000	344.408.000	368.721.000	588.000	57.326.000	57.914.000	17.141.000	443.776.000	667.002.000
8		SP&SCL	18 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	150.055.000	189.835.000	3.980.000	20.333.000	344.408.000	368.721.000	588.000	27.864.000	28.452.000	17.141.000	414.314.000	604.149.000
9	MDR, GR [3]	DW	33,8 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	223.518.000	263.298.000	3.980.000	22.617.000	344.408.000	371.005.000	588.000	19.962.000	20.550.000	17.141.000	408.696.000	671.994.000
10		DW	26 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	280.740.000	320.520.000	3.980.000	22.617.000	344.408.000	371.005.000	588.000	13.249.000	13.837.000	17.141.000	401.983.000	722.503.000
11		DW	18 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	283.667.000	323.447.000	3.980.000	22.617.000	344.408.000	371.005.000	588.000	8.186.000	8.774.000	17.141.000	396.920.000	720.367.000
12		SP&SCL	33,8 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	219.167.000	258.947.000	3.980.000	22.617.000	344.408.000	371.005.000	588.000	19.962.000	20.550.000	17.141.000	408.696.000	667.643.000
13		SP&SCL	26 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	277.274.000	317.054.000	3.980.000	22.617.000	344.408.000	371.005.000	588.000	13.249.000	13.837.000	17.141.000	401.983.000	719.037.000
14		SP&SCL	18 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	281.499.000	321.279.000	3.980.000	22.617.000	344.408.000	371.005.000	588.000	8.186.000	8.774.000	17.141.000	396.920.000	718.199.000
15	MDR, IR [3], [4]	DW	33,8 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	319.646.000	359.426.000	3.980.000	74.267.000	344.408.000	422.655.000	588.000	19.962.000	20.550.000	17.141.000	460.346.000	819.772.000
16		SP&SCL	33,8 m	12.500.000	19.500.000	7.780.000	315.295.000	355.075.000	3.980.000	74.267.000	344.408.000	422.655.000	588.000	19.962.000	20.550.000	17.141.000	460.346.000	815.421.000
17	MDR, CA	SP&SCL	–	12.500.000	19.500.000	7.780.000	192.293.000	232.073.000	3.980.000	22.617.000	344.408.000	371.005.000	588.000	13.973.000	14.561.000	17.141.000	402.707.000	634.780.000
18		SP&RO	–	12.500.000	19.500.000	7.780.000	91.611.000	131.391.000	3.980.000	22.617.000	344.408.000	371.005.000	588.000	13.973.000	14.561.000	17.141.000	402.707.000	534.098.000

[1] ASR: depot på jordoverfladen, NSR: terrænnært depot, MDR: mellemdybt depot, GI: opereret fra jordoverfladen, irreversibel, GR: opereret fra jordoverfladen, reversibel, IR: opereret fra indersiden, reversibel, CA: kaverne

[2] DW: diaphragm wall, SP: sekant pælevæg, SCL: sprayet betonforing, RO: sten

[3] Etableringsomkostningerne foralle skakter er baserede på den antagelse, at bundpladen lokaliseres dybest muligt, bestemt af den strukturelle kapacitet med den givne indre diameter og tykkelse af de udvendige vægge. Specielt MDR med diameteren 33,8 m kan placeres mindre dybt, hvilket vil medføre lavere etableringsomkostninger.

[4] MDR med diameter 26 m og 18 m, IR, medfører for lille minimumsvolumen, og er derfor udeladt i prisestimatet.

[5] Omkostningerne for hoveddepotet inkluderer omkostninger til cut-off anlæg og udgravning.

Bilag J: Detaljeret aktivitetsplan

J.1 Planlægning af det videre forløb

Som den første aktivitet laves en detaljeret planlægning af det videre forløb, hvor eventuelle udestående spørgsmål søges afklaret.

Dette kan kræve involvering af andre parter end rådgiver og bygherre, herunder f.eks. Naturstyrelsen vedrørende tilrettelæggelse af VVM - processen og stillingtagen til, hvordan et slutdepot forholder sig til nationale love og bekendtgørelser, herunder risikobekendtgørelsen, samt internationale konventioner, direktiver og traktater, herunder IAEA's konvention om sikkerhed i forhold til radioaktivt affald og EURATOM - traktaten om det europæiske atomenergifællesskab. Det skal understreges, at der ikke forventes nogen grænseoverskridende miljøpåvirkninger.

Det foreslås, at der udarbejdes en myndighedsplan, som skitserer, hvornår de enkelte myndigheder og aktiviteter skal indgå.

Det skal desuden afklares, hvorvidt VVM - undersøgelsen og den tilhørende skitseprojektering samt efterfølgende faser skal udbydes og i givet fald hvordan.

Myndighedsplan

I myndighedsplanen afklares det bl.a., hvornår og hvorledes EURATOM - traktatens artikel 37 håndteres i forhold til VVM - processen, herunder hvornår Kommissionen orienteres om eventuel påvirkning af nabolande:

Artikel 37:

"Hver medlemsstat skal forsyne Kommissionen med alle almindelige oplysninger vedrørende planer om bortskaffelse af radioaktivt spild 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 den i artikel 31 omhandlede ekspertgruppe afgiver Kommissionen sin udtalelse inden for en frist af 6 måneder."

Udbud af VVM-undersøgelsen

Såfremt VVM-undersøgelsen udbydes til rådgiver, skal følgende overvejes og afklares:

- Valg af udbudsform
- Gennemførelse af selve udbuddet
- Bedømmelse af indkomne tilbud
- Valg af rådgiver
- Tildeling og overdragelse af opgaven til rådgiver
- Eventuel bygherrerådgivning/styring af VVM-rådgiver.

J.1.1 Udvælgelse af lokaliteter

Som et led i deres del af forstudiet udpeger GEUS ca. 20 potentielle lokaliteter for placering af slutdepot. Det videre mulige antal lokaliteter skal dernæst udpeges på grundlag af de samlede forstudier. Antallet vil om muligt blive begrænset til 5 - 6 lokaliteter.

J.1.2 Projekteringslov

Inden det forberedende arbejde for en anlægslov igangsættes, skal der fremsættes og vedtages et forslag om projekteringslov i Folketinget og afsættes finanser på finanslov.

Et slutdepot for radioaktivt affald er opført på VVM-bekendtgørelsens bilag 1, stk. 3b) *Anlæg, der er bestemt udelukkende til deponering (planlagt at vare mere end 10 år) af bestrålet nukleart brændsel eller radioaktivt affald på et andet sted end produktionsstedet.*

Da anlægget forudsættes vedtaget efter anlægslov, er det undtaget VVM-bekendtgørelsen. Det betyder, at miljøspørgsmålene vil blive adresseret i en anlægslov på tilsvarende niveau, som havde det fulgt VVM-bekendtgørelsen under planloven, herunder afholdelse af tilsvarende offentlighedsfaser etc.

Dansk Dekommissionering anmoder (i samarbejde med SIS og GEUS)den ansvarlige minister (Sundhedsministeren) om at fremsætte, behandle og få vedtaget forslag til projekteringslov i Folketinget, hvilket er en forudsætning for at igangsætte det lovforberedende arbejde, herunder VVM.

Parallelt med fremsættelse af projekteringslov i Folketinget foreslås det, at EU-kommissionen (og eventuelle andre internationale instanser) orienteres om, at planlægningen af slutdepotet vil blive igangsat efter lovens vedtagelse, at man ikke forventer nogen grænseoverskridende miljøpåvirkning, og at Kommissionen vil blive orienteret om resultatet af VVM-undersøgelsen.

J.1.3 VVM-proces

Det pågældende ressortministerium igangsætter VVM-undersøgelsen, når projekteringsloven er vedtaget.

Der nedsættes arbejdsgruppe, styregruppe og/eller følgegruppe med repræsentanter for de væsentligst berørte myndigheder og interessenter (kommunale og statslige).

Parallelt med/som en del af VVM-undersøgelsen gennemføres en skitseprojektering.

Indkaldelse af ideer og forslag

Udover at undgå utilsigtede miljøpåvirkninger er et af formålene med VVM at inddrage offentligheden ved to offentlige høringer.

I den første offentlige høring i en VVM-undersøgelse indkaldes ideer og forslag. Dette kan f.eks. gøres ved at udsende et debatoplæg, der samtidig orienterer om anlægget, de udvalgte lokaliteter, og om at planlægningen af dette nu er gået i gang.

Normalt afholdes borgermøder lokalt i de områder, der kan blive berørt af anlægget. Det skal overvejes, om man eventuelt skal holde dette mere overordnet, især hvis man opstarter processen på et tidligt niveau med mange mulige lokaliteter.

De indkomne ideer og forslag skal gennemgås og – hvis de er relevante – indgå i den videre VVM-undersøgelse. Man kan eksempelvis udarbejde en hvidbog med fuld gengivelse eller resume af alle indkomne ideer og forslag.

VVM-scoping

Når ideer og forslag er færdigbehandlet, skal omfanget af VVM-undersøgelsen endeligt vurderes, herunder hvilke metoder, der vil blive anvendt i undersøgelsen. Dette betegnes som en VVM-scoping.

Man kan gennemføre en VVM-scoping på et indledende niveau, f.eks. i forbindelse med planlægning og eventuelt udbud af VVM-undersøgelsen. Som alternativ kan man afvente indkaldelse af ideer og forslag, før man igangsætter undersøgelser og dermed kender omfanget i større detalje. Der kan under 1. offentlighedsfase fremkomme nye alternativer, som kræver yderligere undersøgelser.

I VVM-scopingen fastlægges (om muligt), hvilke alternativer, der indgår, herunder en klar definition af 0-alternativet (den situation, at der ikke tages beslutning om et slutdepot, og det mellem- og lavradioaktive affald må blive liggende på nuværende placering). Allerede i scopingen bør der skæres ned i antallet af alternativer, der kræver fuld VVM.

Influensområdet afgrænses geografisk, og der identificeres interessenter i en interessentanalyse.

VVM-undersøgelse

I VVM-undersøgelsen indgår dels en undersøgelse af de eksisterende miljøforhold, dels en vurdering af anlæggets påvirkninger. Såfremt der stadig indgår 20 lokaliteter (og ikke 5 - 6 som vil være mest hensigtsmæssigt), vil første del af VVM-undersøgelsen indeholde en miljømæssig screening af disse og fravalg af lokaliteter med største miljøkonsekvenser.

Når der er indhentet detaljerede oplysninger om de eksisterende miljøforhold, kan der foretages en yderligere udvælgelse af de alternativer (placering og depotform), der umiddelbart ser ud til at have færrest konflikter med omgivelserne. Dette suppleres med oplysninger om f.eks. anlægsøkonomioverslag.

I undersøgelsen af eksisterende forhold indgår detaljerede feltundersøgelser af miljøforhold. Desuden indsamles øvrige oplysninger, og der udføres detaljerede beregninger og vurderinger af konsekvenserne af anlægget inden for alle miljøemner (se nedenfor).

På denne baggrund sammenlignes alternativer, hovedforslag vælges, og der opstilles afværgeforanstaltninger.

Når der er gennemført de første vurderinger og beregninger af miljøpåvirkningerne, kan der foretages en yderligere udvælgelse af de alternativer (placering og depotform), der umiddelbart ser ud til at få de færrest konsekvenser for omgivelserne. Dette suppleres med oplysninger om f.eks. anlægsøkonomioverslag.

VVM-redegørelse

Selve afrapporteringen i en VVM-redegørelse vil som minimum omfatte:

- En beskrivelse af det påtænkte anlæg
- En oversigt over de væsentligste alternativer (herunder 0-alternativet) og en begrundelse for valg og fravalg af alternativer under hensyn til påvirkninger af miljøet
- En beskrivelse af de metoder og principper, der er anvendt i VVM-undersøgelsen
- En beskrivelse af de eksisterende miljøforhold i det område der kan blive påvirket af anlægget
- En beskrivelse af de kort- og langsigtede miljøpåvirkninger
- En beskrivelse af foranstaltninger, der indarbejdes i projektet for at skadelige miljøpåvirkninger undgås, mindskes, eller der kompenseres for dem
- En overvågningsplan for udvalgte miljøfaktorer (er ikke krævet i VVM, men i miljøvurdering)
- En oversigt over eventuelle mangler ved oplysningerne eller vurderingerne i VVM-undersøgelsen, inklusive en vurdering af manglernes betydning for konklusionerne i VVM-redegørelsen.

De miljøforhold, der vil indgå, omfatter virkninger under anlæg og drift for:

- Planforhold
- Landskab og jordbund
- Plante- og dyreliv, herunder eventuelle påvirkninger af Natura 2000-områder og arter opført på habitatdirektivets bilag IV eller fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I. Såfremt der kan være en potentiel påvirkning ind i et natura 2000 område, skal der indgå en separat Natura 2000 konsekvensvurdering
- Kulturmiljø og materielle goder
- Overfladevand og grundvand, herunder dybe, geologiske boringer
- Luft og klima
- Støj og vibrationer
- Befolkning, herunder beboelse, erhverv, friluftsliv og menneskers sundhed (sidstnævnte er ikke krævet i VVM, men i miljøvurdering)
- Afledte socioøkonomiske effekter.

Indkaldelse af bemærkninger og indsigelser

Når VVM-redegørelsen er færdig, udsendes denne i den 2. offentlige høring, hvor borgere og interessenter kan komme med indsigelser og bemærkninger til redegørelsen.

Bemærkninger og indsigelser skal behandles færdigt, inden der kan indstilles et hovedforslag til anlægslovforslag.

J.1.4 Forslag til anlægslov

Der skal udarbejdes forslag til anlægslov, som skal behandles og vedtages af Folketinget. Forinden skal opdragsholderen/den ansvarlige styrelse/myndighed indstille den løsning, de foretrækker (placering og depotform), samt begrundelser herfor til det ansvarshavende ministerium.

J.1.5 Skitseprojektering

Parallelt med VVM-undersøgelsen foretages en skitseprojektering af slutdepotet i en iterativ proces, således at det er et miljøoptimeret anlæg, der vedtages og detailprojekteres. Det betyder, at miljøundersøgelserne kan få indflydelse på anlæggets udformning, etablering og drift, såfremt nogle af aktiviteterne vurderes at kunne få væsentlig indflydelse på miljøet, og det af den årsag vil være hensigtsmæssigt at ændre aktiviteterne med henblik på at mindske miljøpåvirkningerne.

Desuden foretages der løbende justeringer af anlægsøkonomioverslag, herunder priser for de indarbejdede afværgeforanstaltninger og overvågningstiltag samt den nødvendige arealerhvervelse.

J.1.6 Vedtagelse af anlægslov

Når anlægsloven er vedtaget, kan detailprojektering, udbud og arealerhvervelse påbegyndes.

J.1.7 Detailprojektering og udbud

Når anlægget er vedtaget, skal der gennemføres en detailprojektering. Som en del af dette kan der udarbejdes et udbudsmateriale, og projektet kan udbydes, og anlægsentreprenør udvælges.

J.1.8 Arealerhvervelse

Parallelt med og på basis af detailprojekteringen kan ekspropriationsforretning og arealerhvervelse påbegyndes.

J.1.9 Udførelse

Herefter kan anlægsarbejdet påbegyndes.

J.1.10 Ibrugtagning, drift og vedligehold af slutdepotet

Efter deponering af affaldet fra anlæggene på Risø skal der i en årrække være adgang til slutdepotet, idet der til stadighed genereres mindre mængder nukleart affald i Danmark. Det er i de øvrige dele af forstudierne forudsat, at slutdepotet drives i en 30-årig periode, hvorefter det lukkes for modtagelse af affald.

Det skal afklares, om depotet skal være bemandet, i hvilket omfang der skal være offentlig adgang, publikumsfaciliteter etc.

Desuden skal almindeligt og ekstraordinært vedligehold aftales, herunder beredskabsplan for, hvis der opstår utætheder/tæringer etc.

J.1.11 Overvågningsplan

Der vil blive etableret en plan for overvågning af udvalgte miljøparametre i ca. 30 år. Herefter vil der blive foretaget en fornyet evaluering af overvågningsbehovet og -niveauet i de næste 30 år el. lign.

I overvågningsplanen skal indgå:

- De valgte miljøparametre, herunder hvorfor de bør overvåges
- Hvorledes overvågningen foretages
- Hvor hyppigt overvågningen foretages
- Hvem der er ansvarlig for overvågningen (udførende myndighed)
- Hvem der kontrollerer, at overvågningen er foretaget (tilsynsførende myndighed)
- Hvad der skal gøres, hvis overvågningen viser noget andet, end miljøvurderingen forudså, eller der optræder andre uregelmæssigheder, herunder etablering af en beredskabsplan ved uheld etc.

I beslutningsgrundlaget er anført, at *Det bør tilstræbes at deponering af radioaktivt affald ikke baseres på, at kommende generationer skal udføre sikkerhedsprocedurer og monitering.*

J.2 Økonomisk overslag

Der er i Tabel J.13.1 angivet omtrentlige udgifter til VVM-processen. Overslaget er blandt andet baseret på den viden, der er p.t., samt erfaringer fra andre VVM-undersøgelser, herunder fra VVM af det danske tilslutnings- og rampeanlæg for en fast Femern Bælt forbindelse.

Forslaget til feltundersøgelser er baseret på, at depoterne ikke vil blive placeret i OSD områderne, som er de mest undersøgte. Det er vurderet, at de indledende screeningsundersøgelser vil omfatte indledende geofysik, 5 boringer til relevant dybde, vandprøveudtagning og pejlinger, geokemiske undersøgelser og vurderinger, opsætning og kalibrering af en grundvandsmodel til sammenligning med forstudiets resultater samt rapportering. For én lokalitet vurderes omkostningerne til dette at ligge omkring 2,5 mio. kr.

Når færre lokaliteter er udpeget, og der skal træffes et konkret valg, skal der foretages mere detaljerede undersøgelser og sikkerhedsanalyser. Dette er vurderet at omfatte yderligere 3 boringer, tracer test, prøvepumpninger og slug test, yderligere geokemiske undersøgelser på bl.a. intakt prøver, detaljeret modellering, detaljeret sikkerhedsanalyse smat rapportering. For én lokalitet skønnes omkostningerne hertil at ligge omkring 5 mio. kr..

I Tabel J.1 er det forudsat, at der foretages indledende undersøgelser på 5 til 6 lokaliteter og detaljerede undersøgelser på 2 til 3 lokaliteter.

Tabel J.13.1 Økonomisk overslag for den skitserede aktivitetsplan frem til etablering af et depot

Aktivitet	**Overslag, kr.**
Planlægning af det videre forløb	300.000 - 500.000
Udpegning af mulige lokaliteter	22,5 - 30 mio.
Projekteringslov	500.000*
VVM-proces og skitseprojektering	2 - 5 mio.
Forslag til og vedtagelse af anlægslov	1 mio. *
Detailprojektering og udbud	1 - 2 mio. *
I alt	27 - 39 mio.

* Overslaget er behæftet med usikkerhed – for de med stjerne markerede felter er usikkerheden betydelig.

Bilag K: Resultater af dosisberegningerne

I dette bilag er resultaterne vist for dosis via grundvand for alle depottyper. Resultater er vist for Scenarie 2, hvor følgende affaldstyper er placeret i et borehul:

Type 12b, 14, 15, 16, 17 og 18.

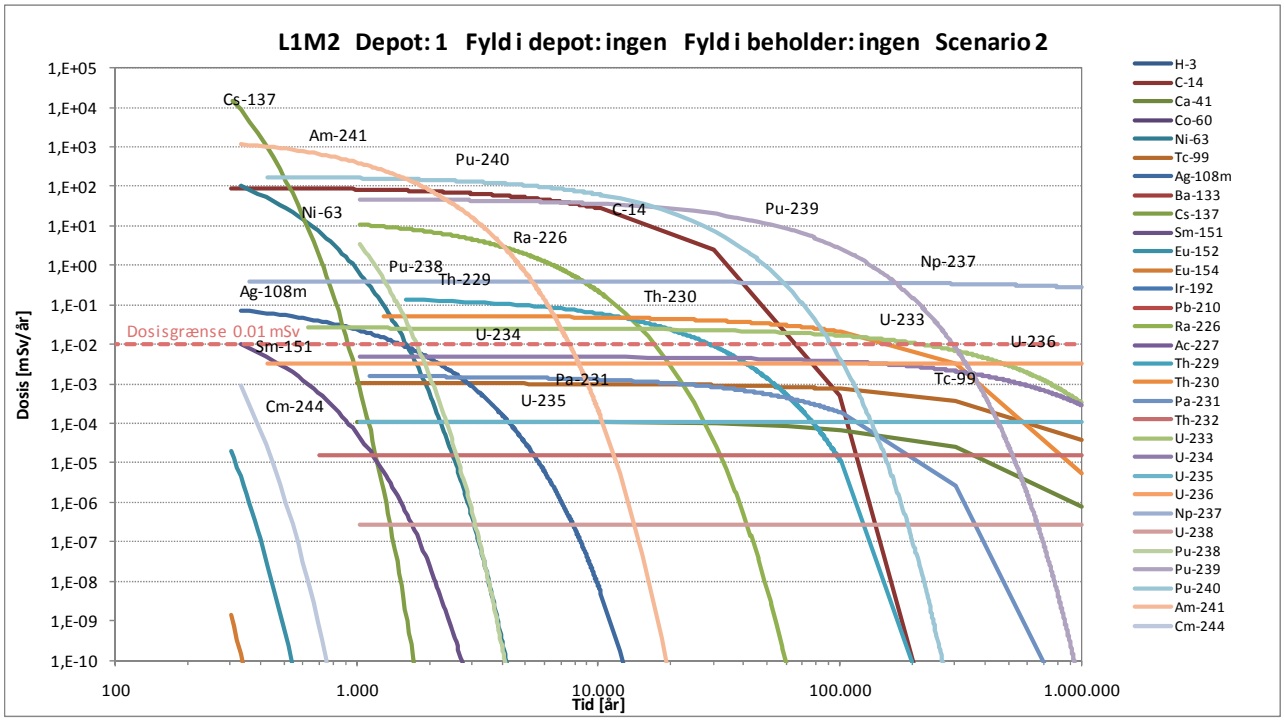
De andre depottyper i denne samlede løsning indeholder således resten af affaldet.

Hvis affaldstype 13 også placeres i borehullet, vil dosis fra det samhørende depot af anden type bliver mindre endnu, hvilket også er beskrevet i kapitel 7.3.

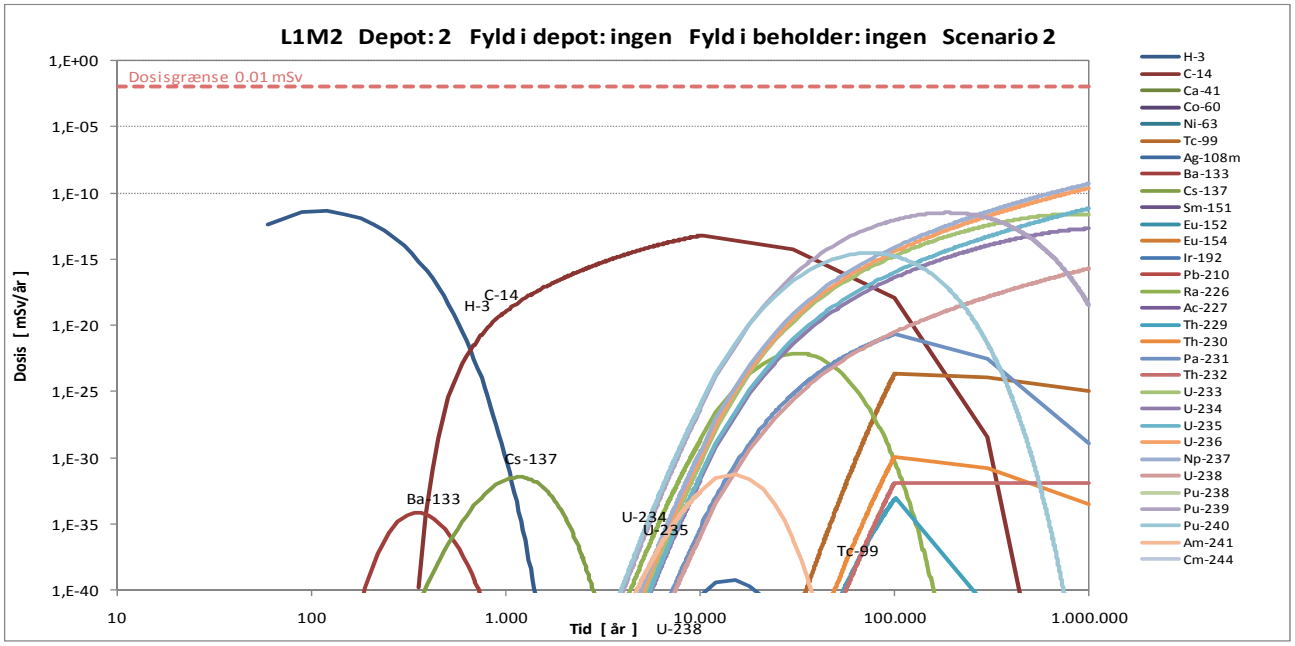
De viste resultater gælder for deponering uden anvendelse af fyldmaterialer hverken i eller omkring beholderne. Som det fremgår af kapitel 7.8, vil anvendelse af fyldmaterialer have en betydelig reducerende effekt påden samlede dosis. Dette gælder for alle typer depoter (undtagen selvfølgelig borehullet, hvor fyld er forudsat i beholderne i alle tilfælde og ikke uden for beholderne).

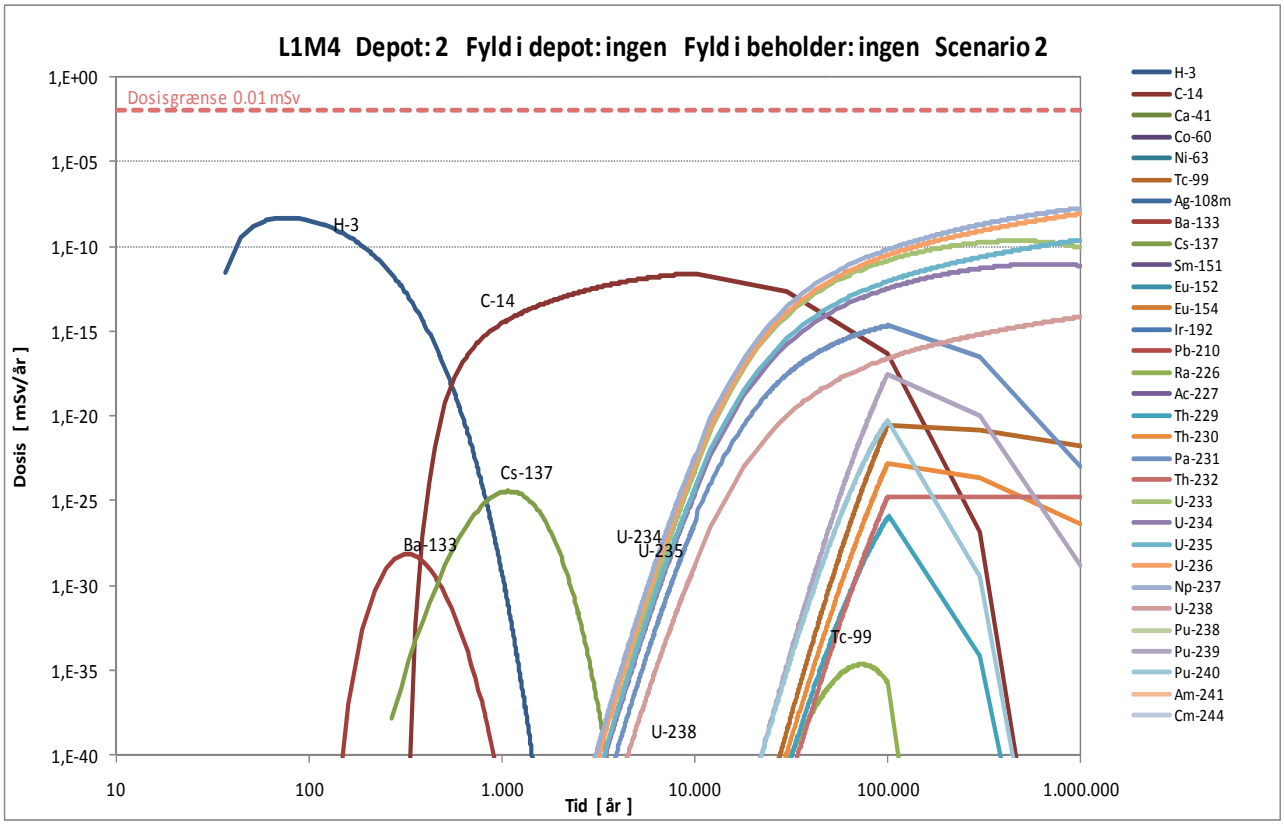
K.1 Depoter lokaliseret i fed ler

K.1.1 Terrænnære depoter placeret på overfladen



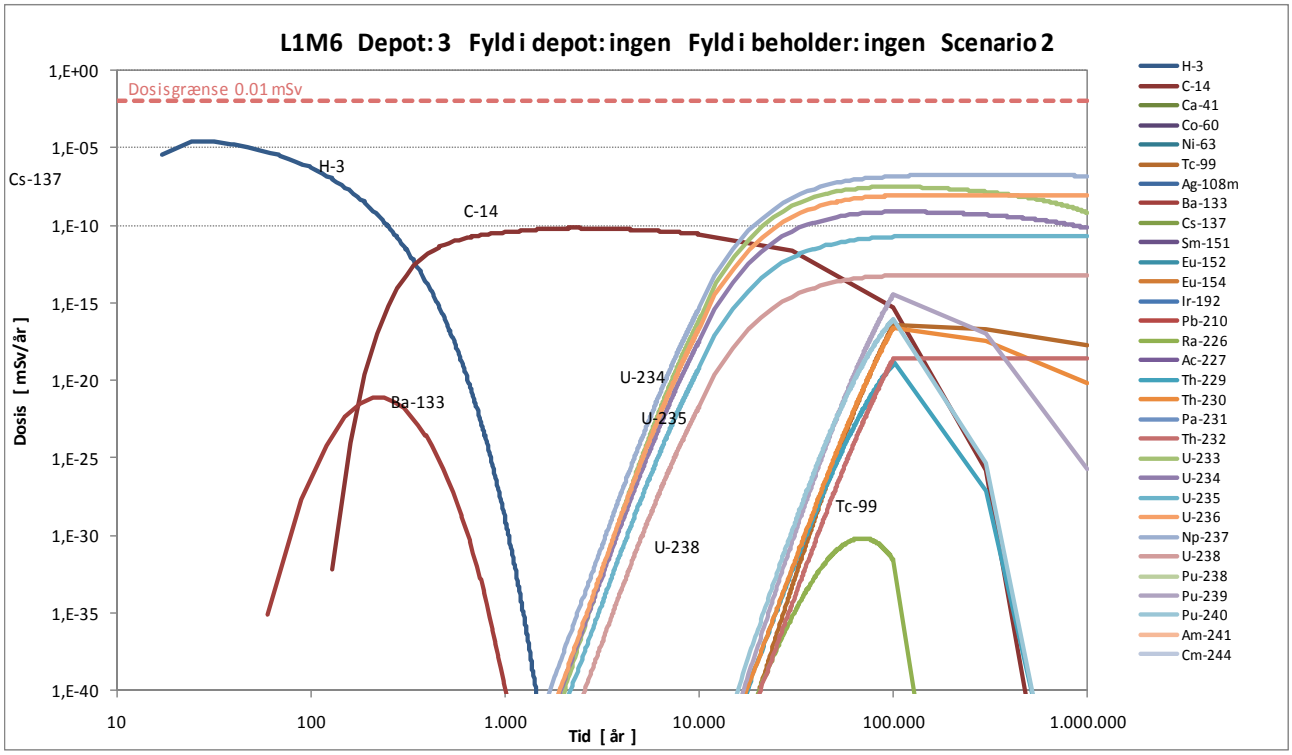
K.1.2 Terrænnære depoter placeret under overfladen

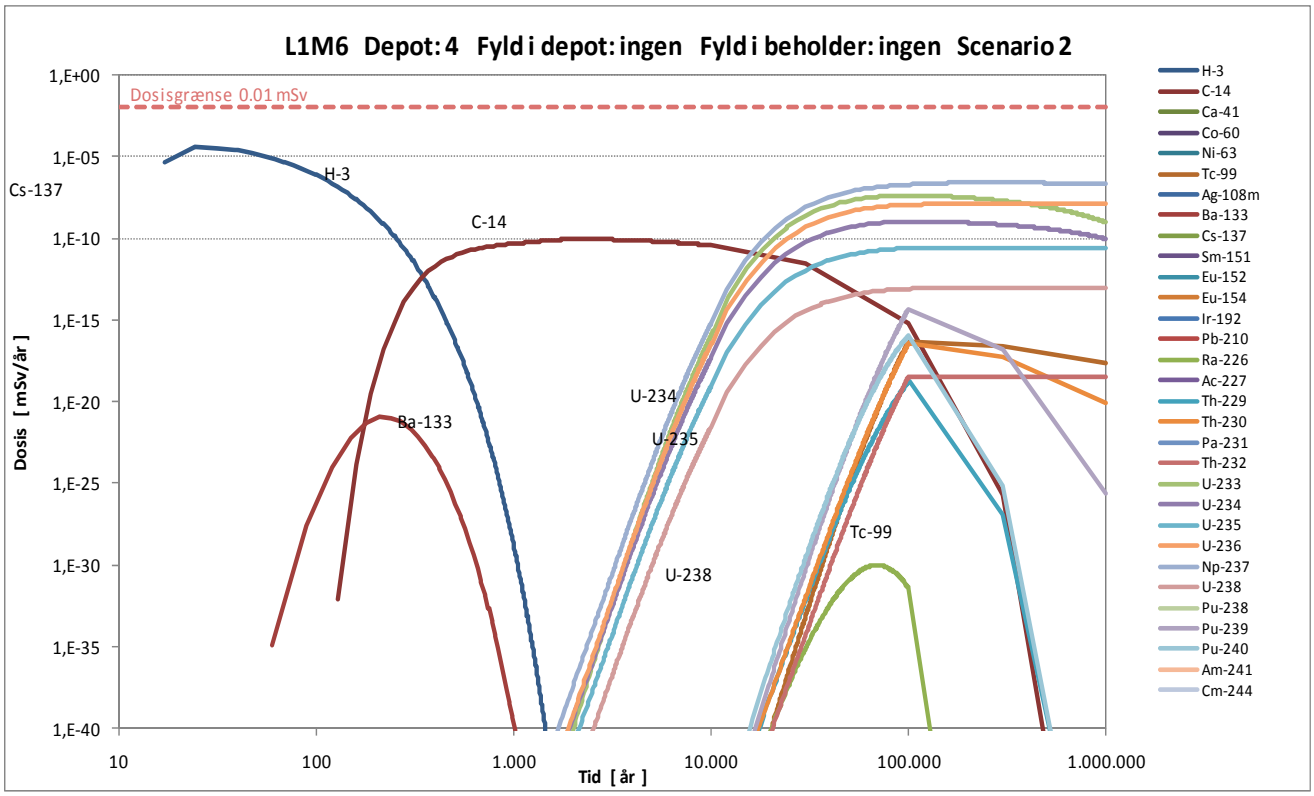


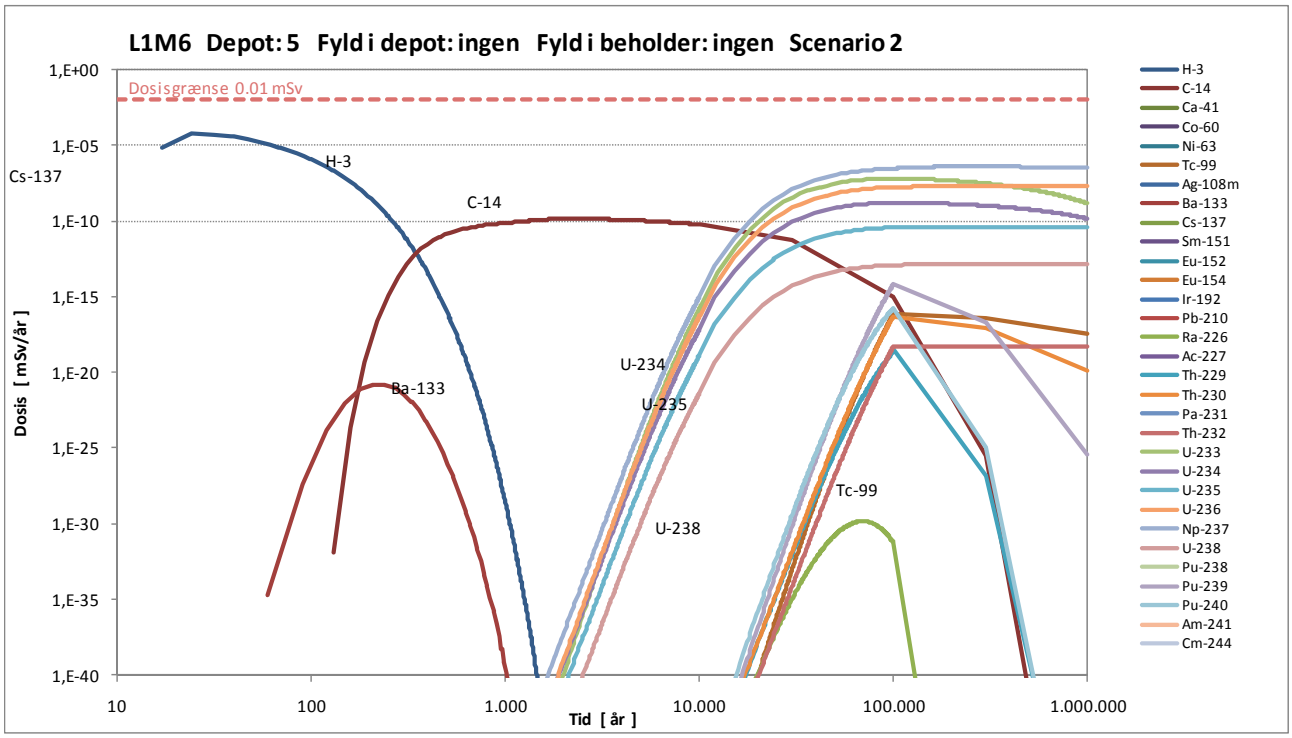


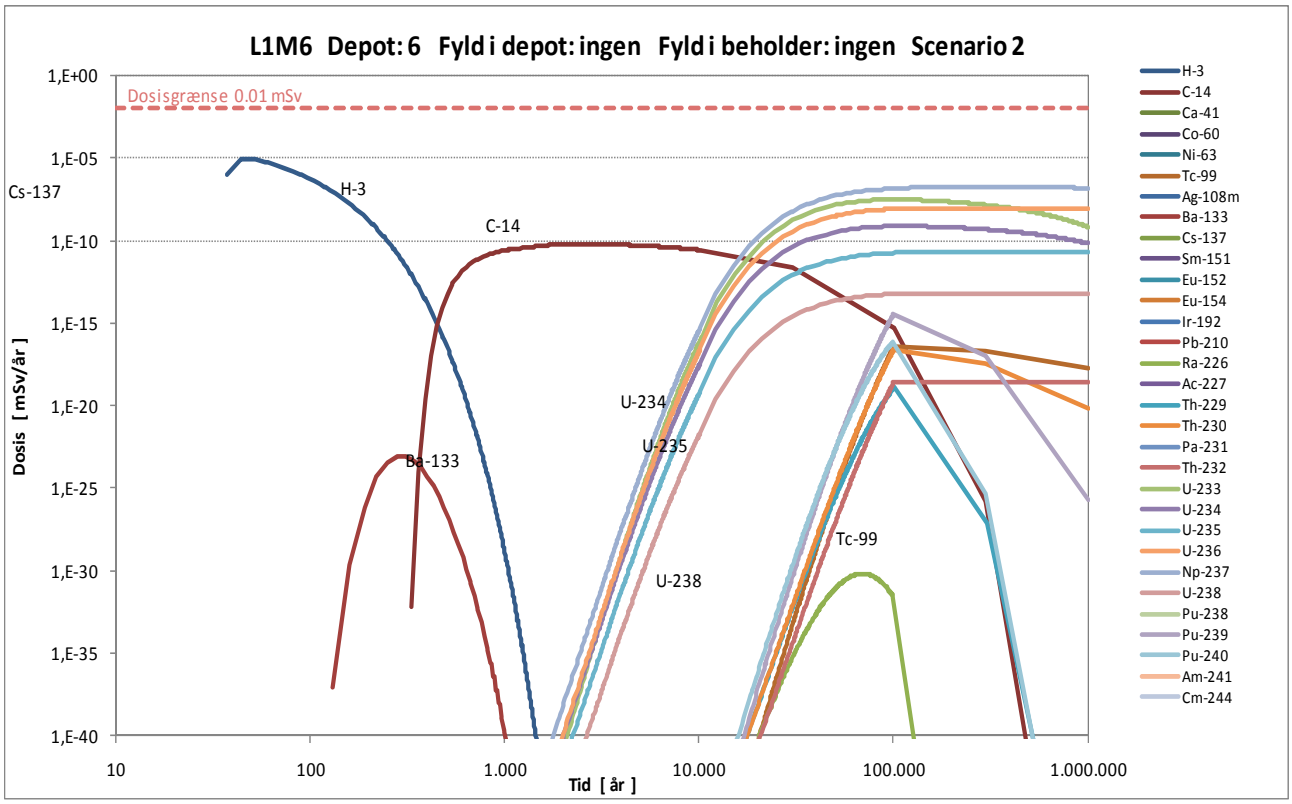
K.1.3 Mellemdybe depoter

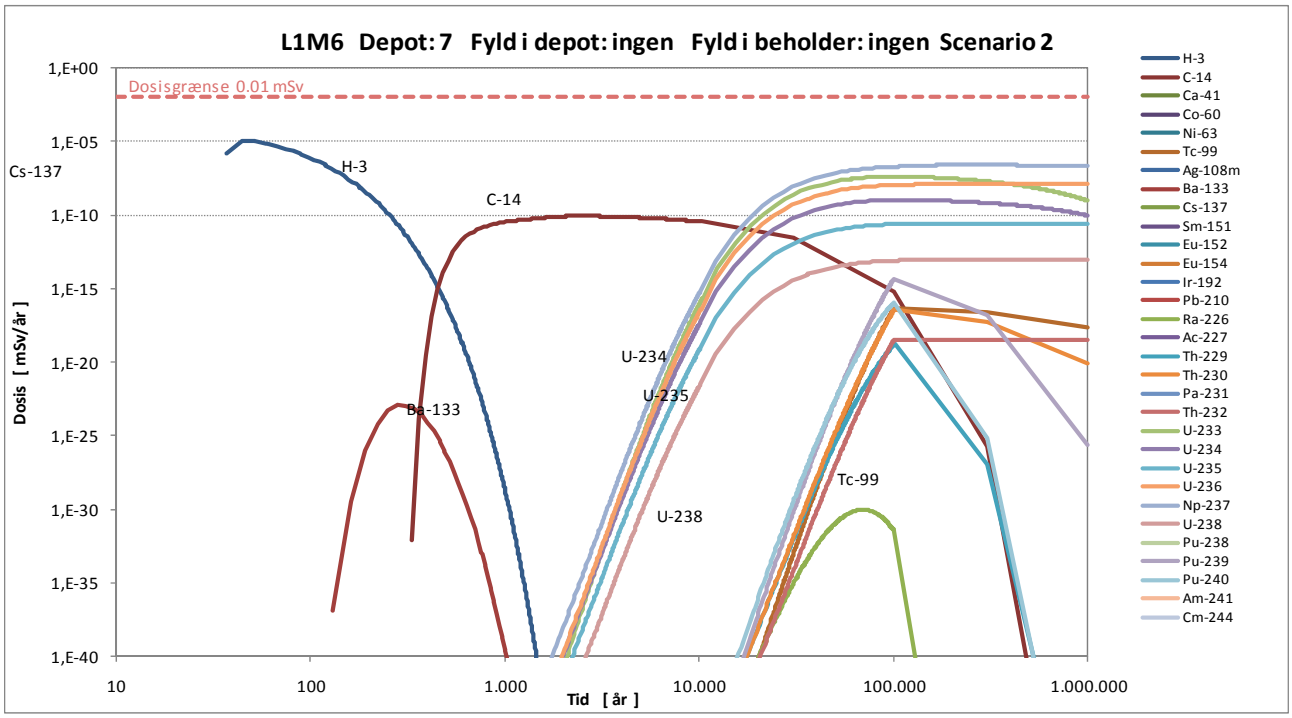
Se detaljer i tabel 7.5.

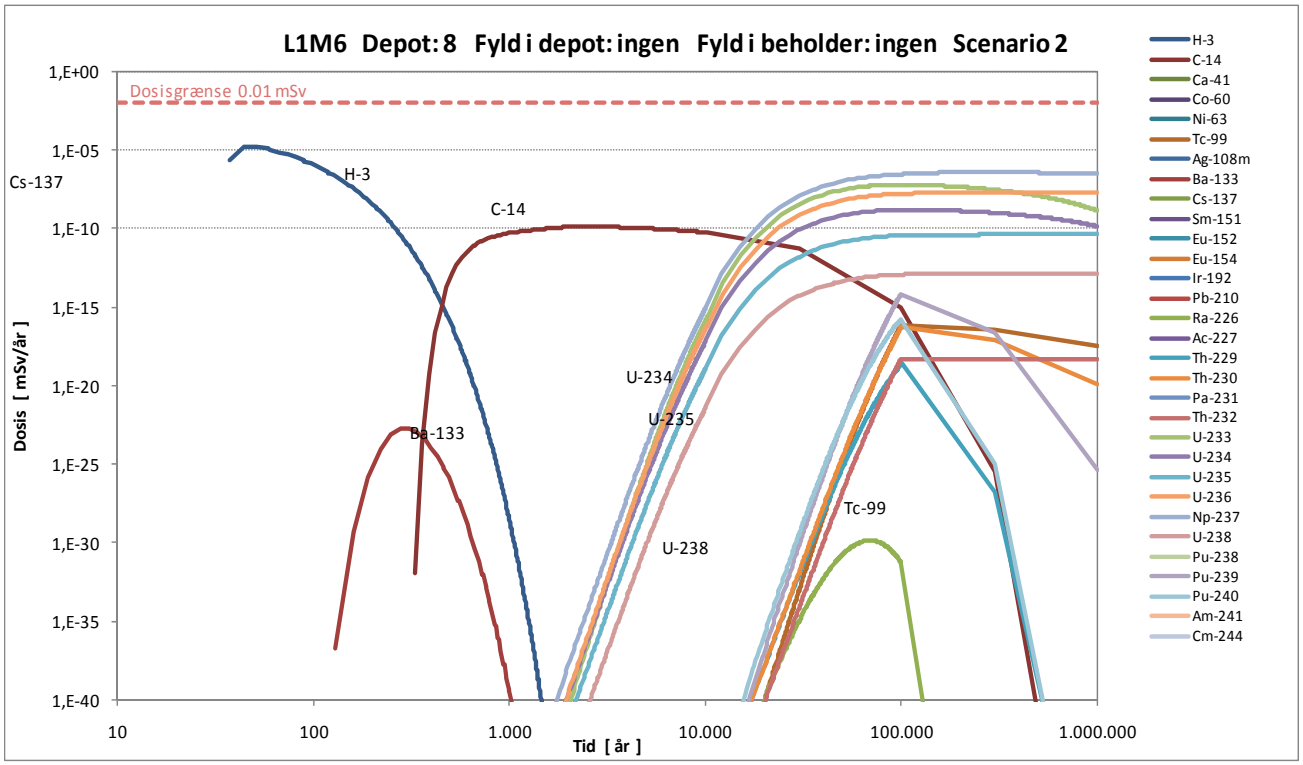


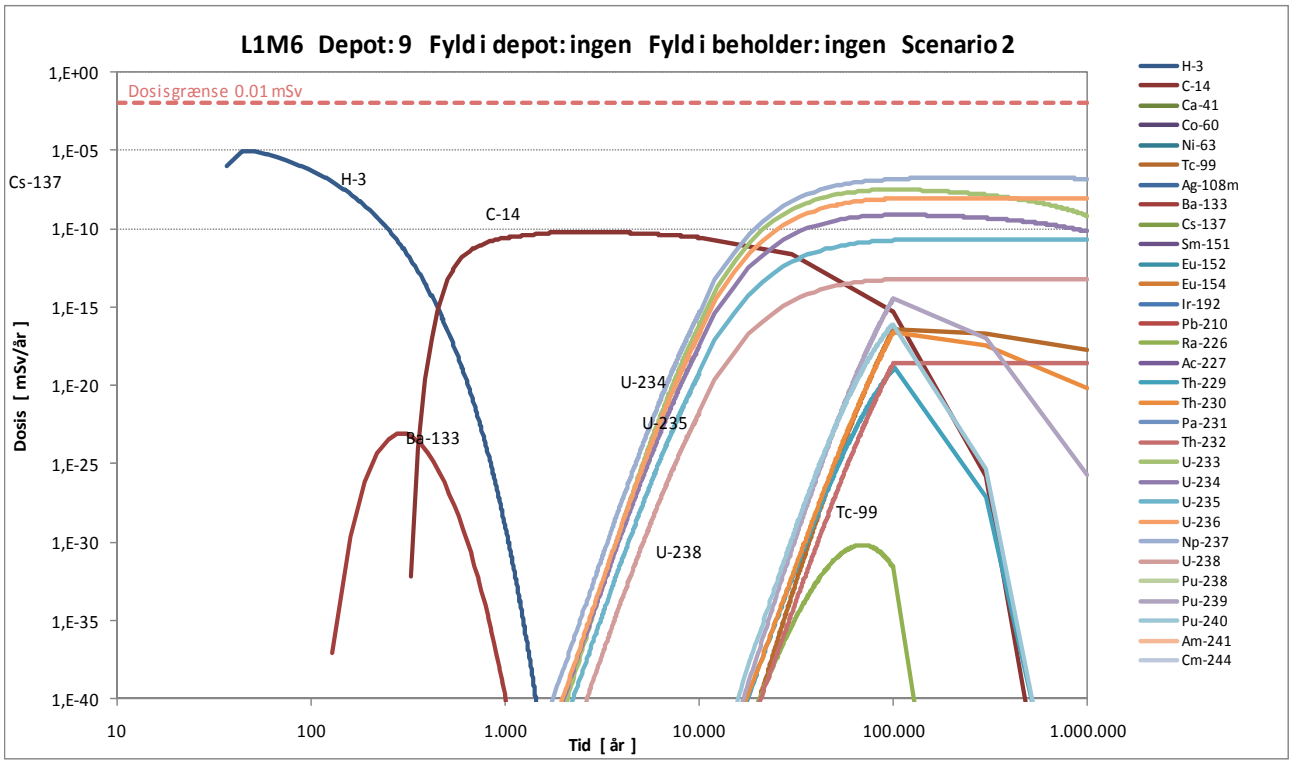


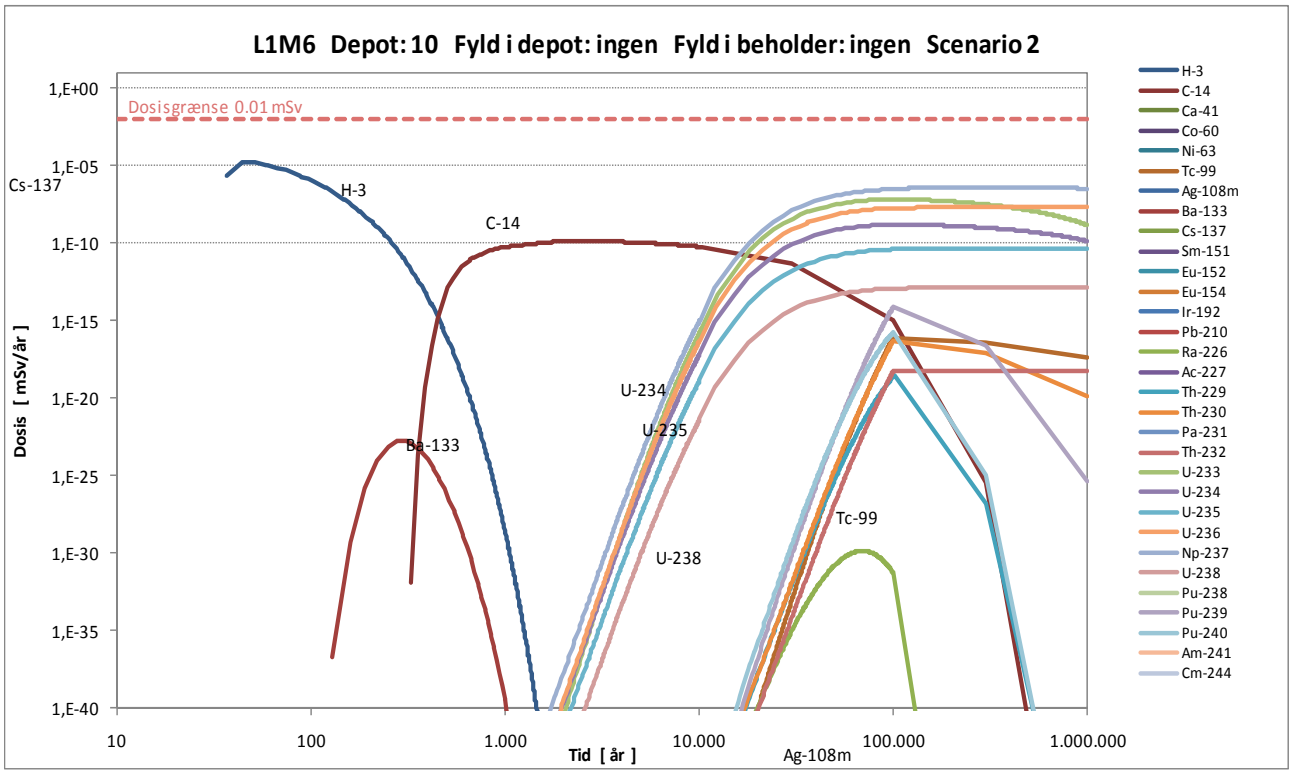

L1M6 Depot: 5 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Cs-137
H-3
C-14
Ba-133
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

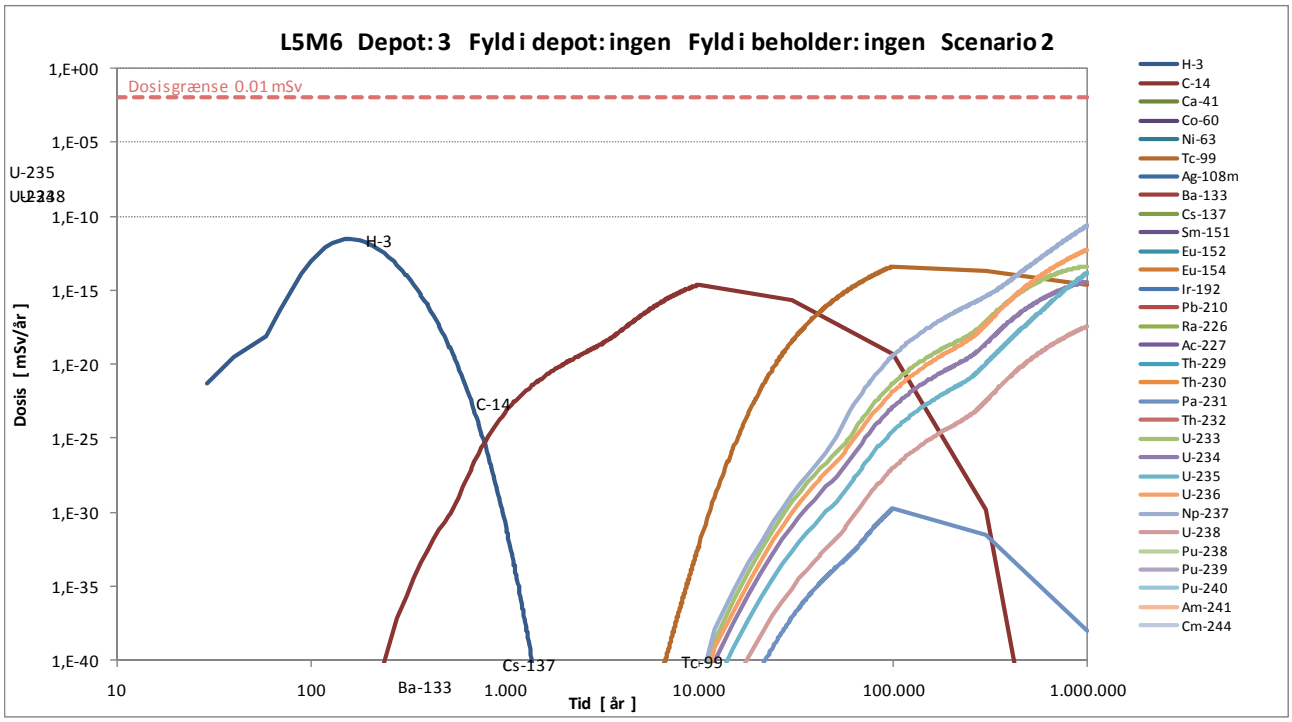

L1M6 Depot: 6 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Cs-137
H-3
C-14
Ba-133
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

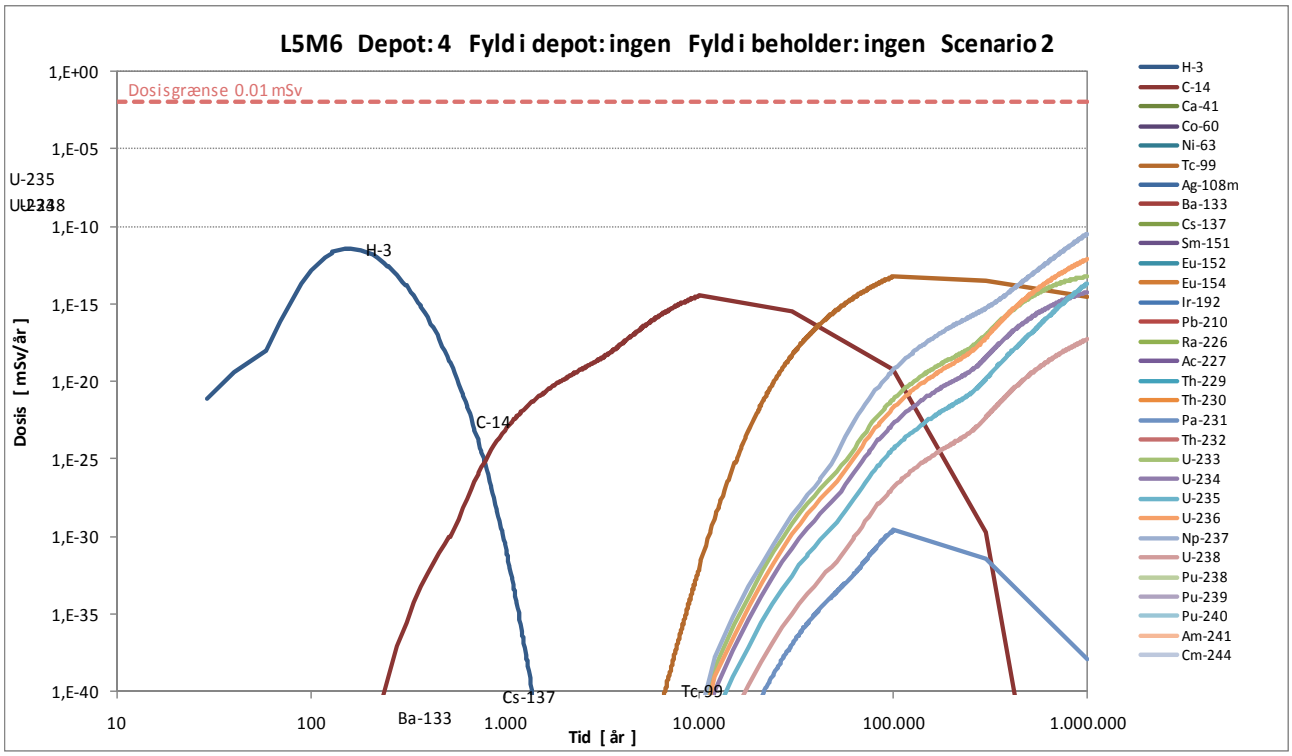

L1M6 Depot: 7 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Cs-137
H-3
C-14
Ba-133
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

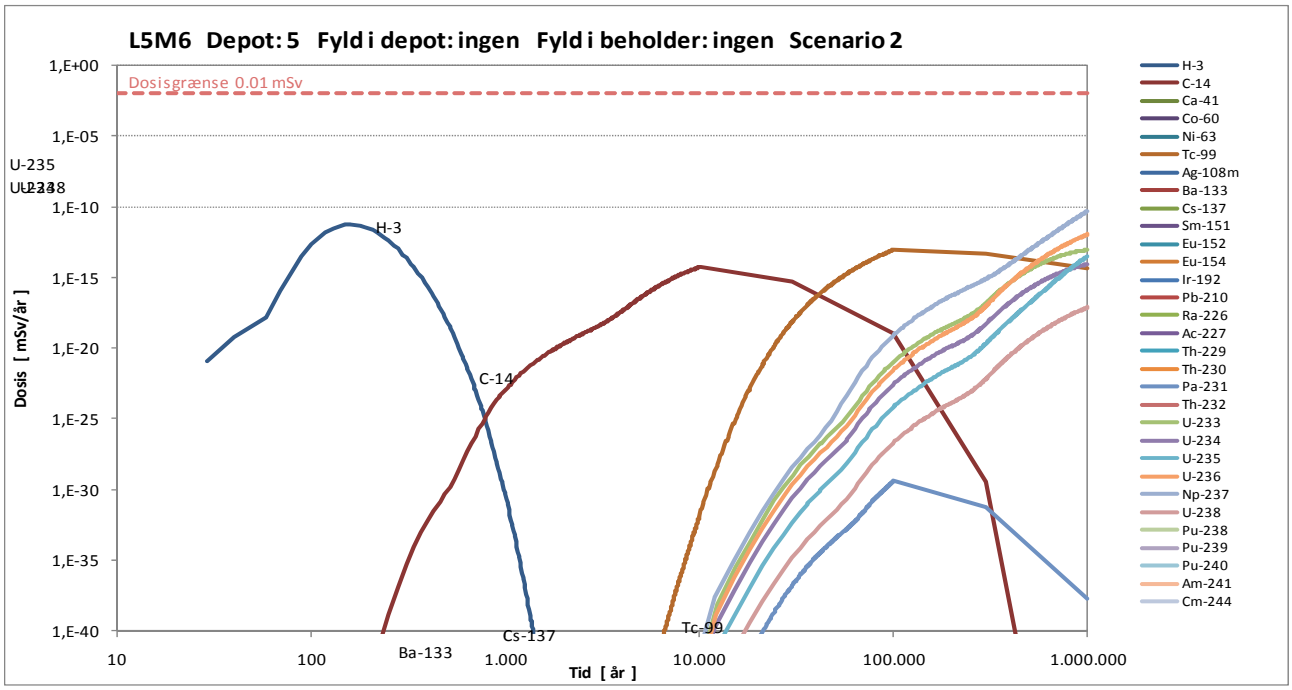

L1M6 Depot: 8 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Cs-137
H-3
C-14
Ba-133
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

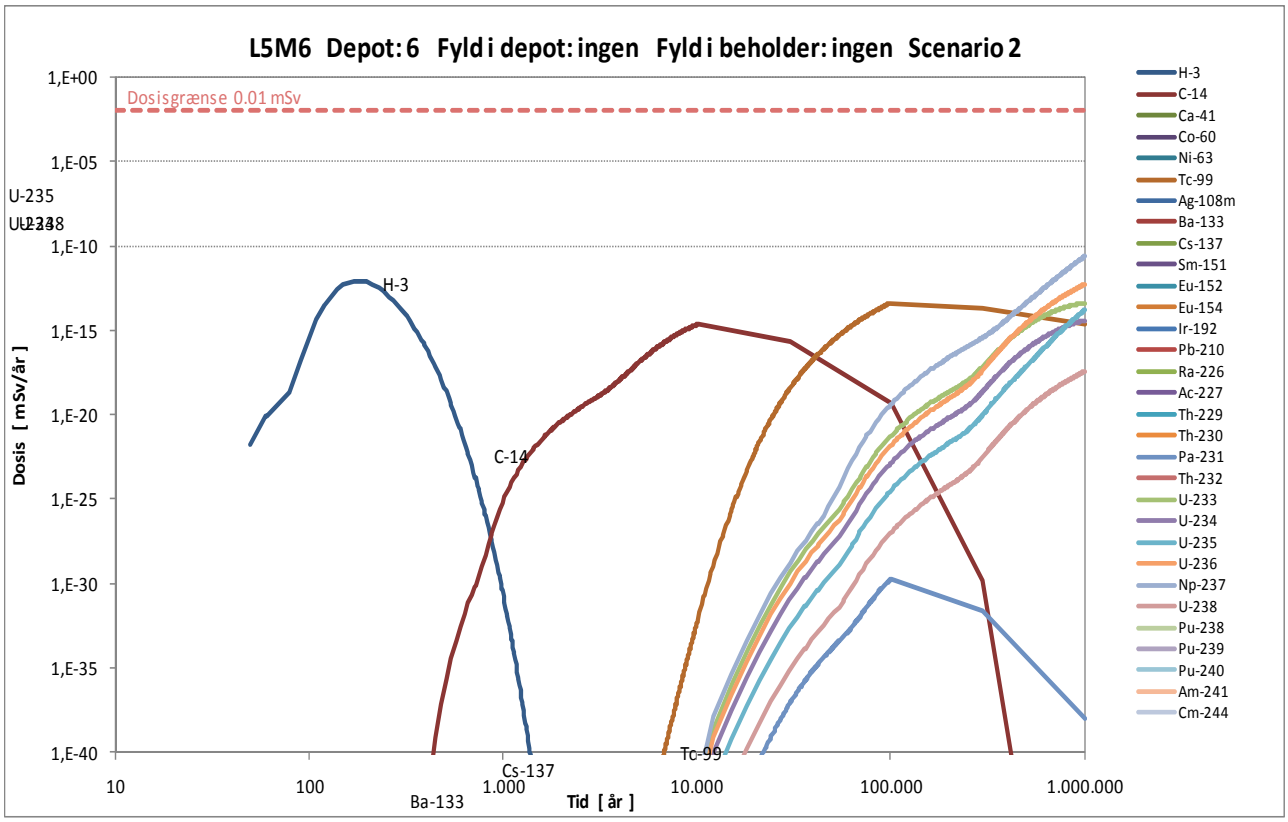

L1M6 Depot: 9 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Cs-137
H-3
C-14
Ba-133
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

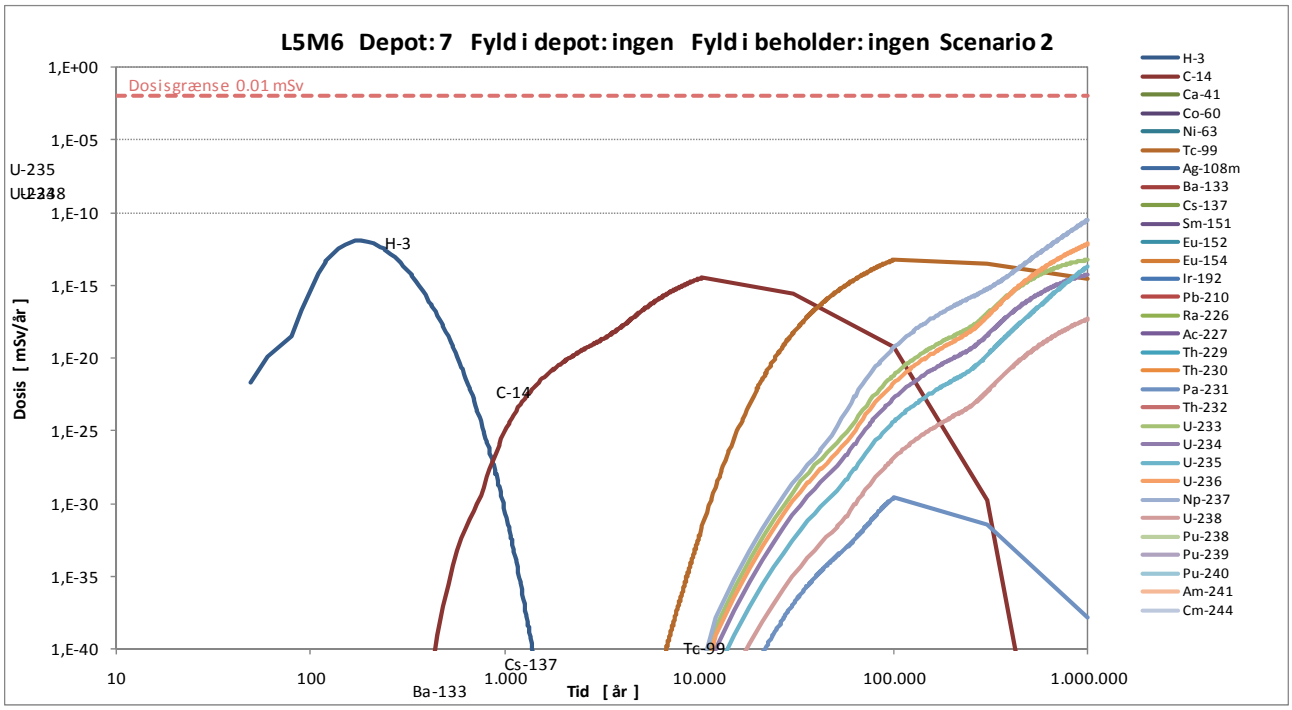

L1M6 Depot: 10 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Cs-137
H-3
C-14
Ba-133
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
Ag-108m
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

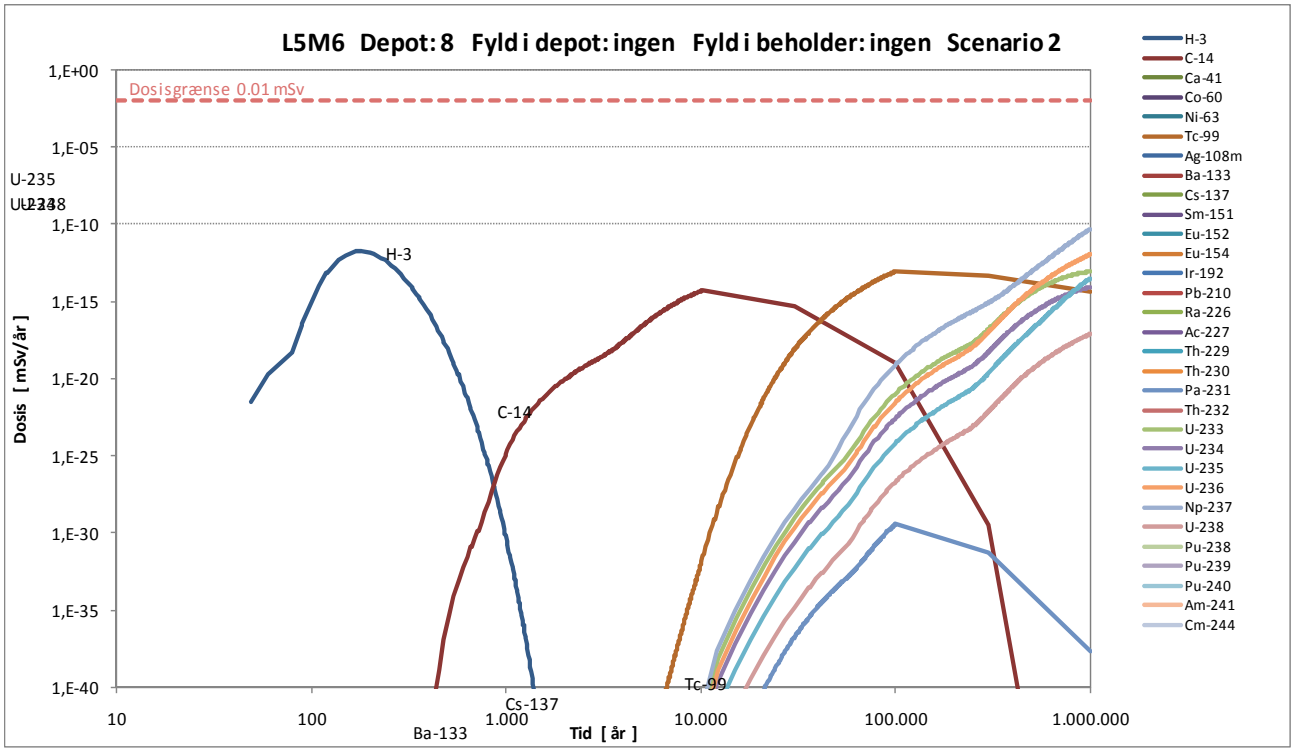

L5M6 Depot: 3 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
Tc-99
U-235
U-238
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

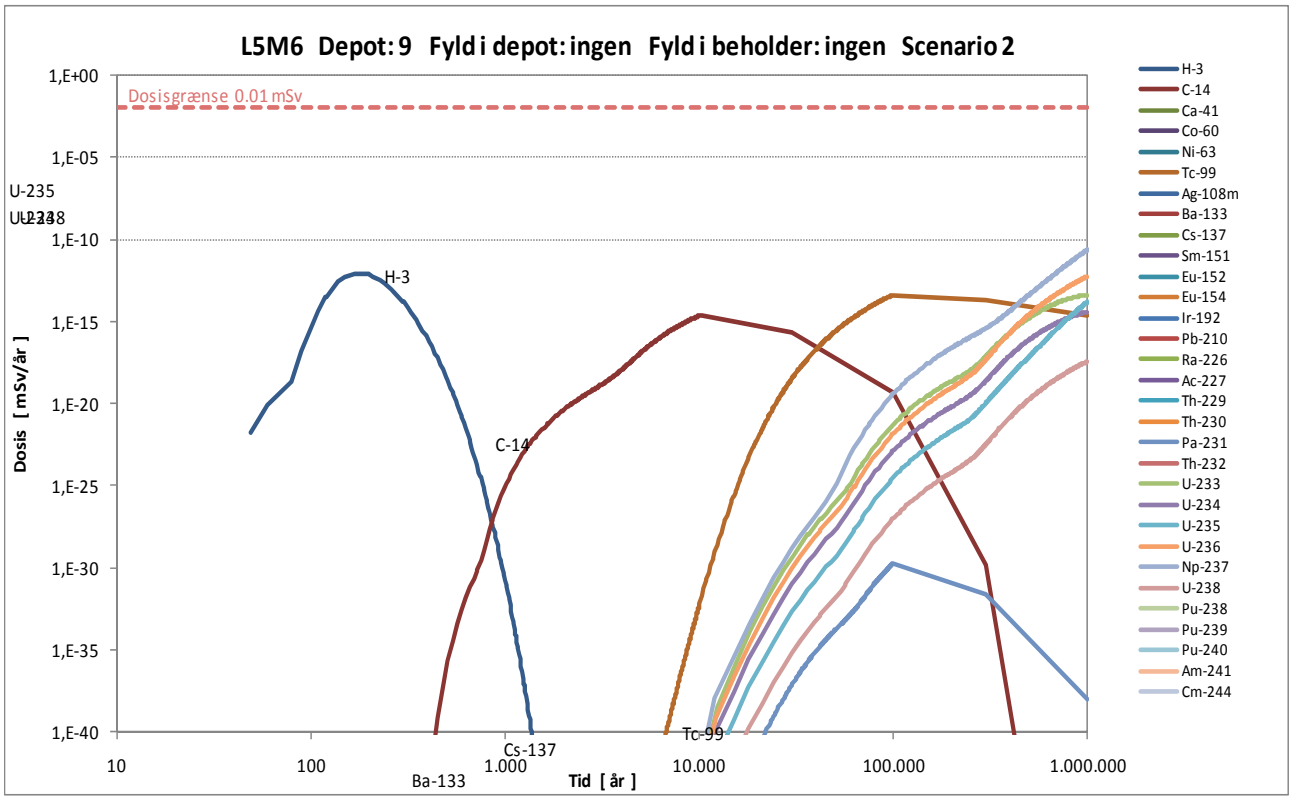

L5M6 Depot: 4 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
Tc-99
U-235
U-238
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

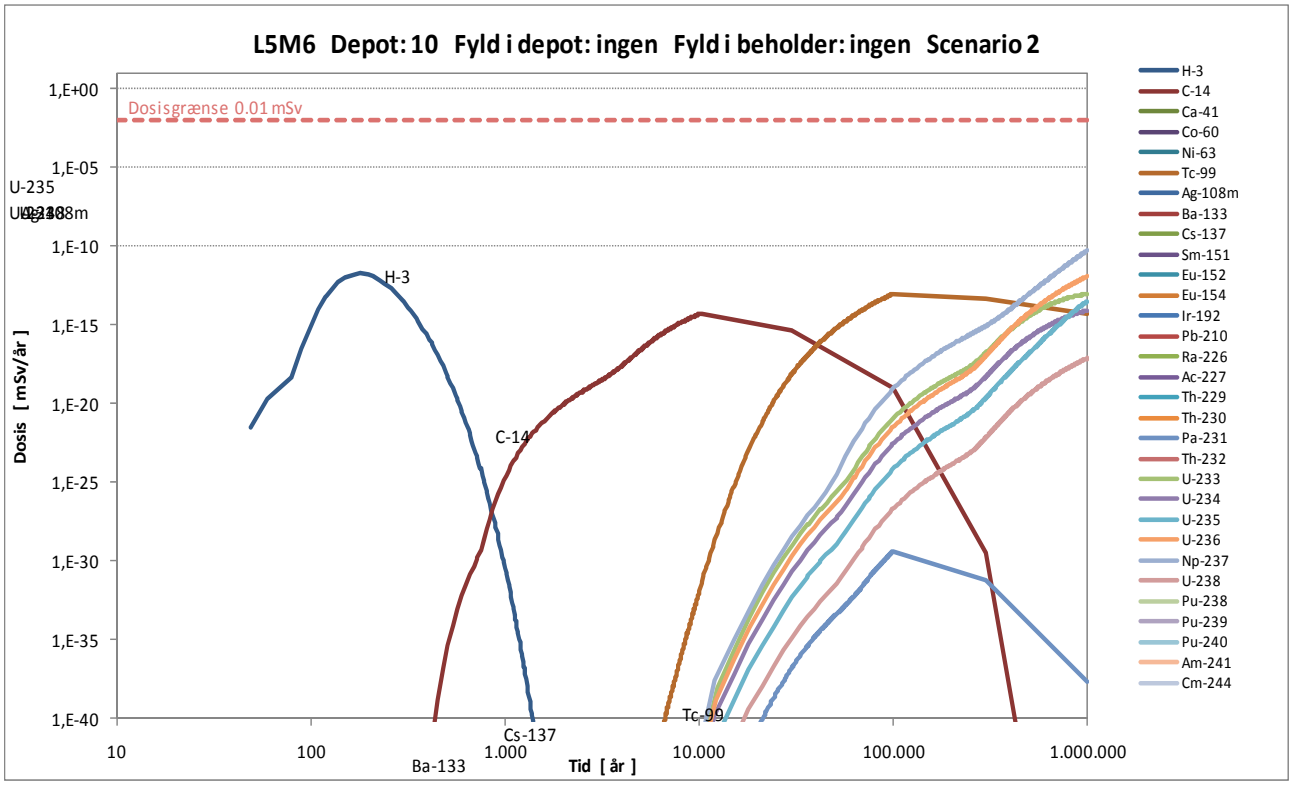

L5M6 Depot: 5 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
Tc-99
U-235
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

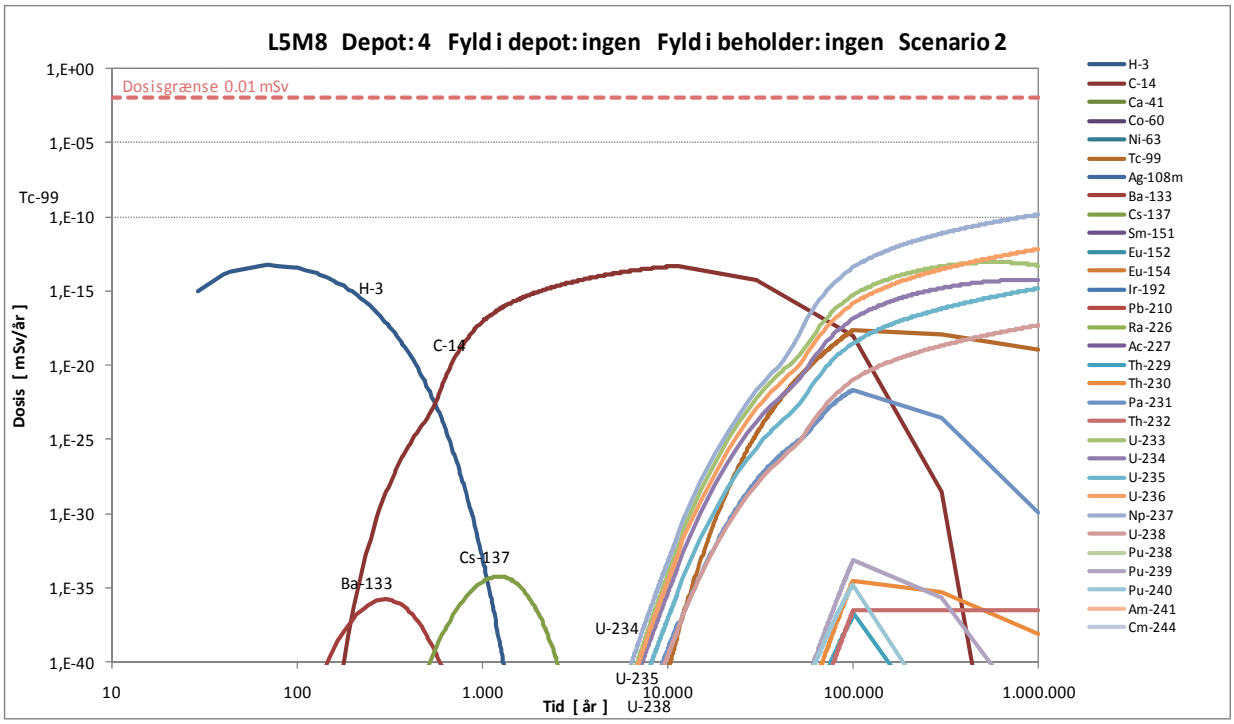

L5M6 Depot: 6 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
Tc-99
U-235
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

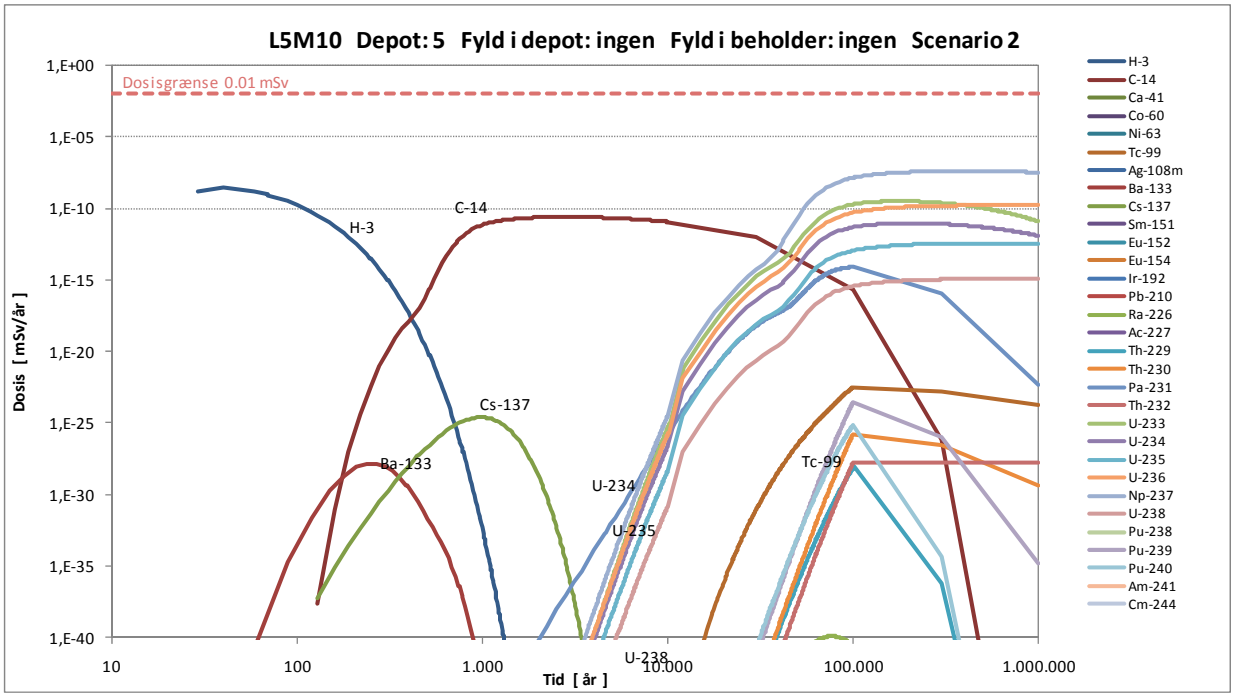

L5M6 Depot: 7 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
Tc-99
U-235
U-238
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244


L5M6 Depot: 8 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
Tc-99
U-235
U-238
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244


L5M6 Depot: 9 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
Tc-99
U-235
U-238
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

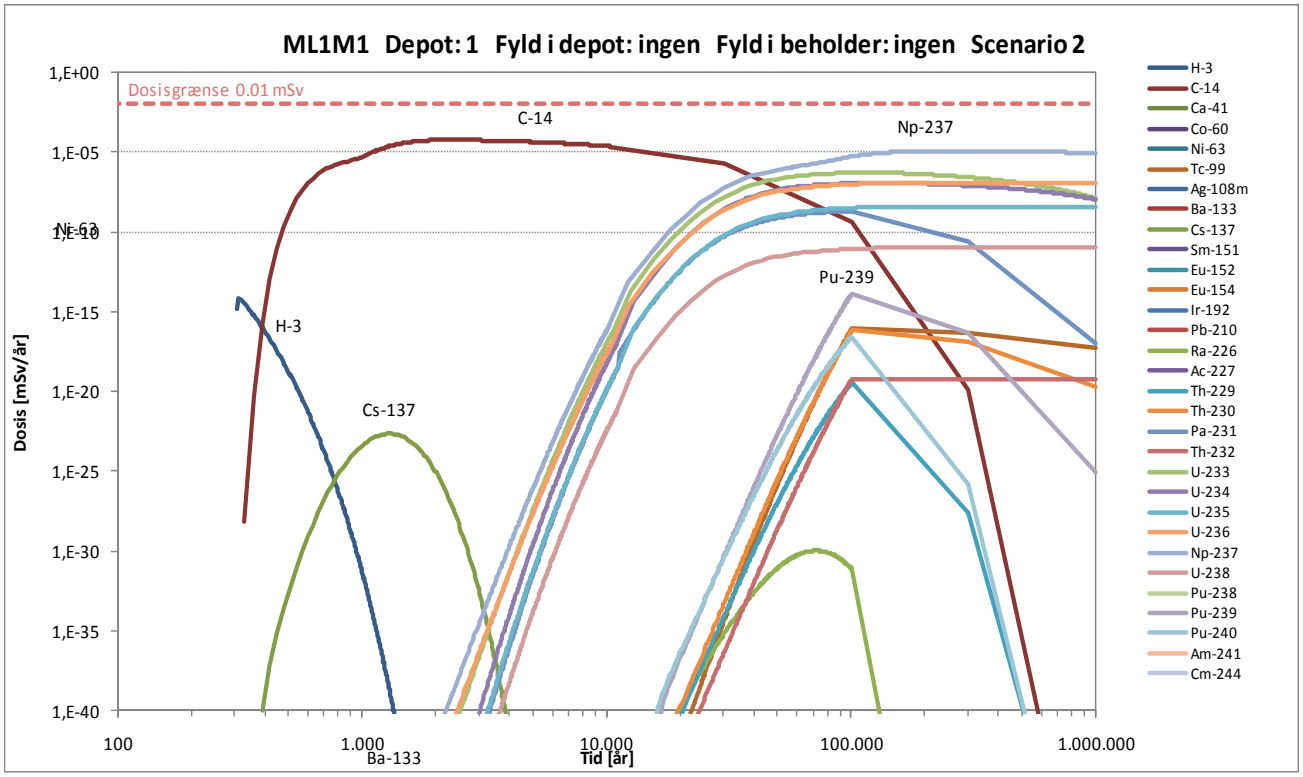

L5M6 Depot: 10 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
Tc-99
U-235
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

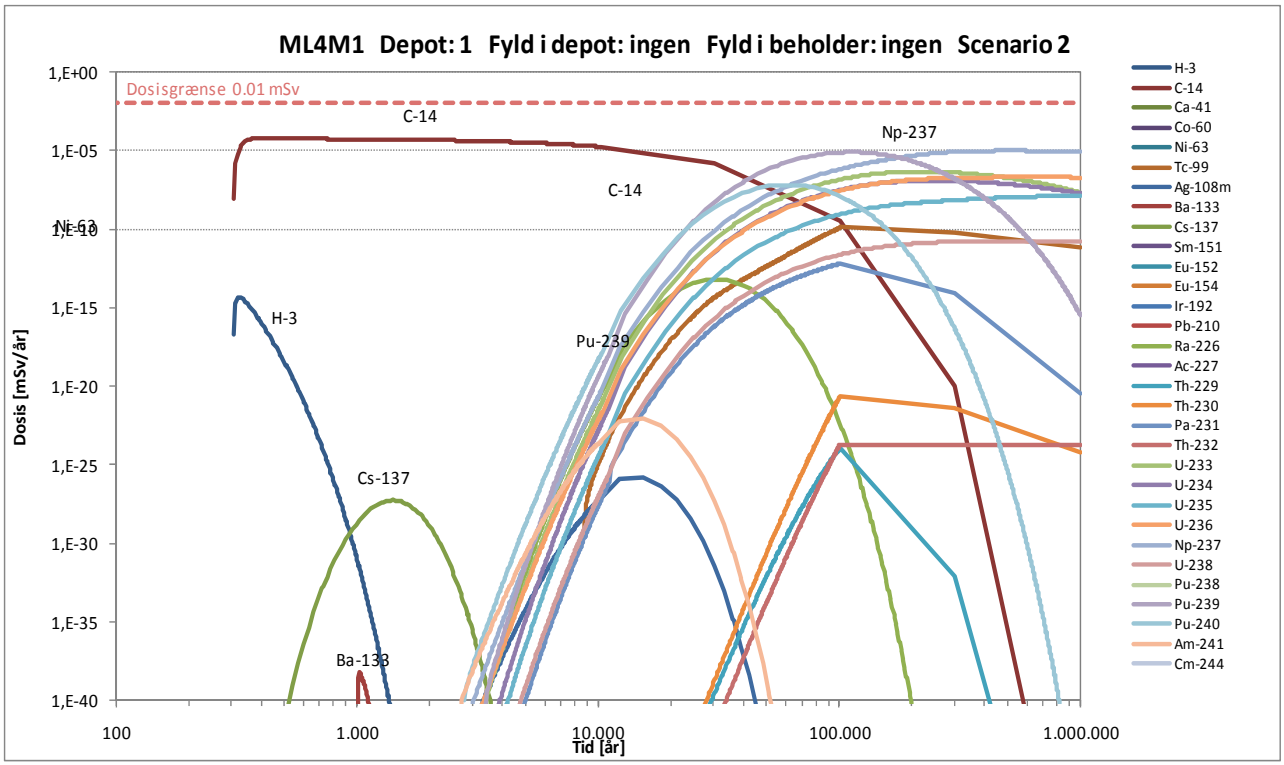

L5M8 Depot: 4 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Tc-99
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
U-234
U-235
U-238
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244


L5M10 Depot: 5 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
U-234
U-235
Tc-99
U-238
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

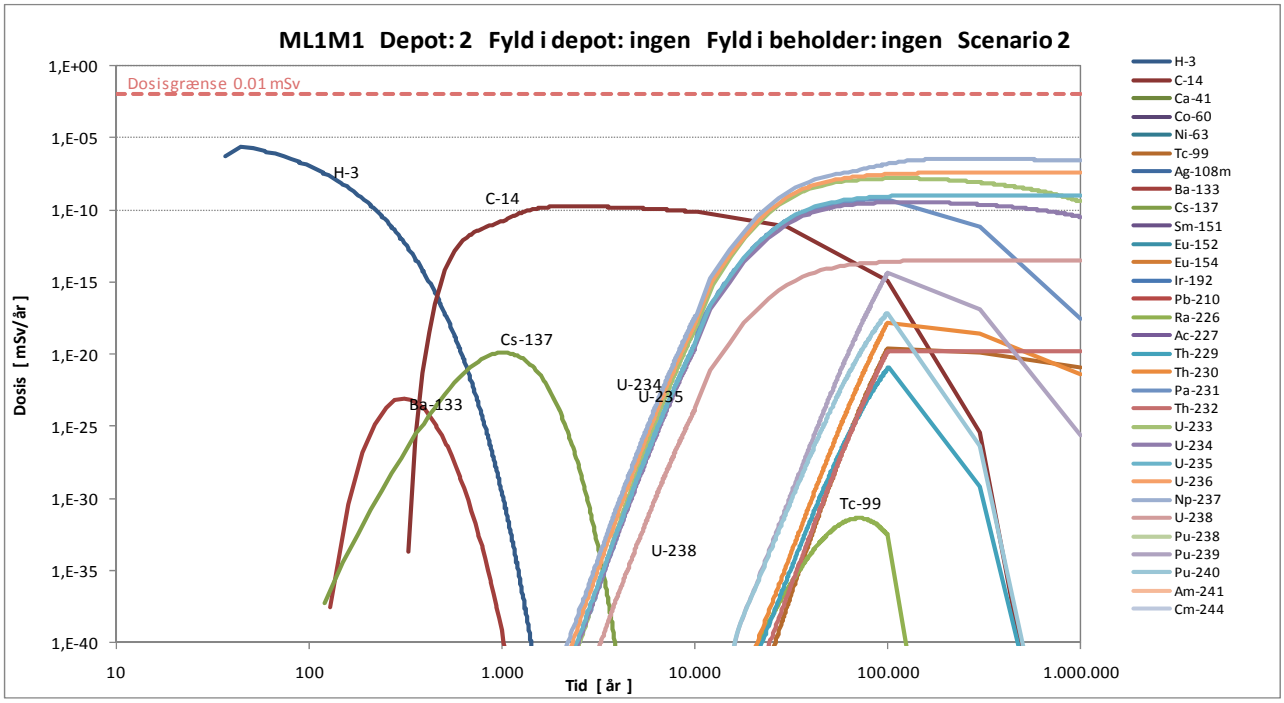
K.2 Depoter lokaliseret i moræneler

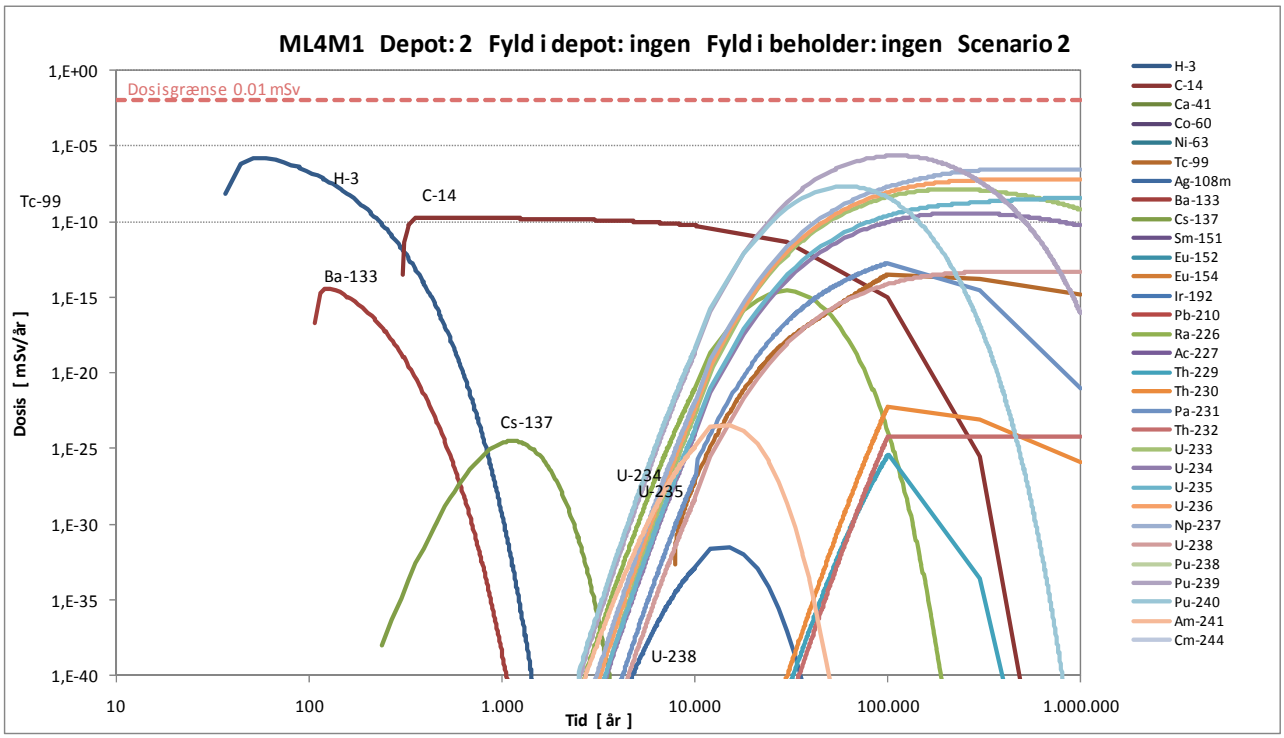
K.2.1 Terrænnære depoter placeret på overfladen

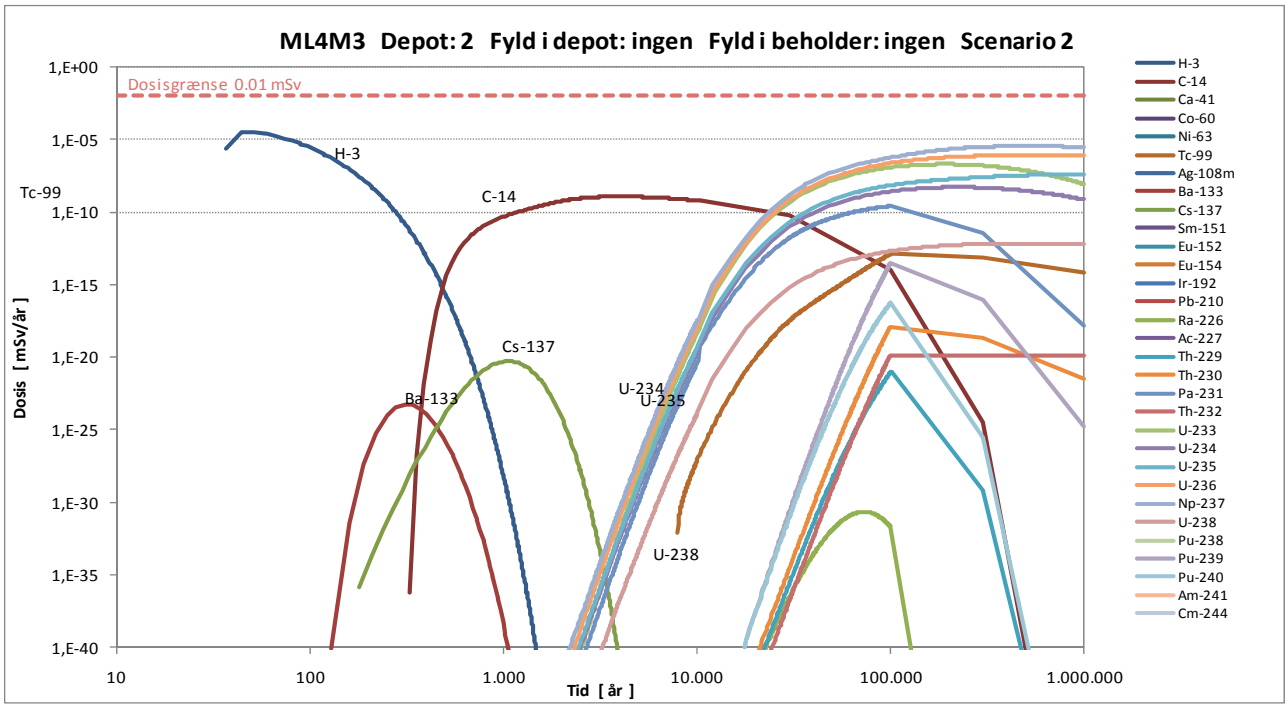




K.2.2 Terrænnære depoter placeret under overfladen

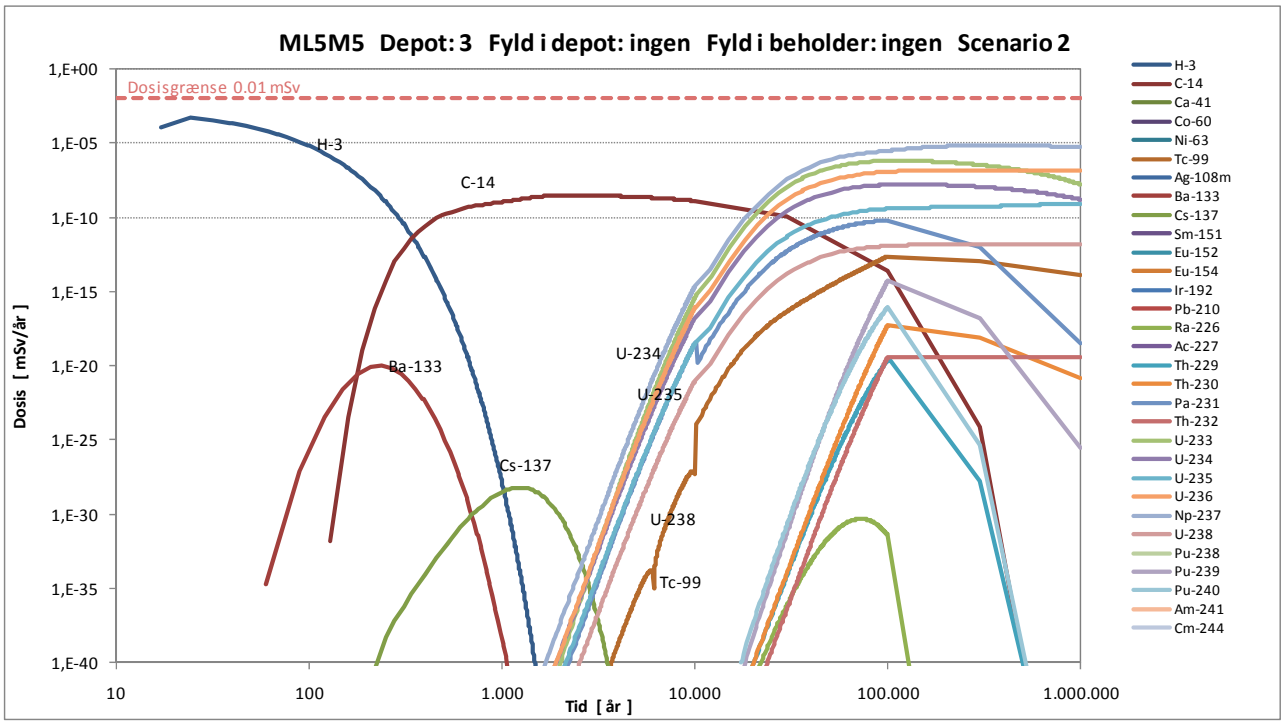


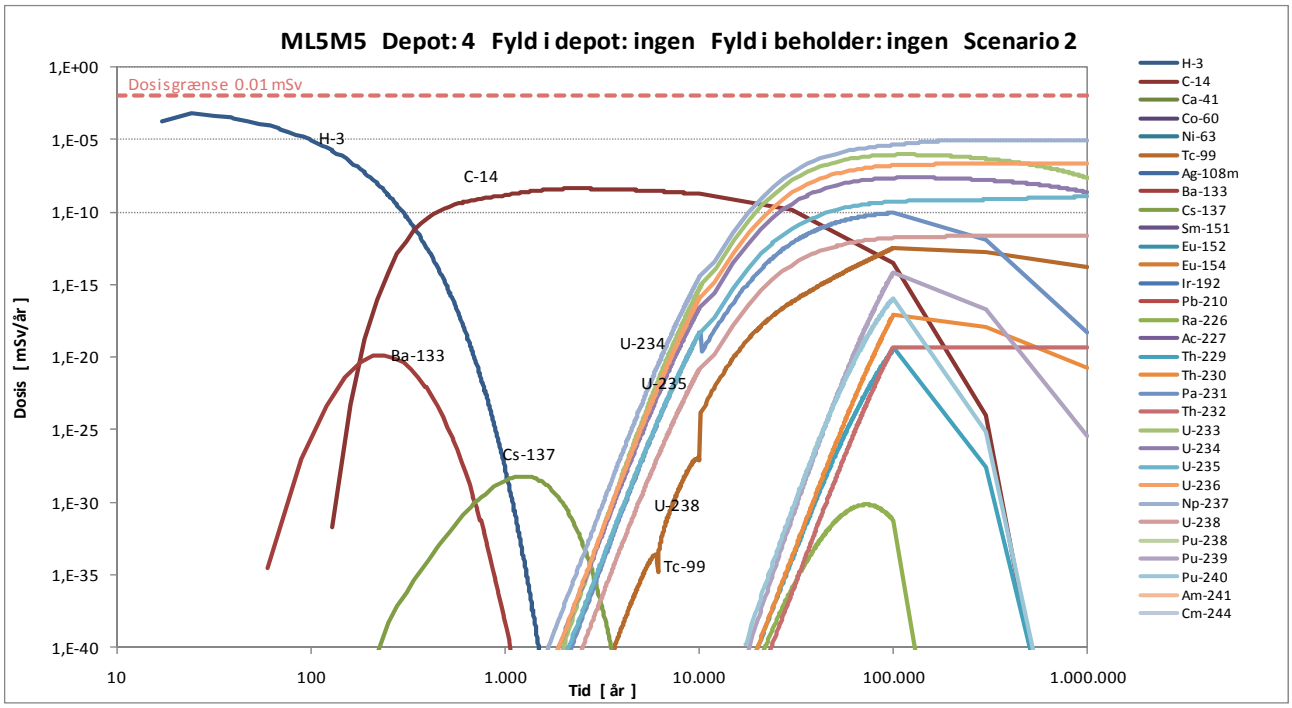


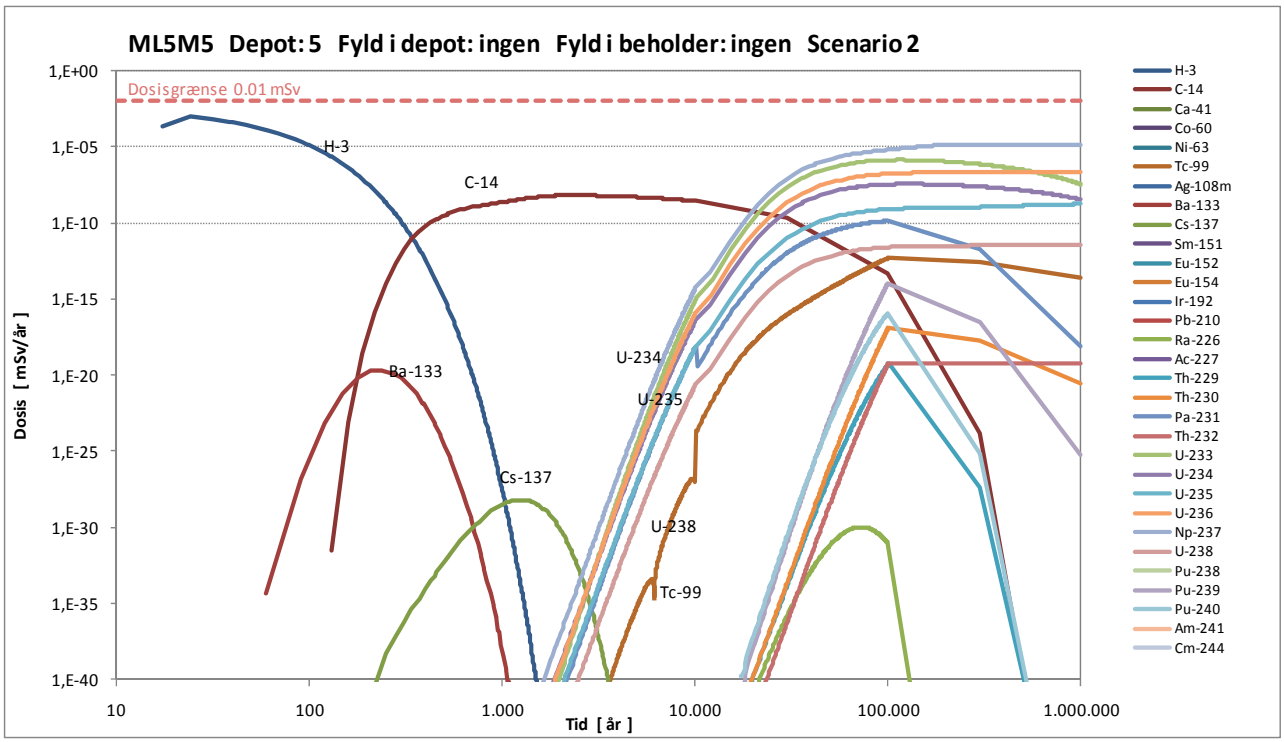


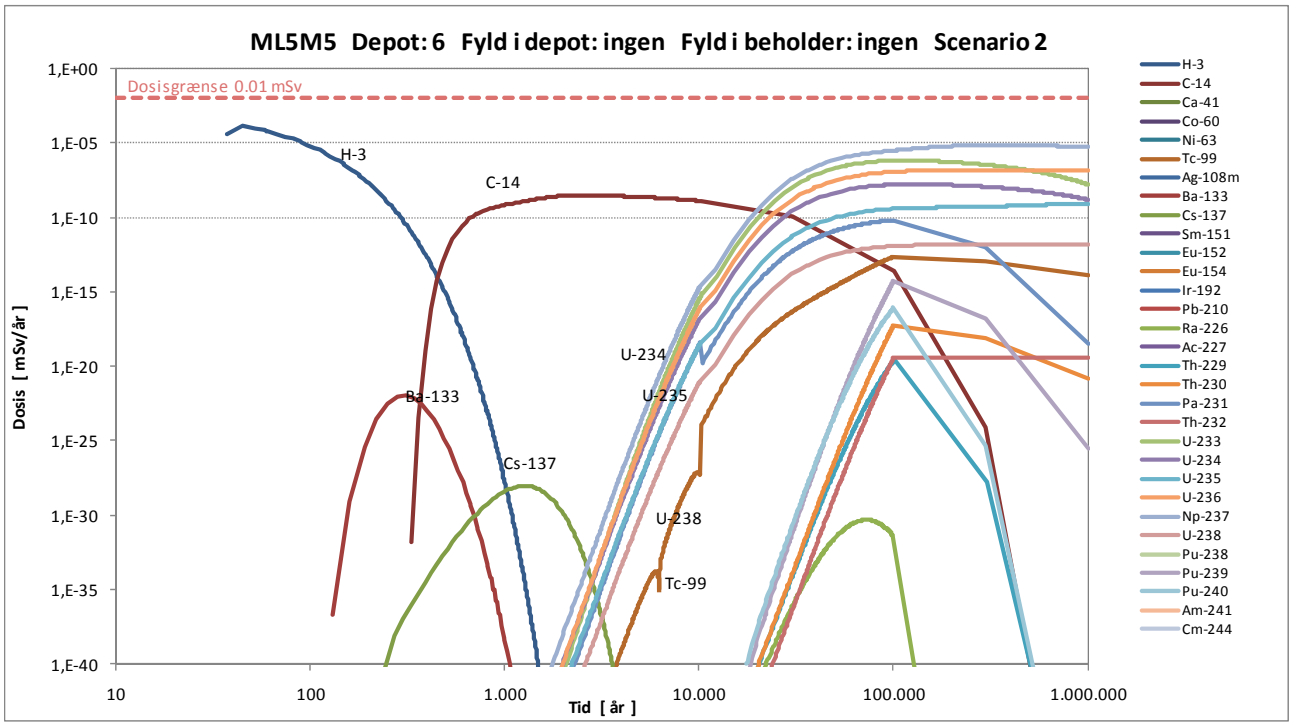
K.2.3 Mellemdybe depoter

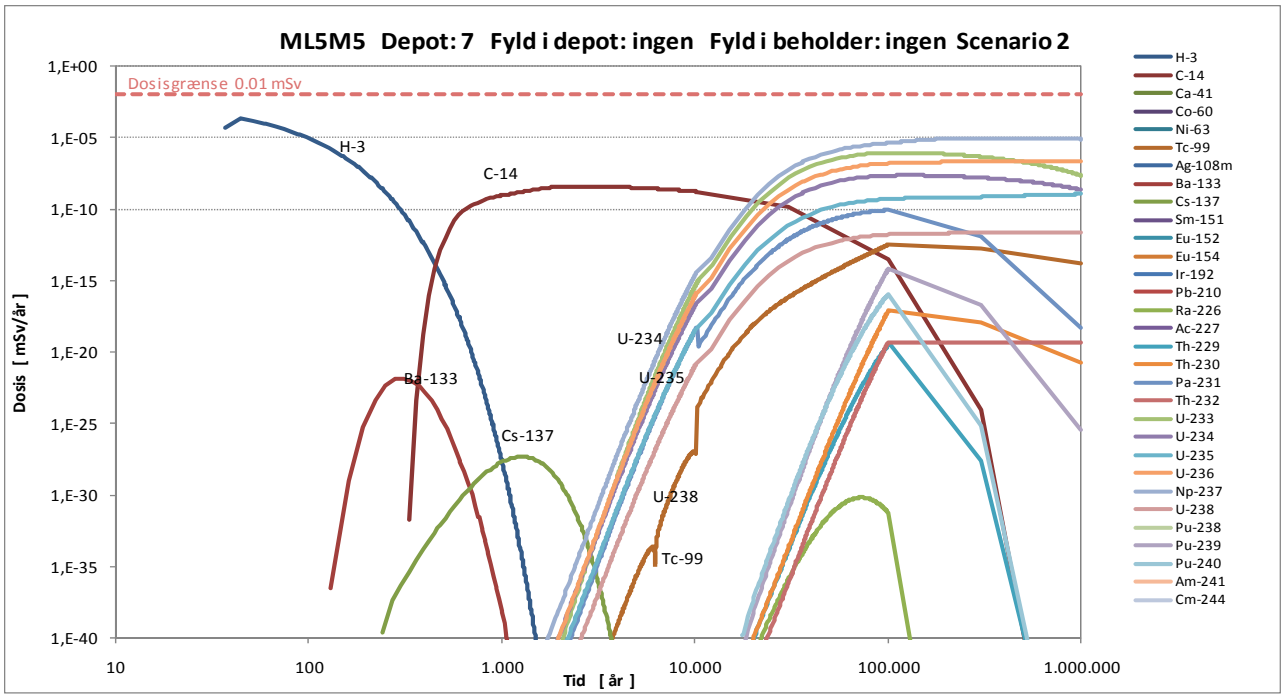
Se detaljer i tabel 7.5.

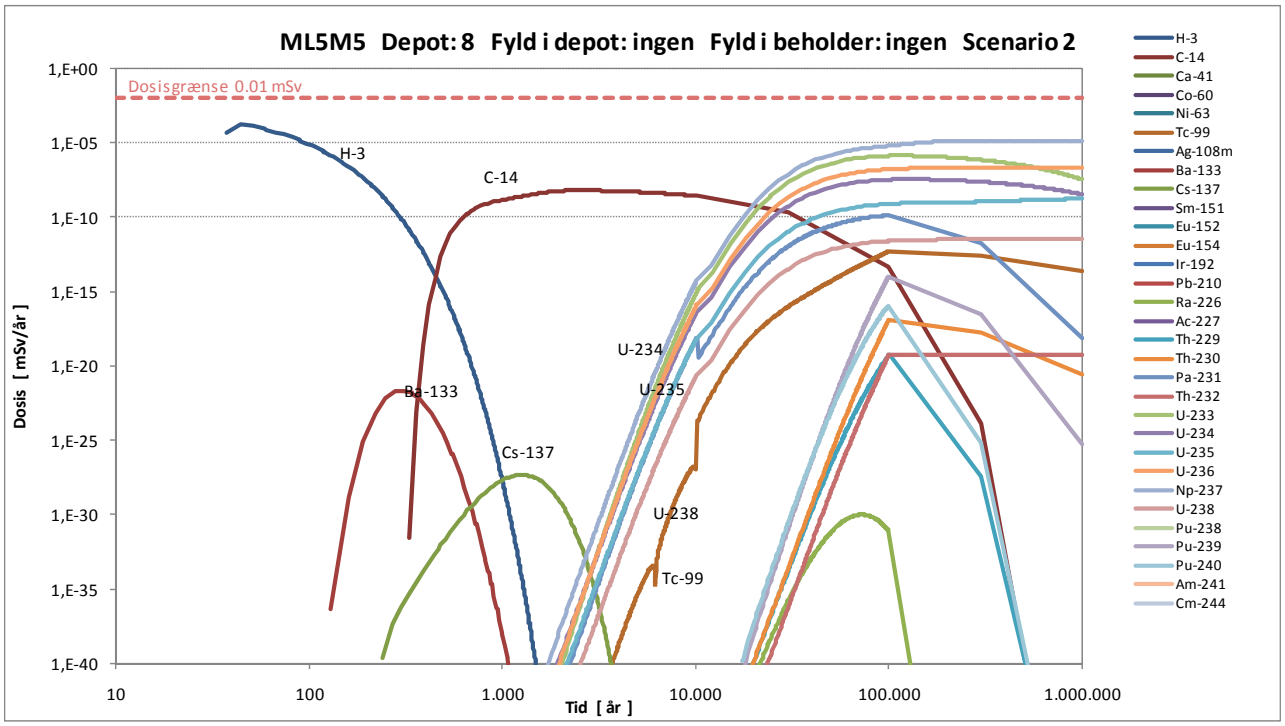


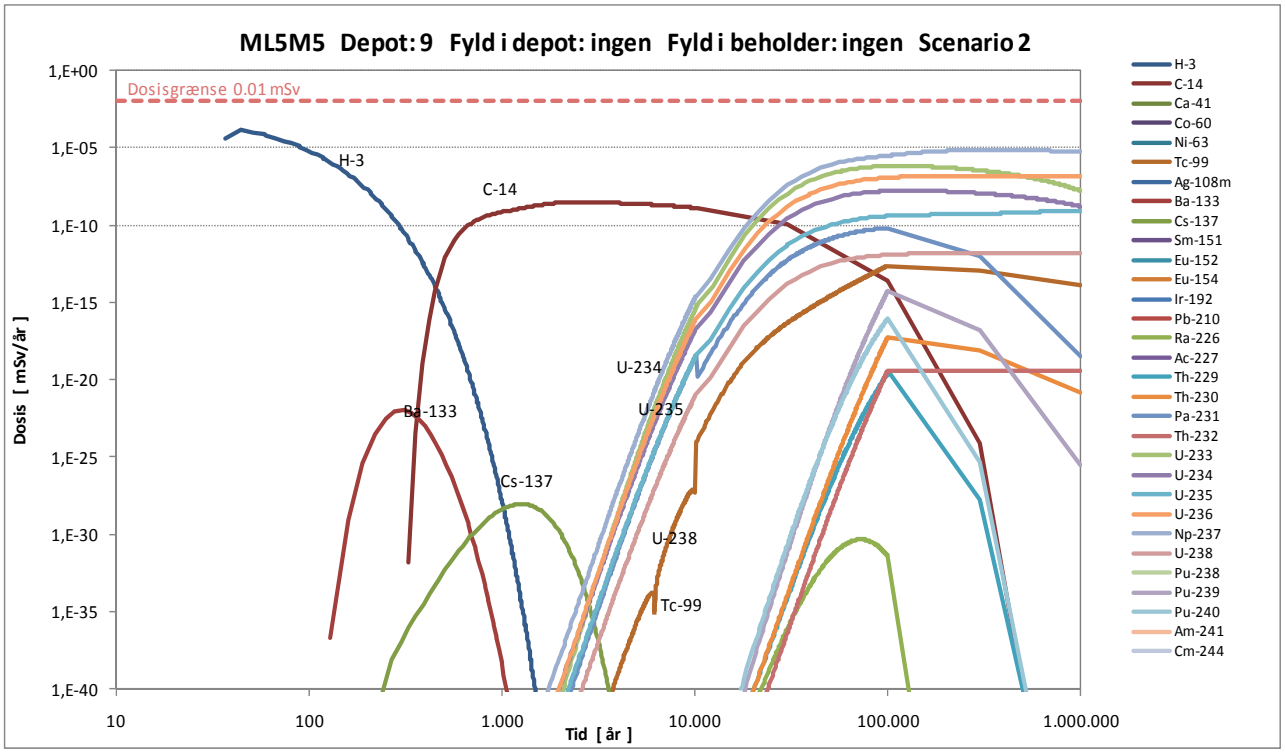

ML5M5 Depot: 4 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

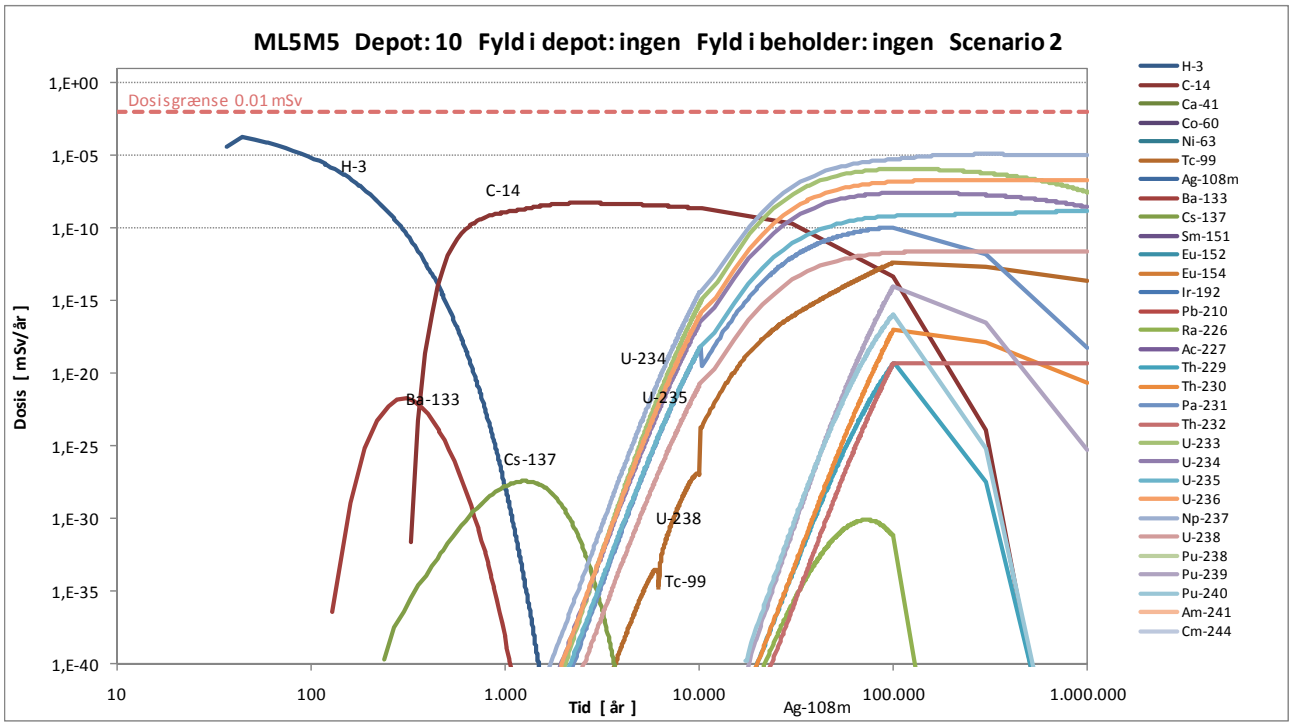

ML5M5 Depot: 5 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244


ML5M5 Depot: 6 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244


ML5M5 Depot: 7 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244


ML5M5 Depot: 8 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

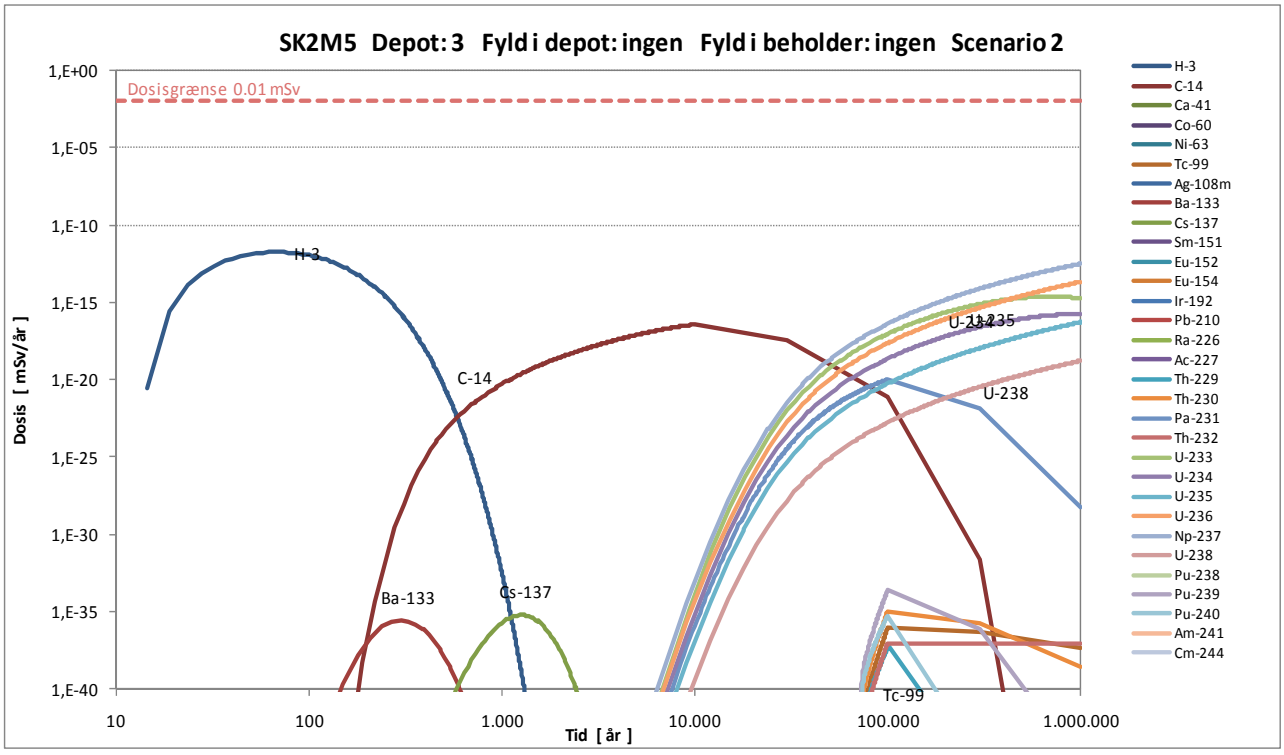

ML5M5 Depot: 9 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-234
U-235
U-238
Tc-99
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

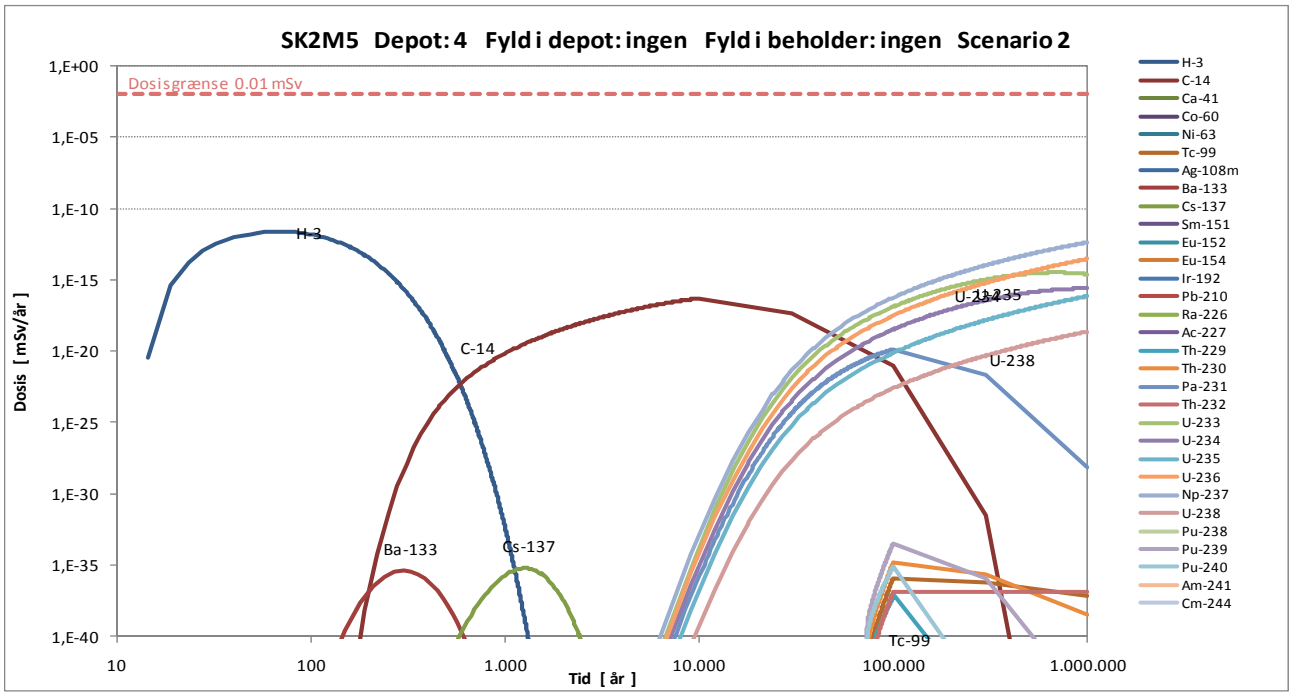


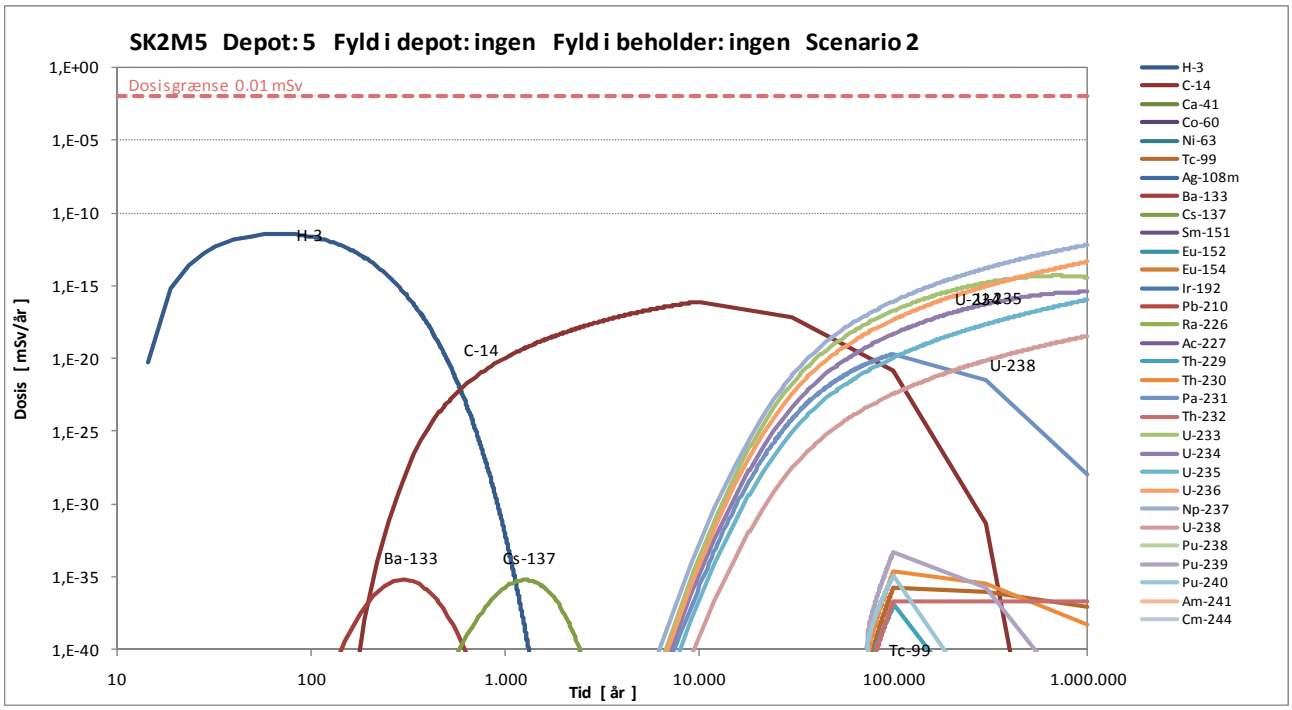
K.3 Depoter lokaliseret i kalk

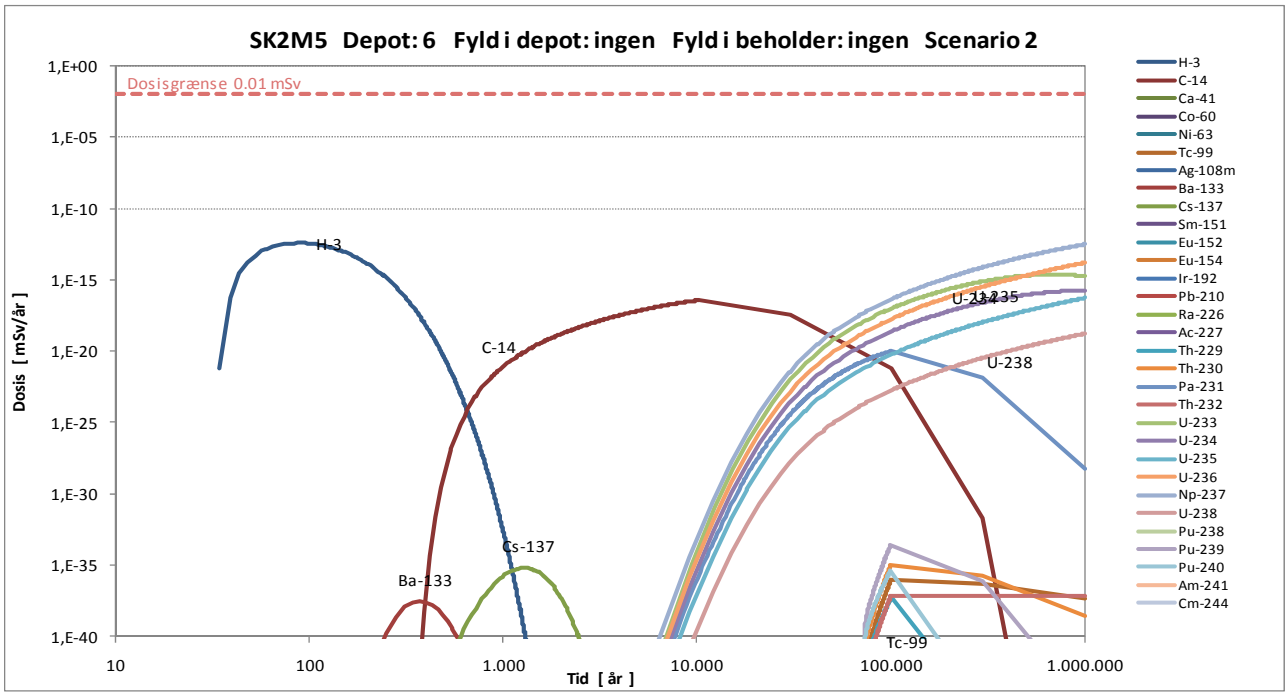
K.3.1 Mellemdybe depoter

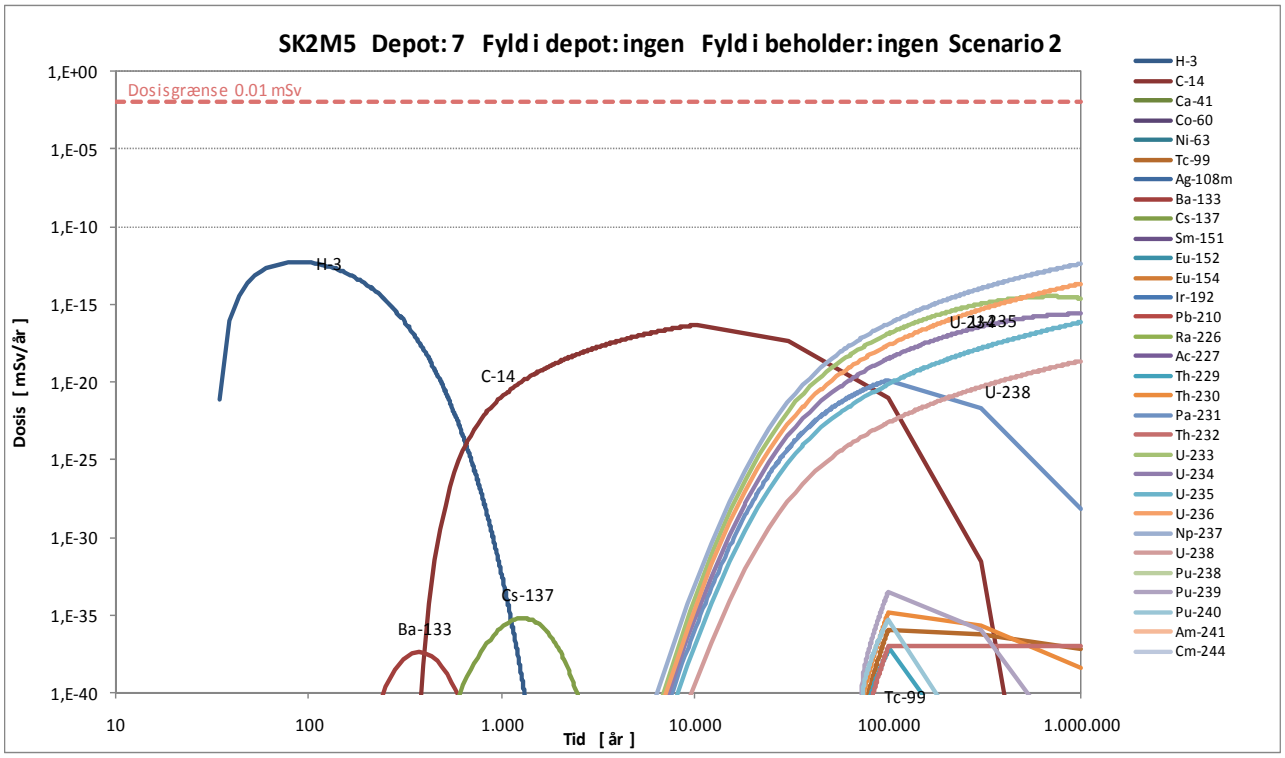
Se detaljer i tabel 7.5.

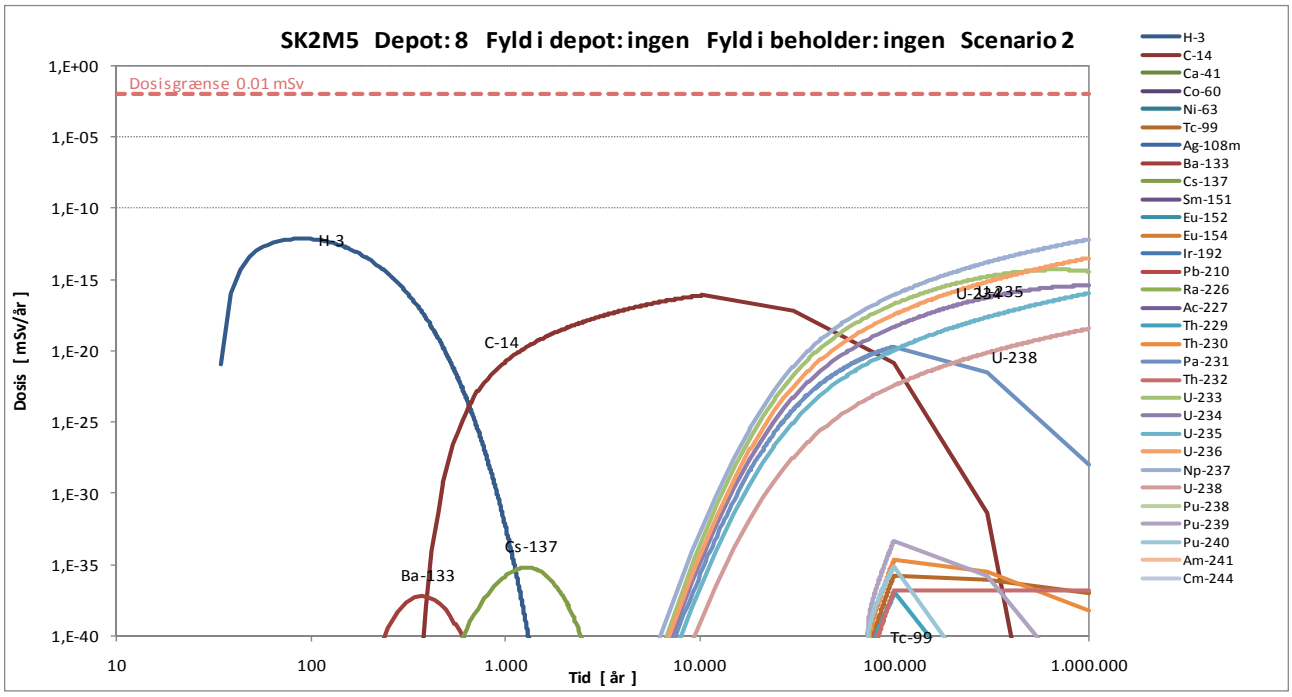


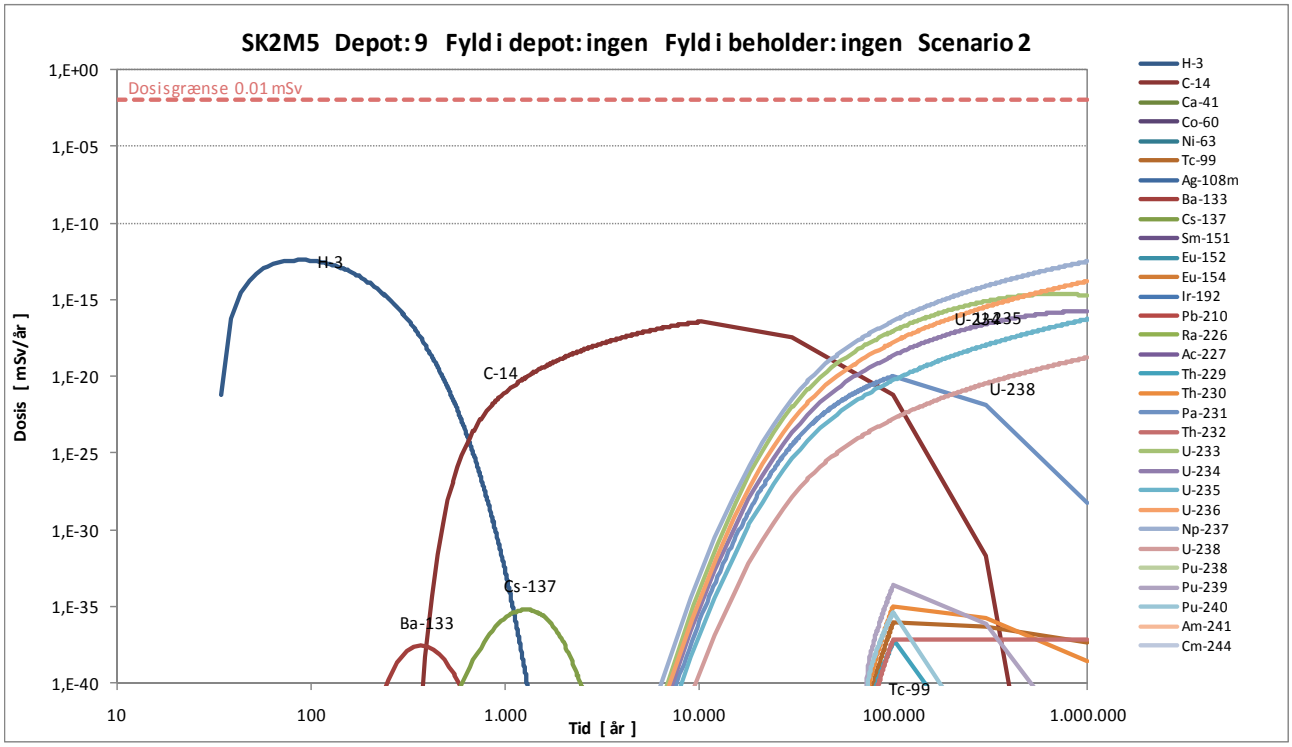

SK2M5 Depot: 4 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-238
Tc-99
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

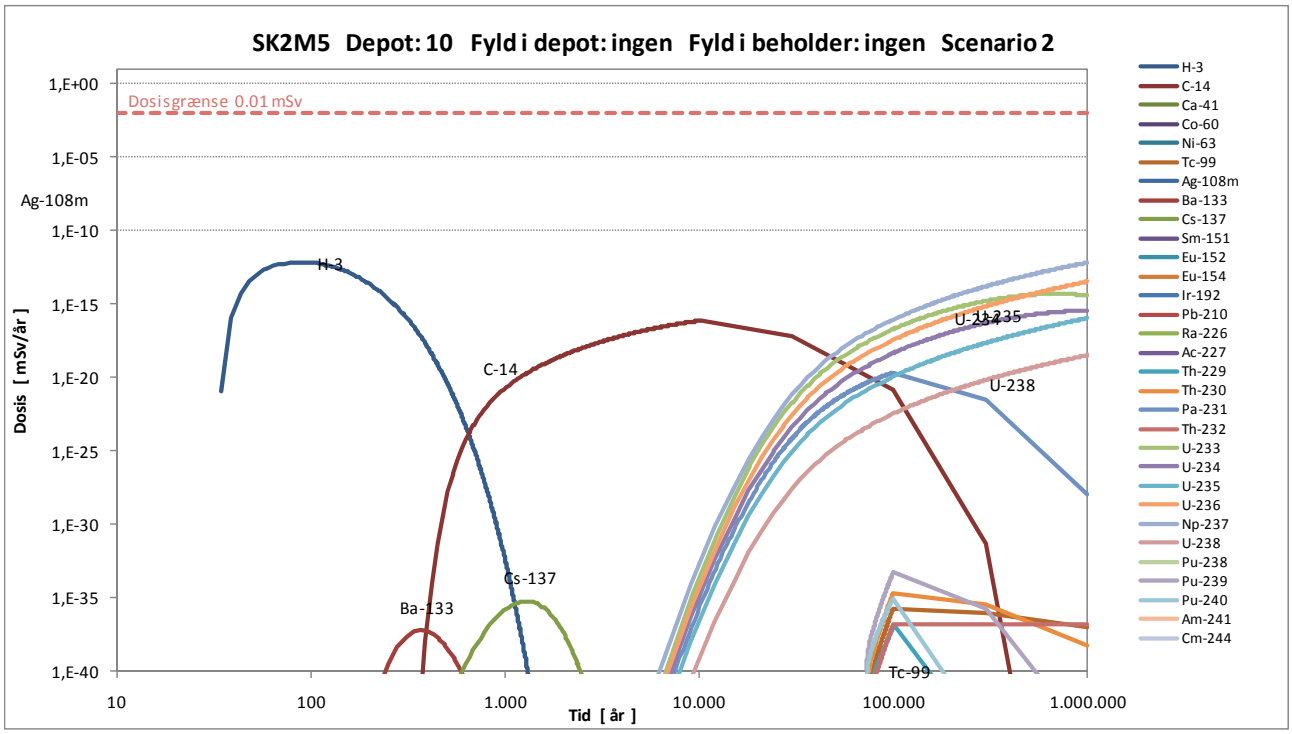

SK2M5 Depot: 5 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-238
Tc-99
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

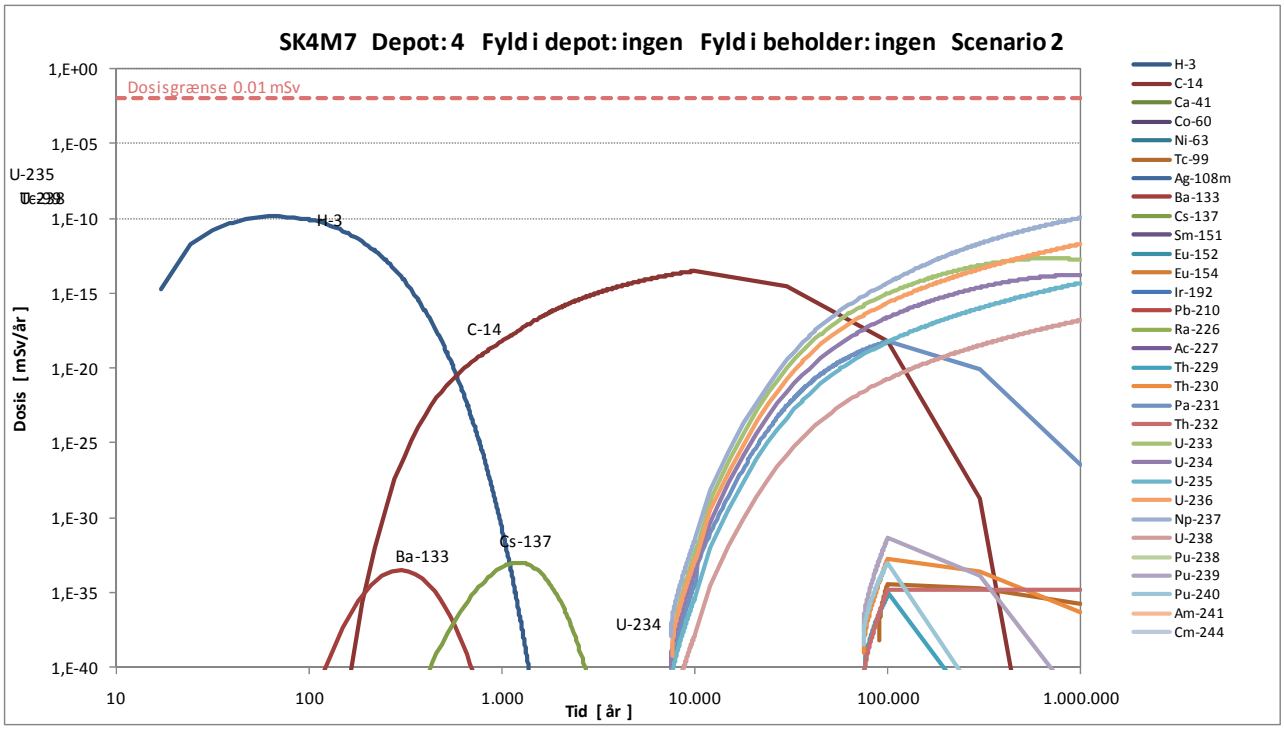

SK2M5 Depot: 6 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
U-238
Tc-99
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

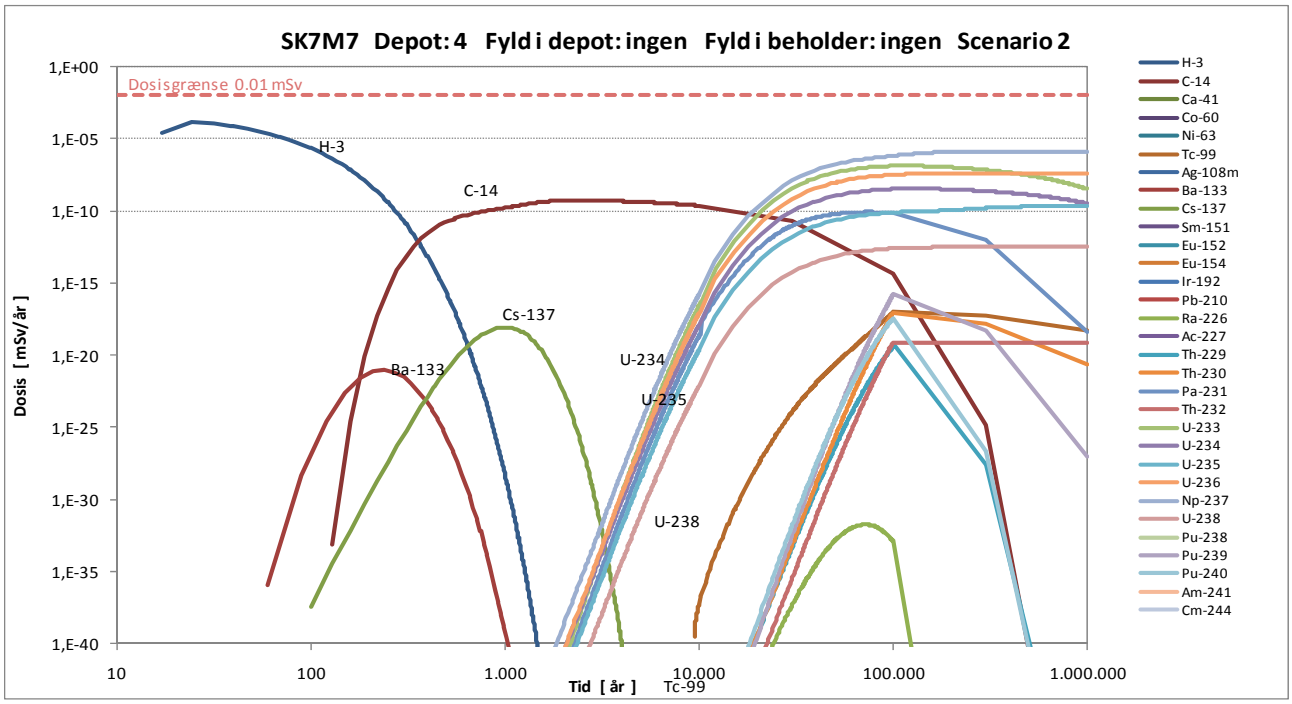

SK2M5 Depot: 7 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
U-238
Tc-99
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244


SK2M5 Depot: 8 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
U-238
Tc-99
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

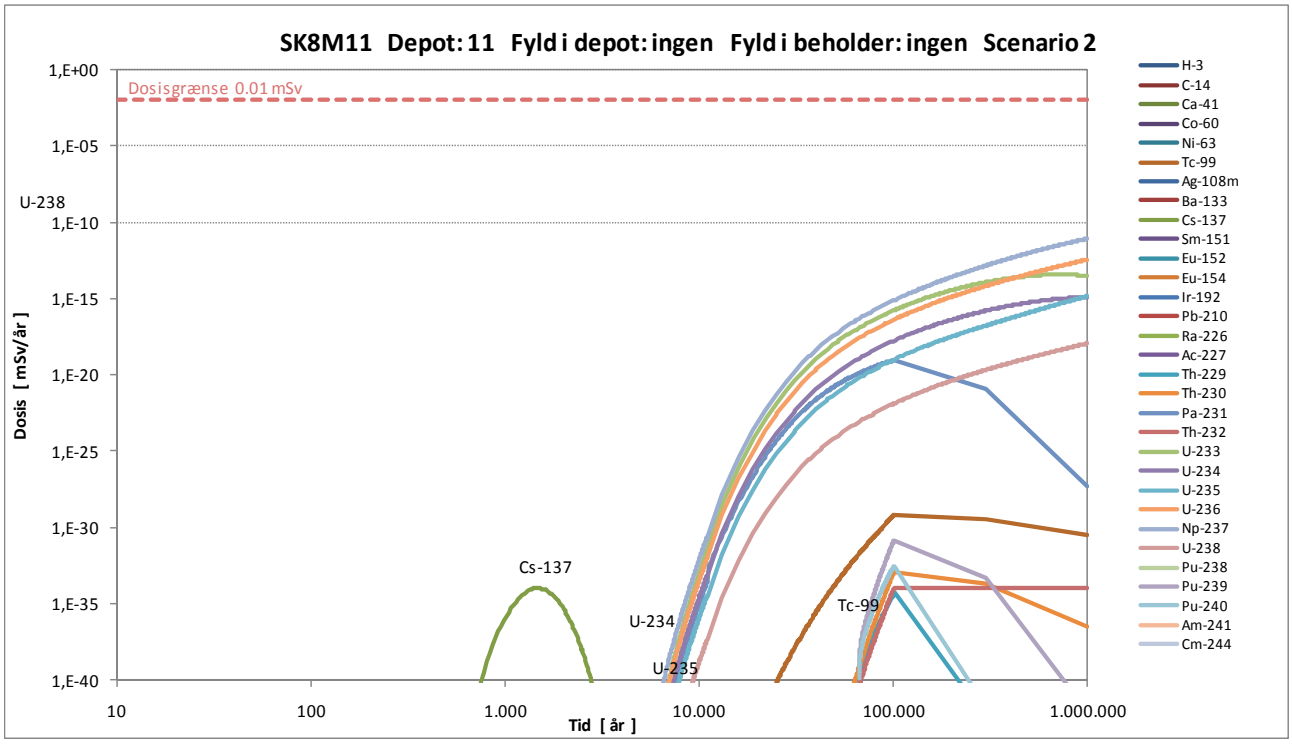

SK2M5 Depot: 9 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Cs-137
Ba-133
U-238
Tc-99
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

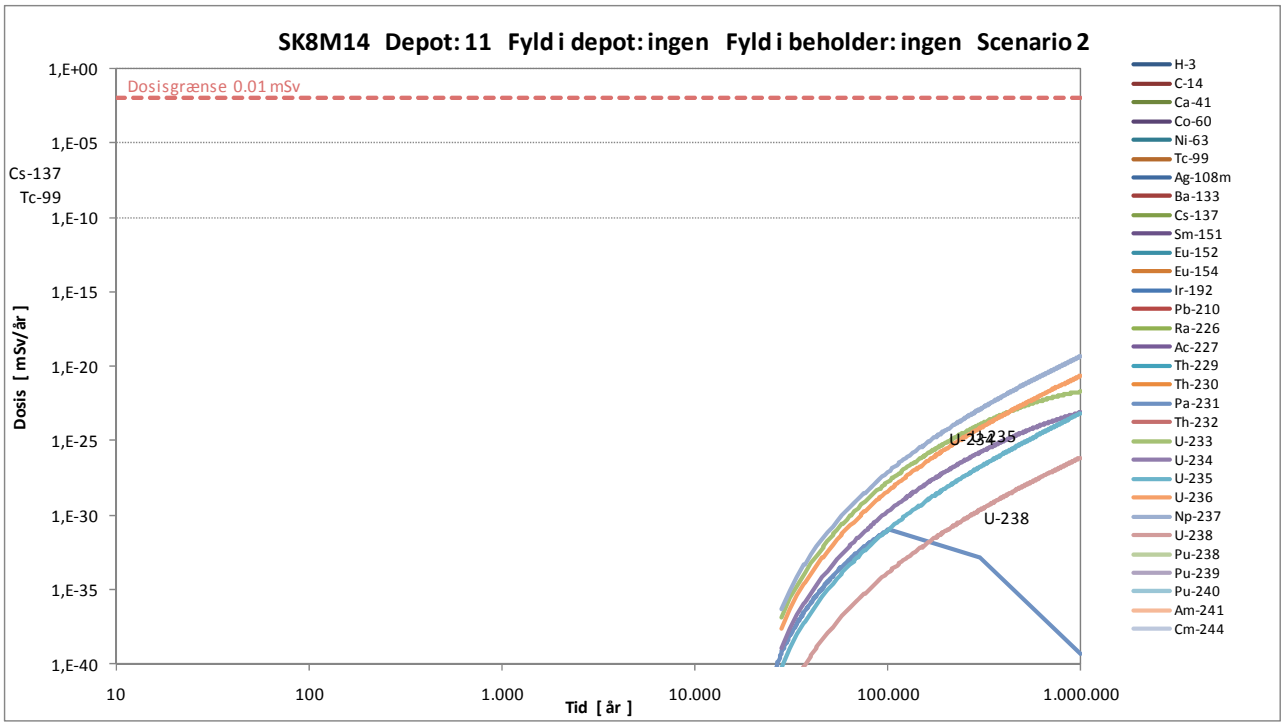

SK2M5 Depot: 10 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-234
U-238
Tc-99
Ag-108m
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244


SK4M7 Depot: 4 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
H-3
C-14
Ba-133
Cs-137
U-234
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244



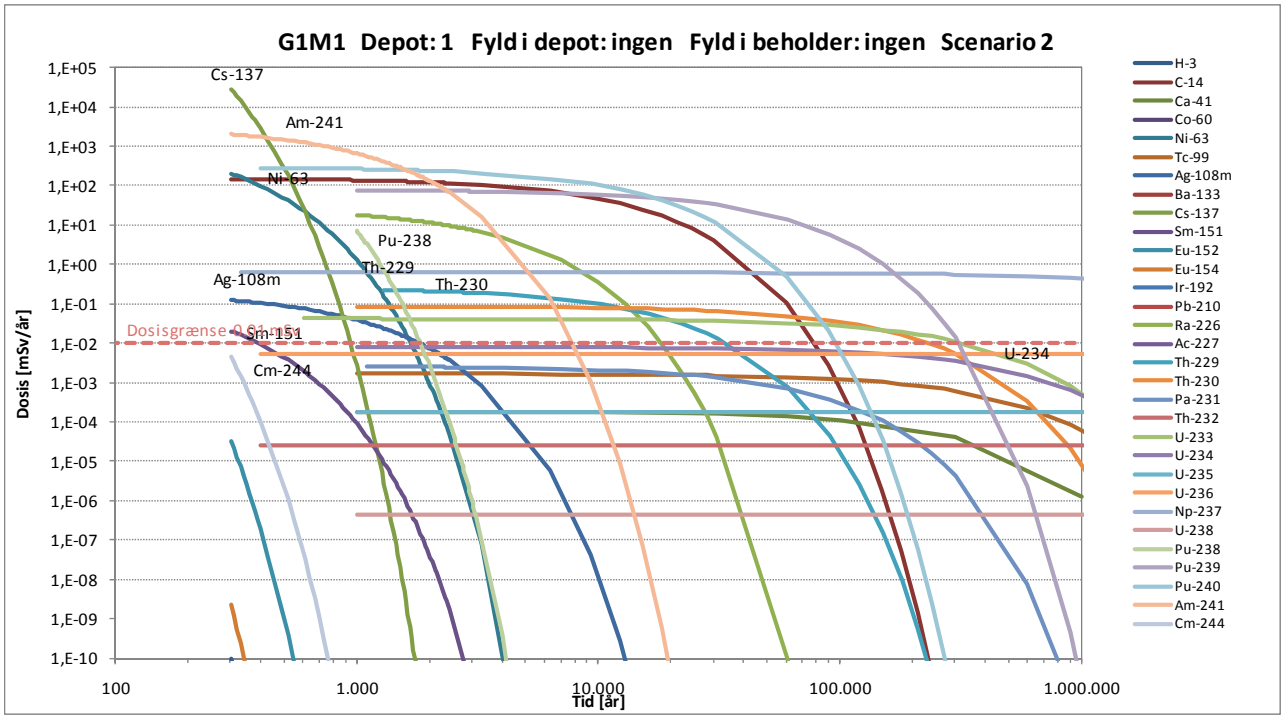
K.3.2 Borehulsdepot



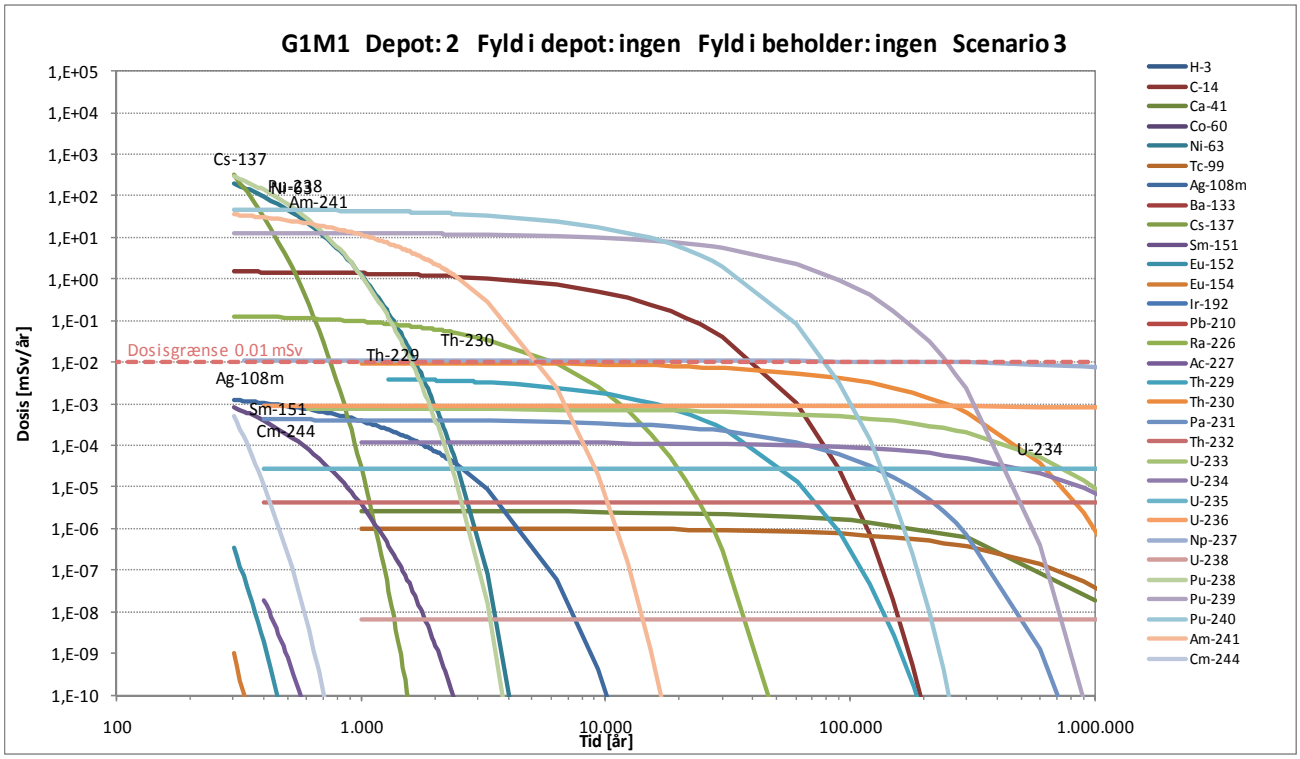


K.4 Depoter lokaliseret i klippe

K.4.1 Terrænnære depoter placeret på overfladen

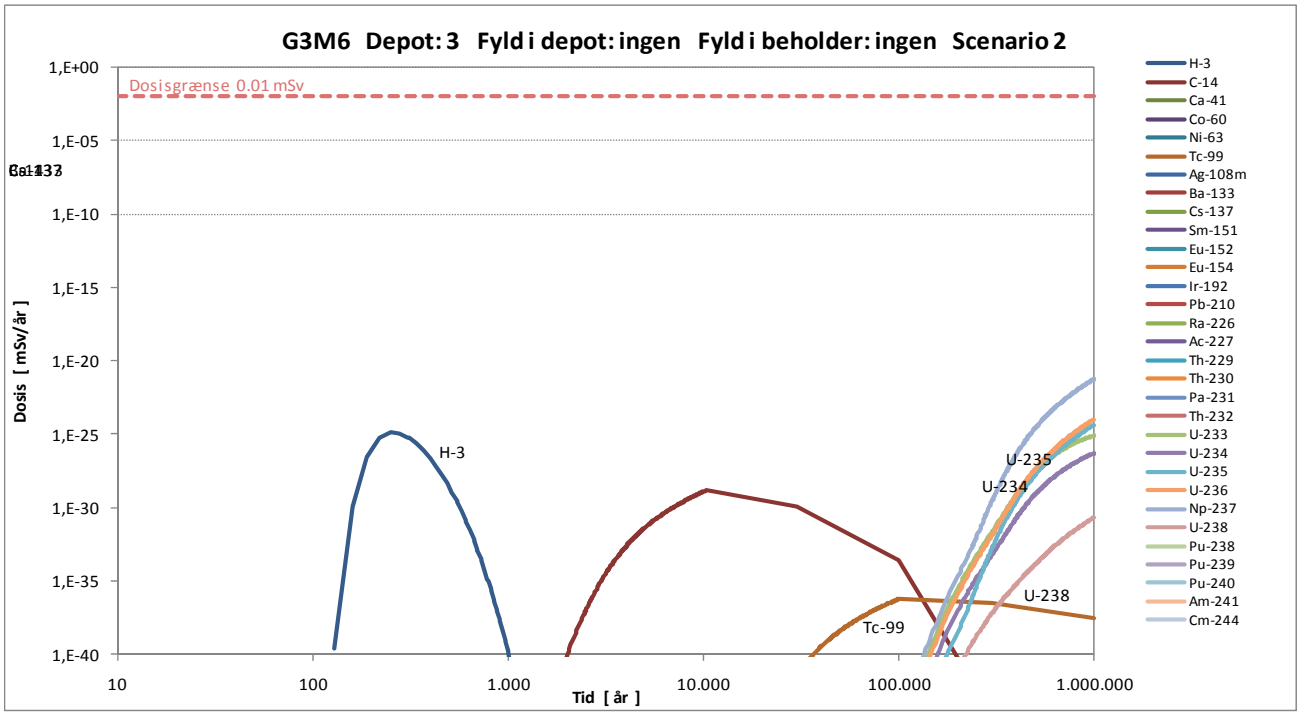


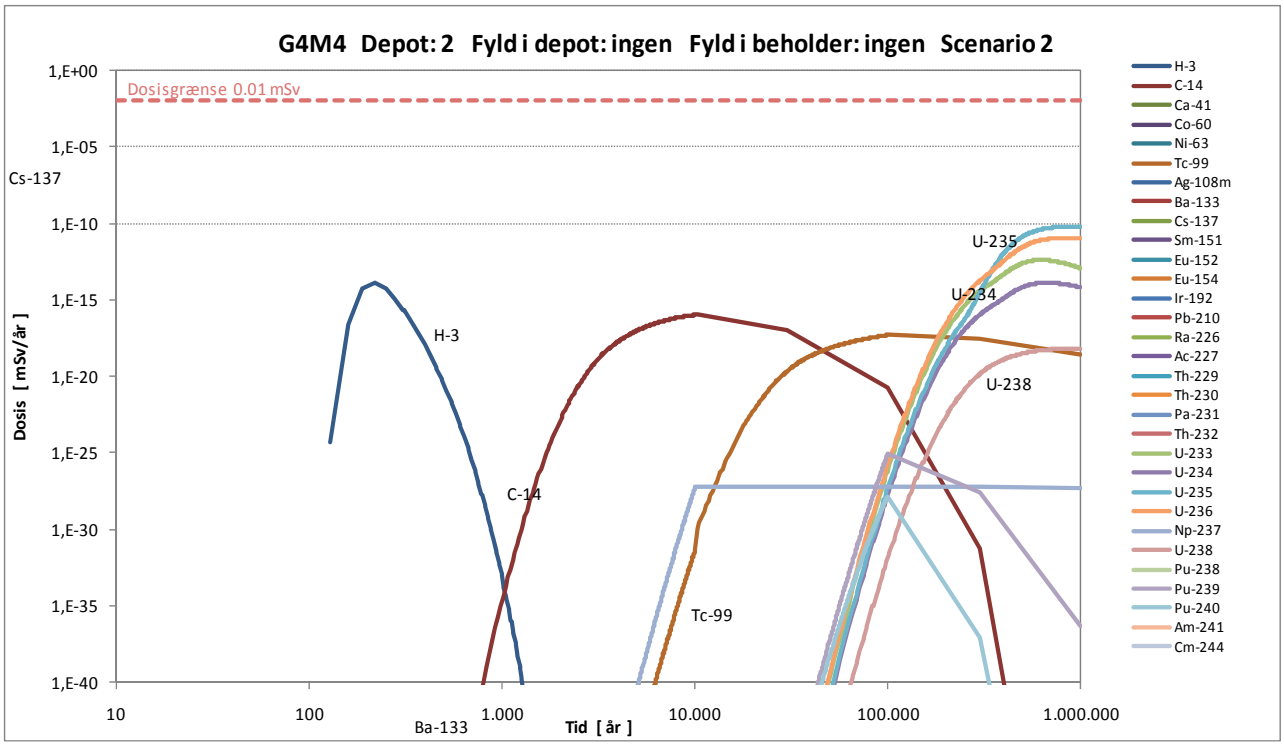
K.4.2 Terrænnære depoter placeret under overfladen



K.4.3 Mellemdybe depoter

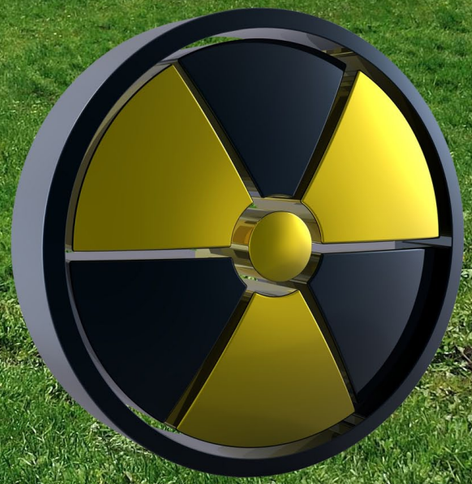
Se detaljer i **Error! Reference source not found.**.




G4M4 Depot: 2 Fyld i depot: ingen Fyld i beholder: ingen Scenario 2
Dosisgrænse 0.01 mSv
Cs-137
H-3
C-14
Tc-99
U-235
U-234
U-238
Ba-133
Dosis [mSv/år]
Tid [år]
1,E+00
1,E-05
1,E-10
1,E-15
1,E-20
1,E-25
1,E-30
1,E-35
1,E-40
10
100
1.000
10.000
100.000
1.000.000
H-3
C-14
Ca-41
Co-60
Ni-63
Tc-99
Ag-108m
Ba-133
Cs-137
Sm-151
Eu-152
Eu-154
Ir-192
Pb-210
Ra-226
Ac-227
Th-229
Th-230
Pa-231
Th-232
U-233
U-234
U-235
U-236
Np-237
U-238
Pu-238
Pu-239
Pu-240
Am-241
Cm-244

Bilag L: Visuel fremtræden af slutdepotet i landskabet

Forundersøgelse for slutdepot for radioaktivt affald
Visuel fremtræden af slutdepotet i landskabet
Bilag L



Hasløv & Kjærsgaard Maj 2011

Forundersøgelse for slutdepot for radioaktivt affald
Visuel fremtræden af slutdepotet i landskabet
Bilag L

Indhold

Indhold.....2

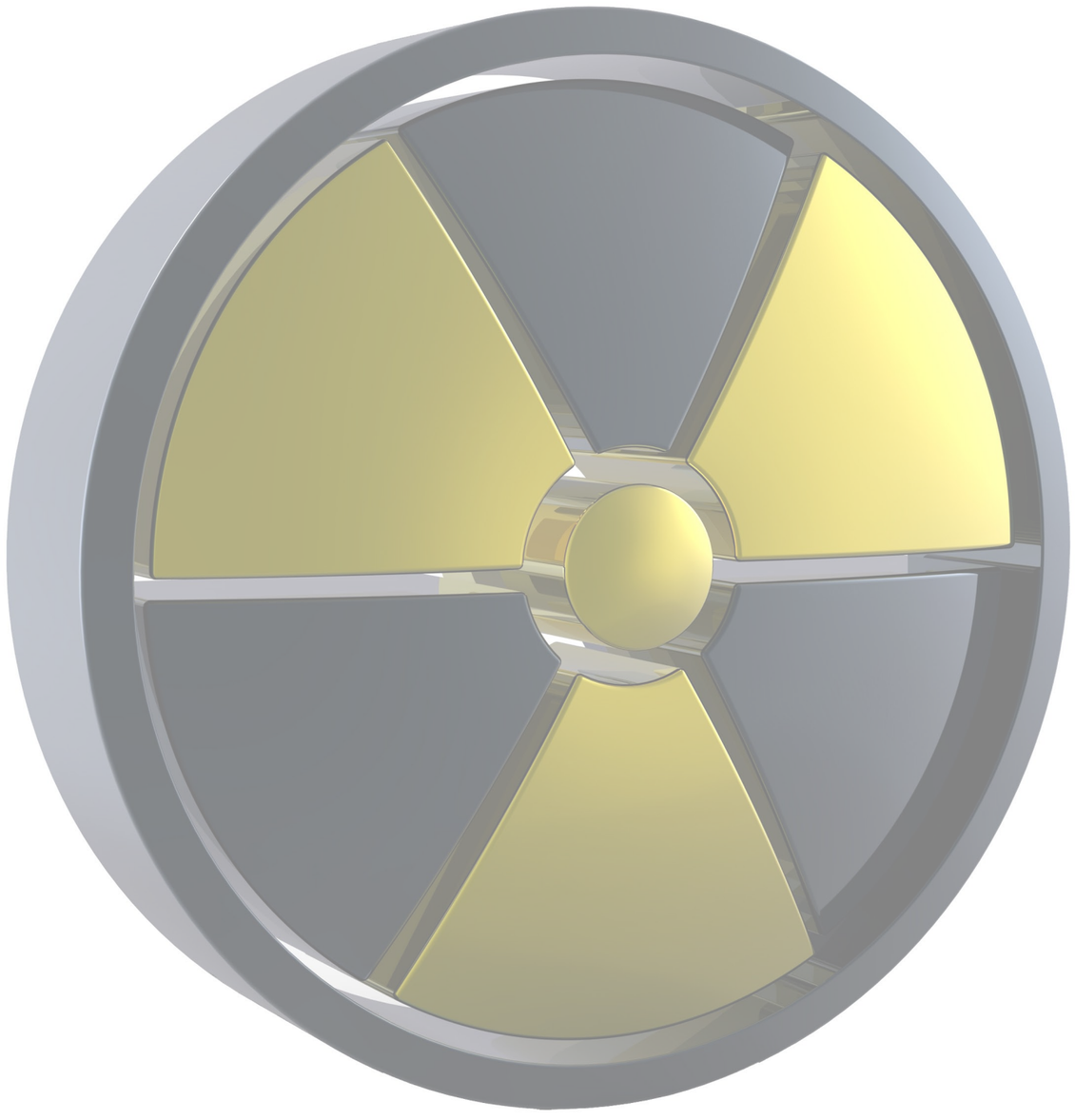
Referencer og intentioner.....2

Inspirationer.....3

Visualisering.....4

Tegninger.....5

Besøgscenter og behandlingsanlæg.....11



Referencer og intentioner

Den visuelle fremtoning af projektet tager udgangspunkt i ”Design af forskellige depottyper”, udarbejdet af COWI, som beskriver de grundlæggende parametre for den fysiske fremtoning af depotet, se kapitel 4.

Inspirationer og designprincipper er beskrevet i kapitel 5: Visuel fremtræden af depotet.

Funktionsmåde, layout og størrelse er fastlagt i ovennævnte rapporter. Dette har ført til det udkast til design der præsenteres i denne publikation. Det skal understreges, at designet er første udkast på grund af det faktum, at den endelige placering af depotet endnu ikke er fastlagt.

Forudsætninger:

• Depotet skal placeres på en grund med et areal på 25.000 m² eller mindre.

• Depotet skal være en integreret del af landskabet, og derfor begrænset i højden, der anslås til mindre end 10 m. Dette begrænser den visuelle virkning i forhold til de omkringliggende landskabstræk.

• Depotet skal kunne genkendes som et specielt anlæg, med en bestemt funktion.

• Den visuelle fremtoning skal være indbydende, visuelt tiltalende og på samme tid kunne inkorporere strenge sikkerhedsforanstaltninger.

• Anlægget skal sikre gode arbejdsforhold og nem vedligeholdelse.

• Depotet skal være så bæredygtigt som muligt.

Det ovenstående har ført til det nuværende design, der har som mål at integrere så mange af de ovennævnte forudsætninger som muligt, hvilket fører til et anlæg, hvor summen af de enkelte dele er mere end de enkelte dele selv.

Forundersøgelse for slutdepot for radioaktivt affald
Visuel fremtræden af slutdepotet i landskabet
Bilag L

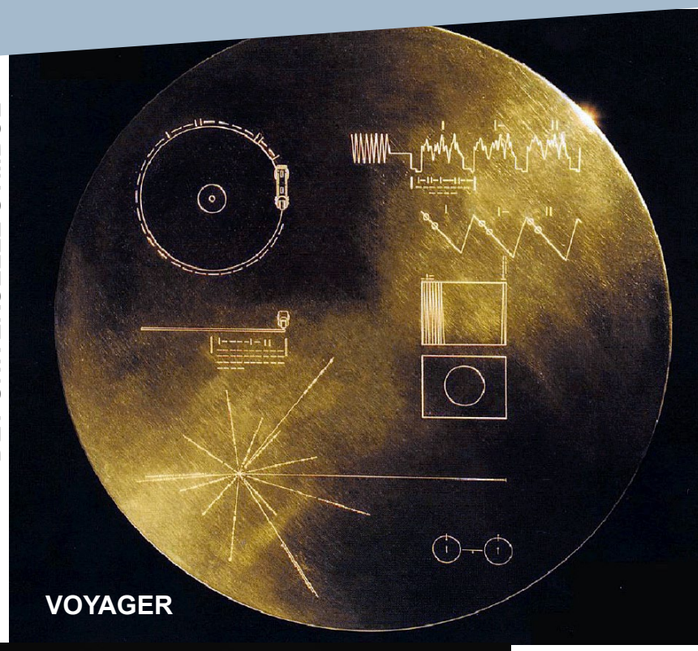
INSPIRATIONER



ARKÆOLOGI FRA LUFTEN



DET UNIVERSELLE SYMBOL



VOYAGER



VIKINGEBORGE



BEVARELSE VED HJÆLP AF DESIGN

OVERSÆTTELSE GENNEM TIDEN
ROSETTASTENEN

TRELLEBORG



AGGERSBORG

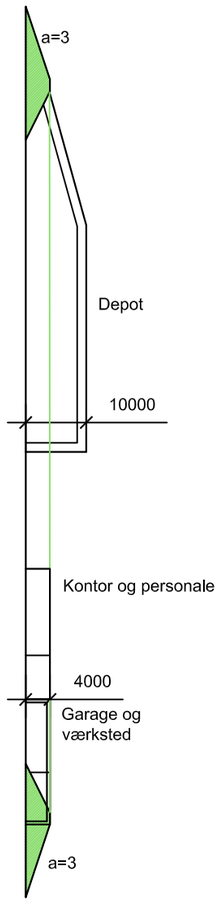
Visualisering af depotet i et typisk dansk landskab.

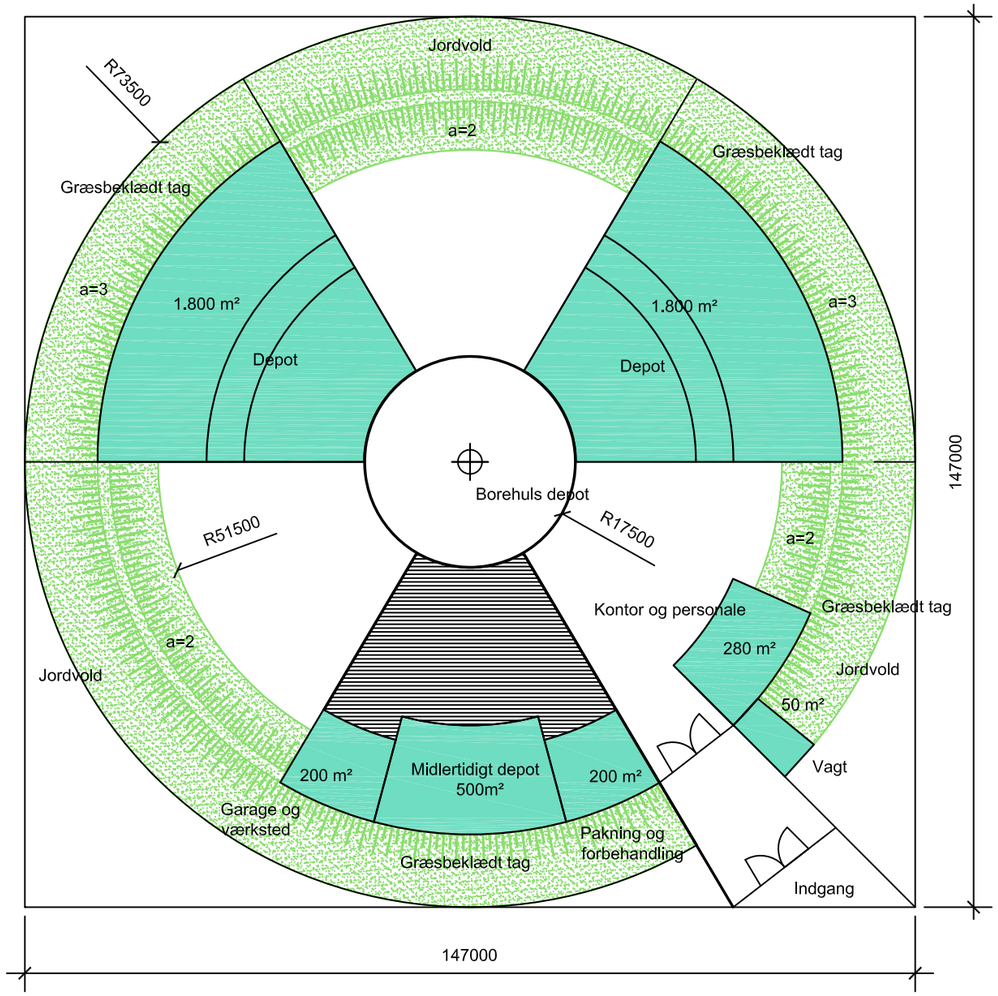


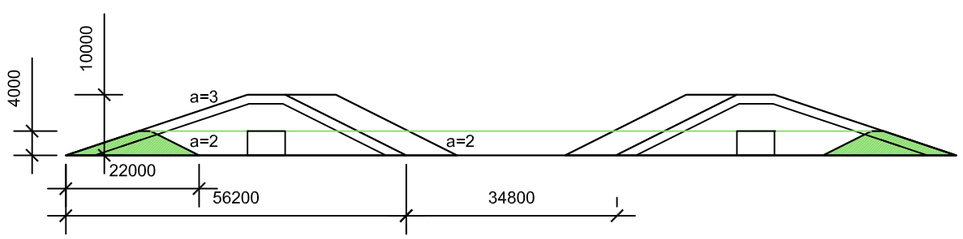
Visualiseringen er baseret på den kendsgerning, at ingen egentlig placering af depotet, er blevet valgt endnu. Derfor er et arketypisk dansk landskab anvendt som eksempel for placering af anlægget.

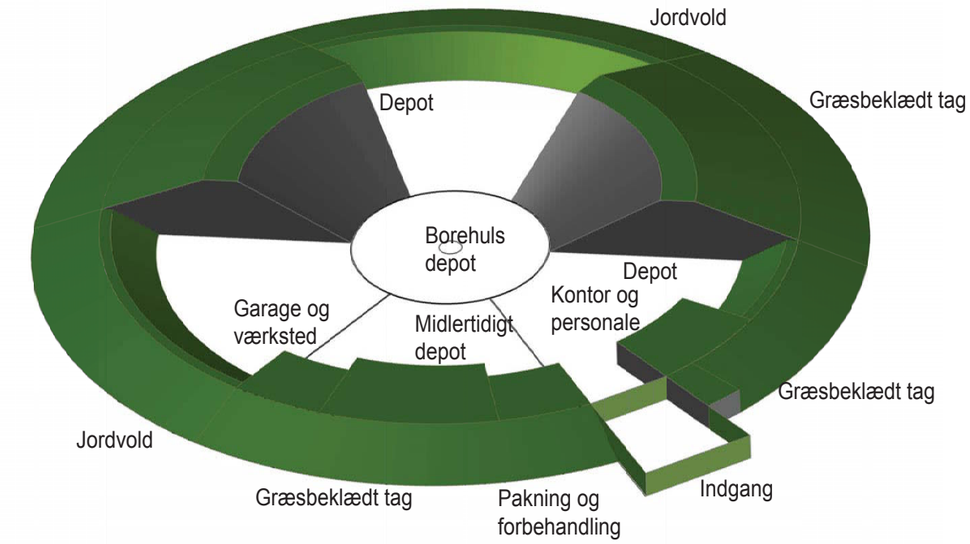
Depotet er vist uden besøgscenter og behandlingsanlæg. Sidstnævnte kunne placeres tæt på hovedindgangen eller en smule længere væk, i henhold til analysen af den aktuelle lokalitet.

Forundersøgelse for slutdepot for radioaktivt affald
Visuel fremtræden af slutdepotet i landskabet
Bilag L



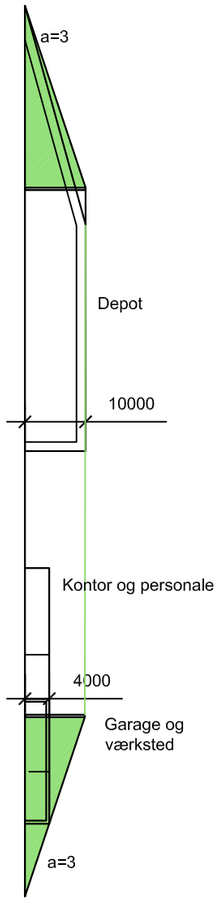


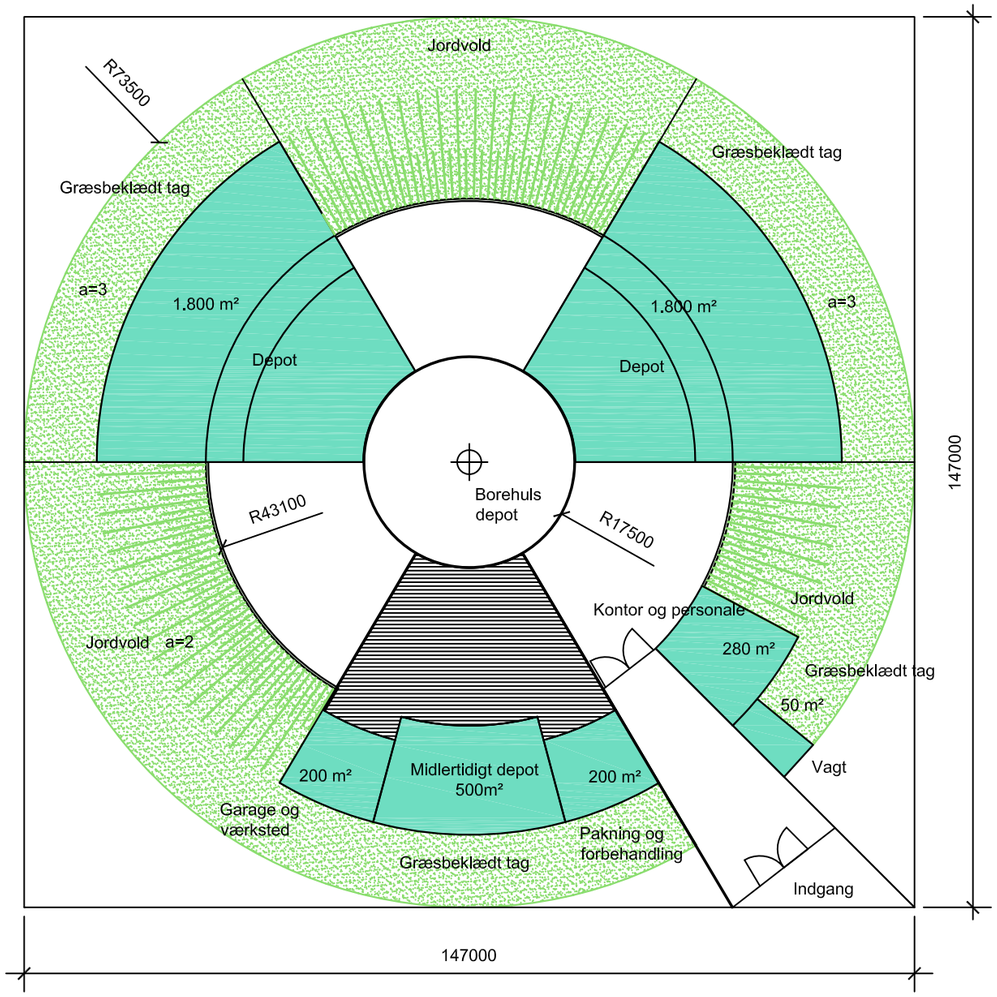


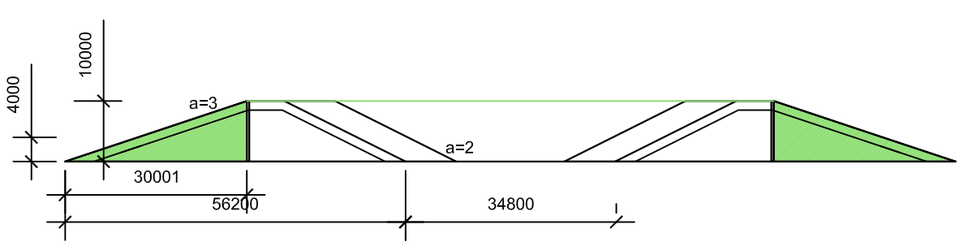


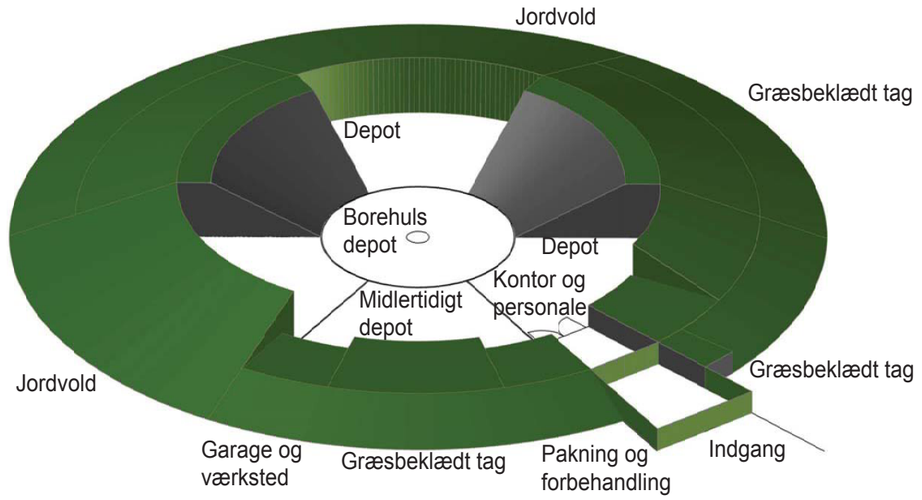
Dette forslag er den grundlæggende model for nær-overfladedepotet. Alle bygningsvolumener er integrerede som en del af jordvoldene og tagene er beklædt med samme materiale som voldene f.eks græs. Depotet i sig selv er opdelt i to dele for at passe ind i det symbolske kløverbladstema.

Visuel fremtræden af depotet i landskabet.
Forslag 01
Plan, snit og isometrisk illustration
Dato: 28.12.2010
Hasløv & Kjærsgaard / BB / BUL





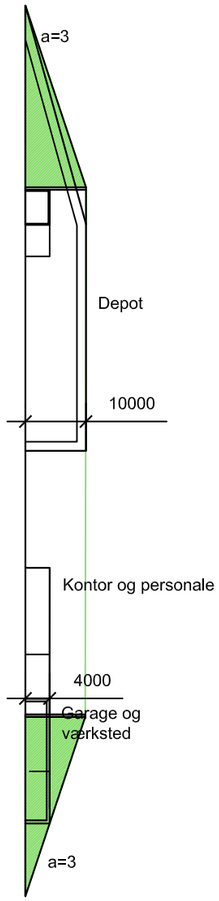


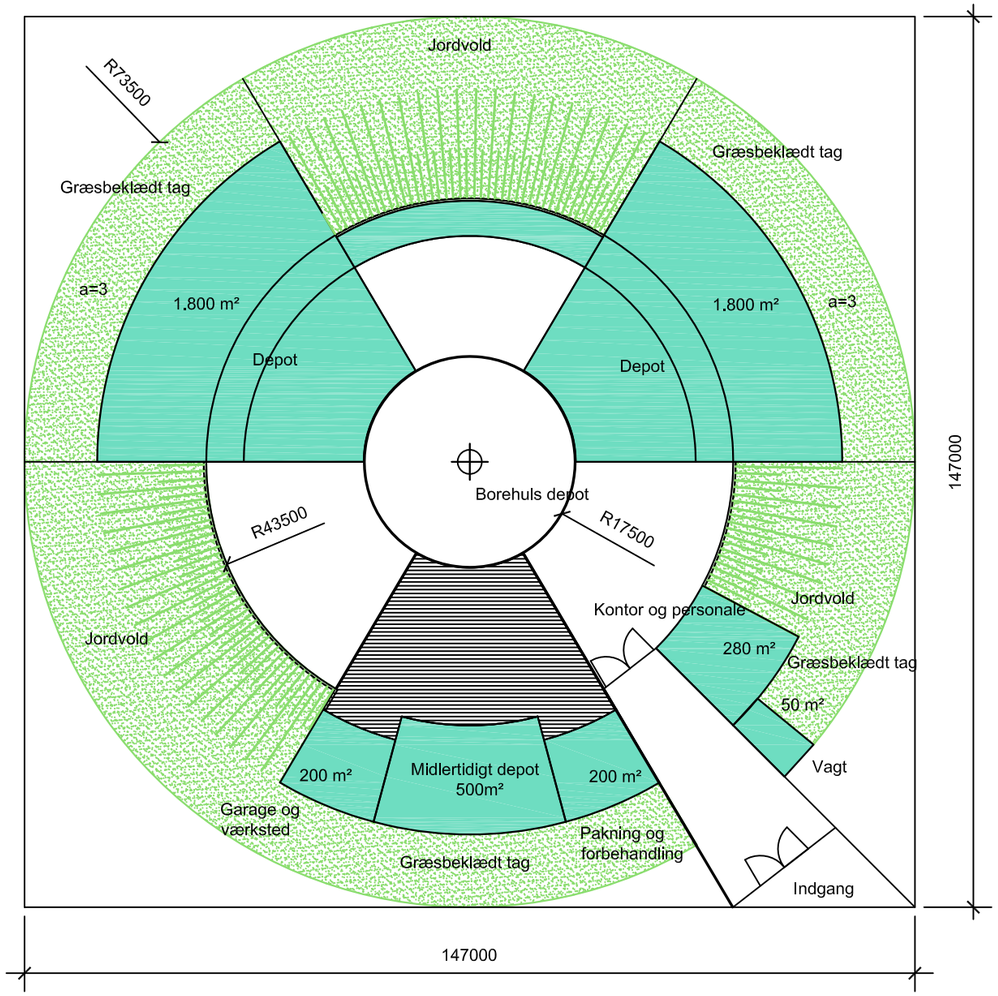


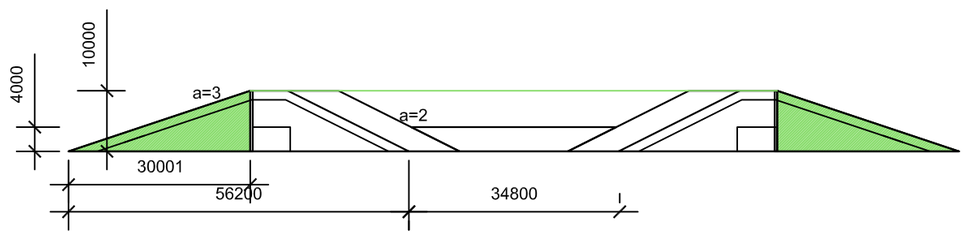
Dette forslag er en variation af den grundlæggende model for nær-overfladedepotet. Alle bygningsvolumener er integrerede som en del af jordvoldene. Depotet i sig selv er opdelt i to dele for at passe ind i det symbolske kløverbladstema.
Voldene er optimeret med henblik på at skjule mere af anlægget og den indre gård er omgivet af en mur. Denne løsning kan være at foretrække i visse typer af landskaber.

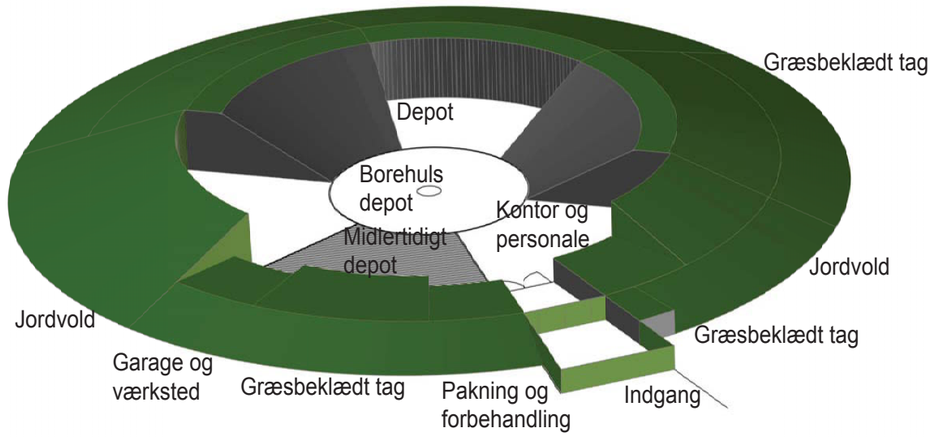
Visuel fremtræden af depotet i landskabet.
Forslag 02
Plan, snit og isometrisk illustration
Dato: 28.12.2010
Hasløv & Kjærsgaard / BB / BUL

Forundersøgelse for slutdepot for radioaktivt affald
Visuel fremtræden af slutdepotet i landskabet
Bilag L



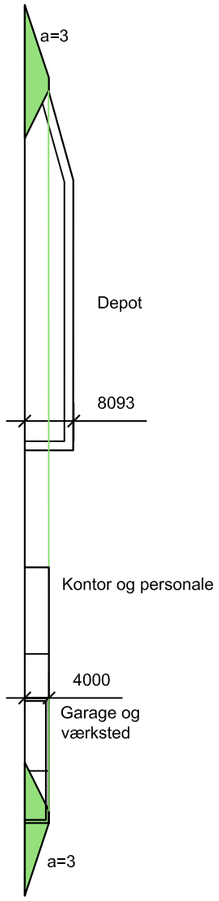


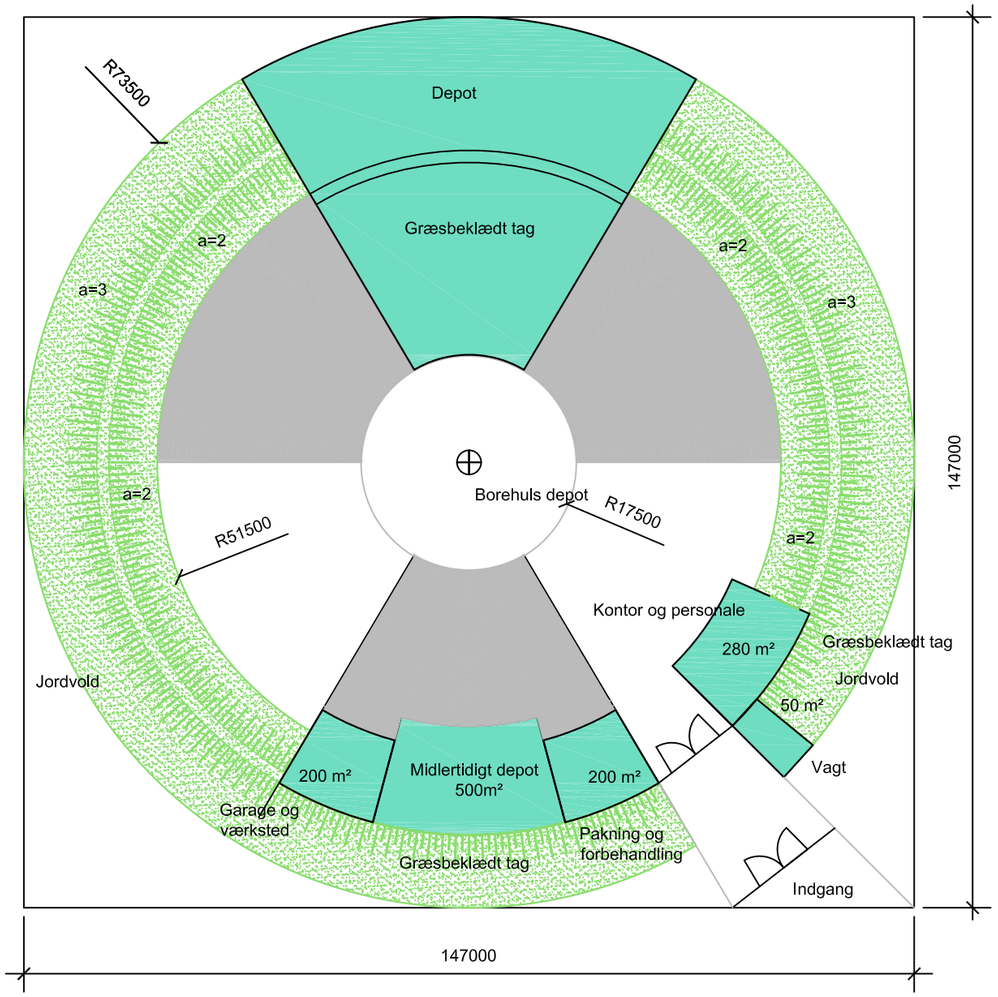


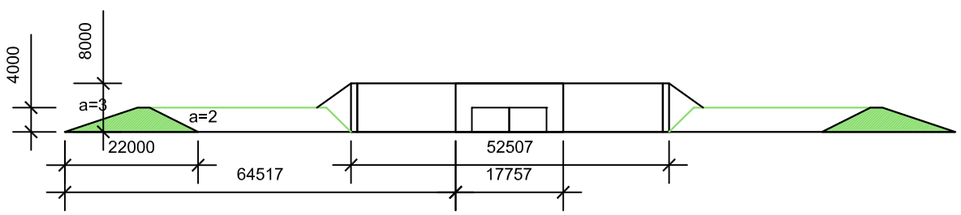


Dette udkast er en variation af den grundlæggende model for nær-overfladedepotet. Alle bygningsvolumener er integrerede som en del af jordvoldene. Depotet i sig selv er opdelt i to dele for at passe ind i kløverbladstemaet.
Jordarbejdet er optimeret med henblik på at skjule mere af anlægget og den indre gård er omgivet af en mur.
Desuden de to dele af depotet er forbundet med en overdækket gang.

Visuel fremtræden af depotet i landskabet.
Forslag 03
Plan, snit og isometrisk illustration
Dato: 28.12.2010
Hasløv & Kjærsgaard / BB / BUL



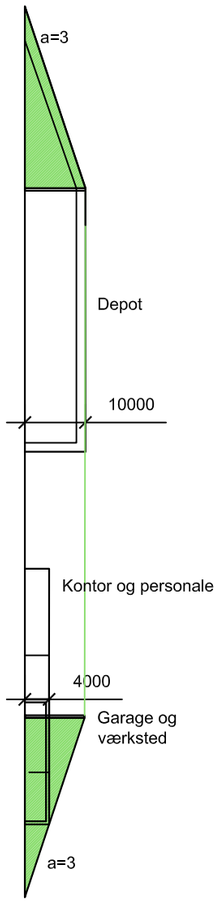


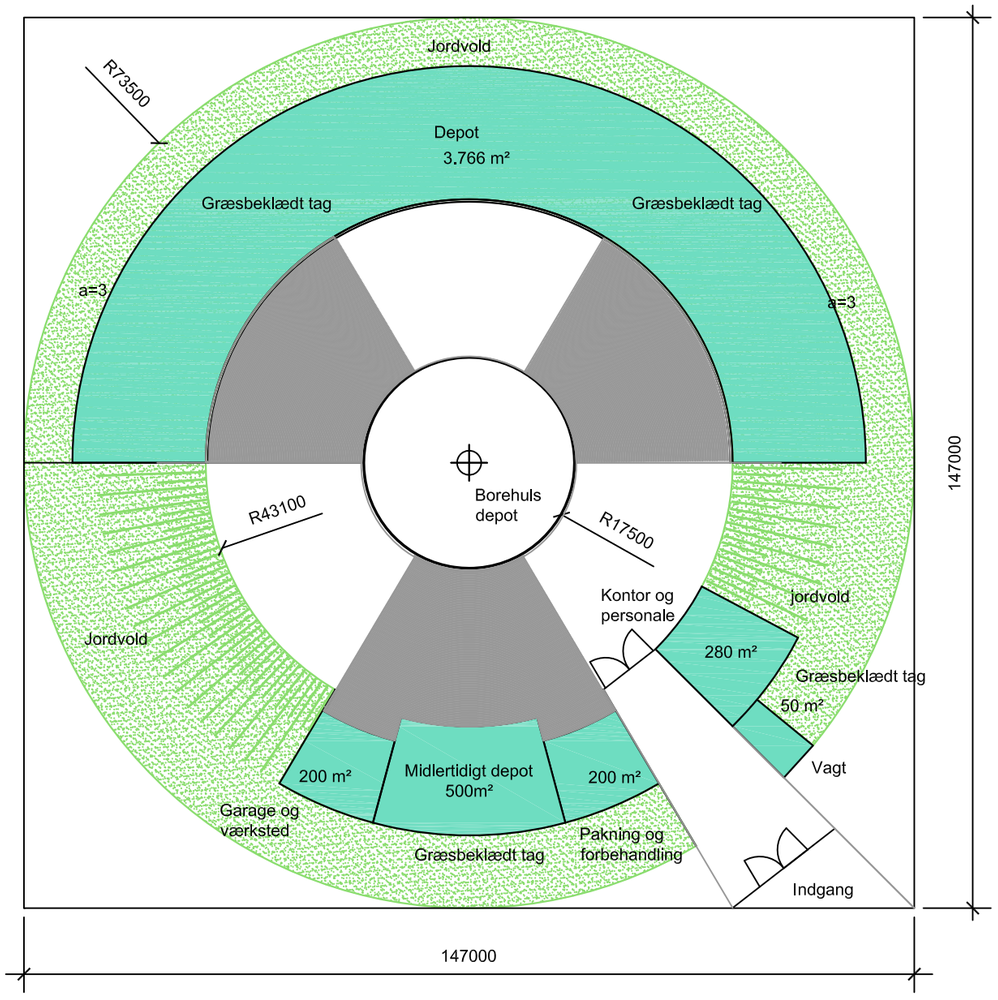


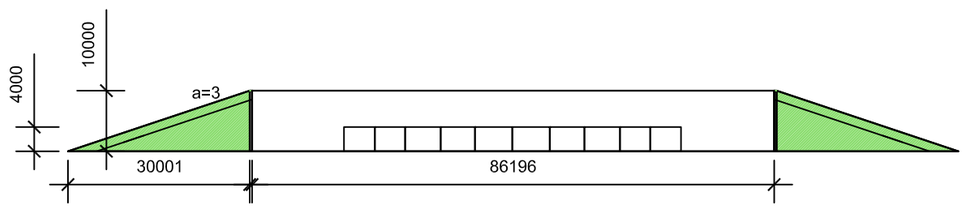
Dette forslag er en variation af den grundlæggende model for nær-overfladedepotet. Alle bygningsvolumener er integrerede som en del af jordvoldene. Depotet i sig selv er forenet i ét volumen. For at passe ind i kløverblad-stemaet udfylder det et af mellemrummene mellem ”kronbladene”.
Det betyder også, at det område, den indre gård udgør er større og mere alsidigt anvendeligt.
Placering af borehullet er ikke afgørende for designet.

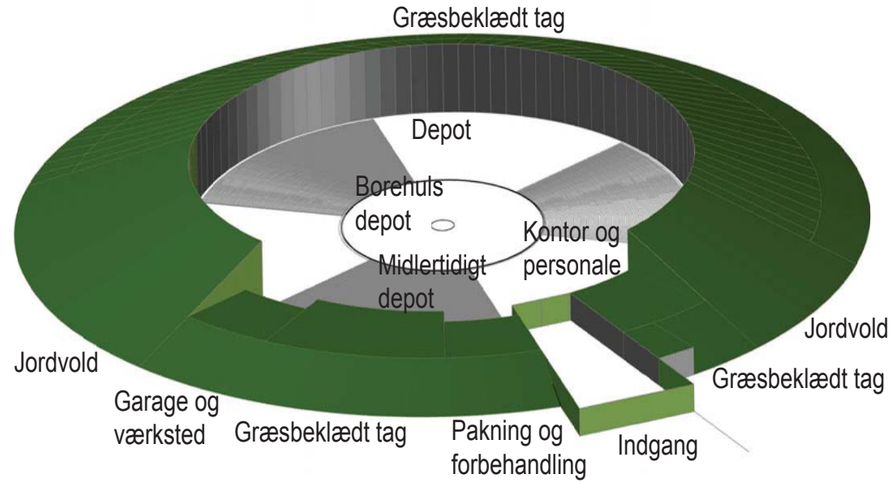
Visuel fremtræden af depotet i landskabet.
Forslag 04
Plan, snit og isometrisk illustration
Dato: 28.12.2010
Hasløv & Kjærsgaard / BB / BUL

Forundersøgelse for slutdepot for radioaktivt affald
Visuel fremtræden af slutdepotet i landskabet
Bilag L



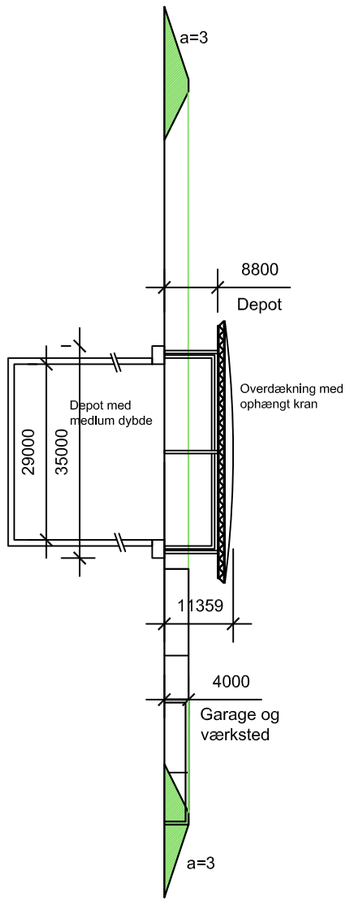


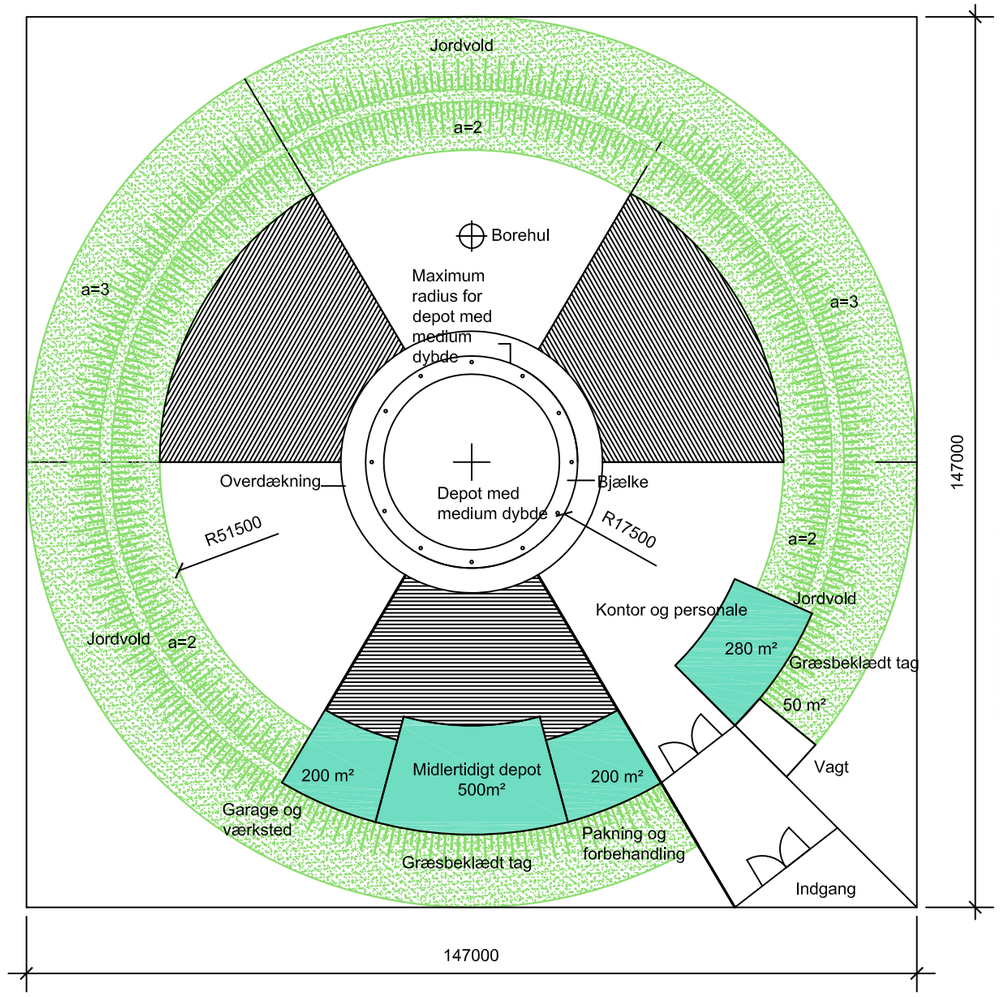


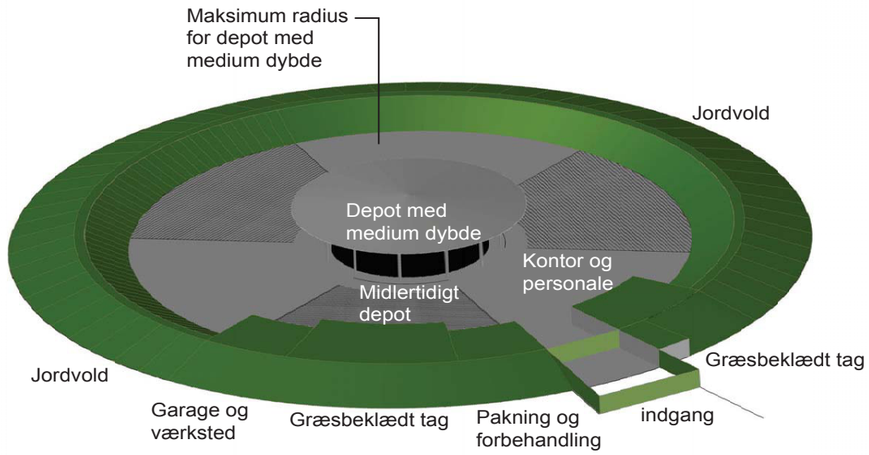


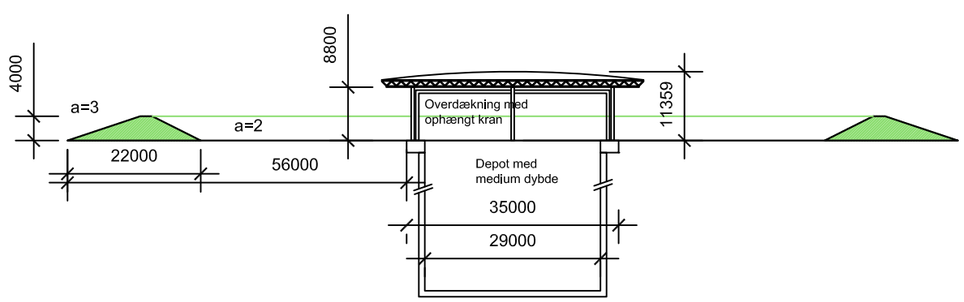
I dette forslag er alle bygningsdele fuldstændig integrerede, som en del af jordvoldene. Depotet er aflangt og kunne bestå af et stort antal mindre, opdelte rum, der kunne forsegles et rum ad gangen.
Volden er optimeret med henblik på at skjule mest muligt af anlægget og den indre gård er omgivet af en mur. Denne løsning frigør hele den indre gård.

Visuel fremtræden af depotet i landskabet.
Forslag 05
Plan, snit og isometrisk illustration
Dato: 28.12.2010
Hasløv & Kjærsgaard / BB / BUL



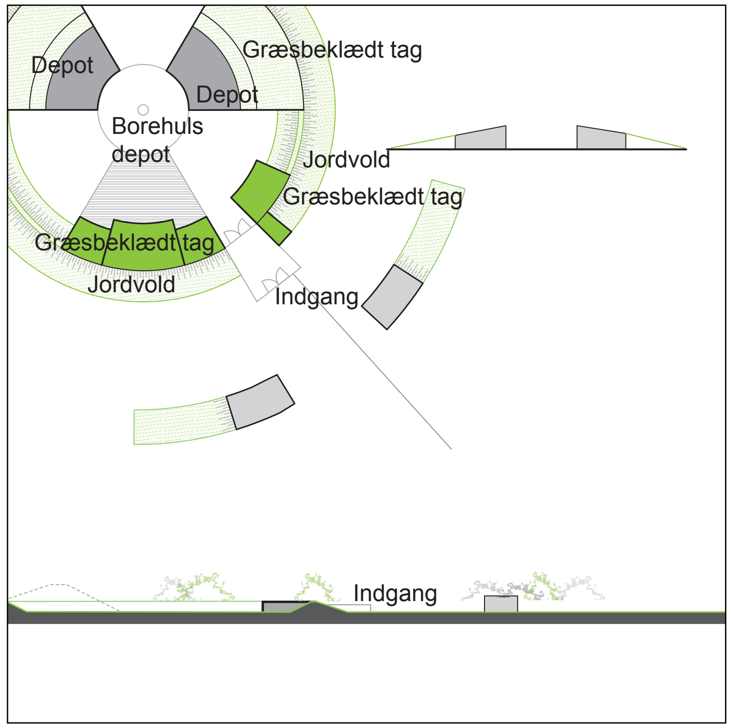


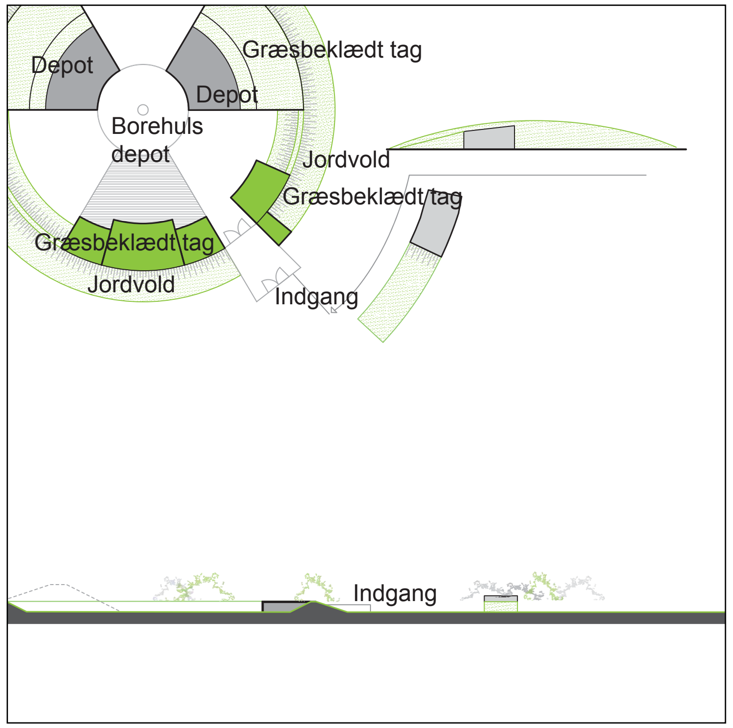


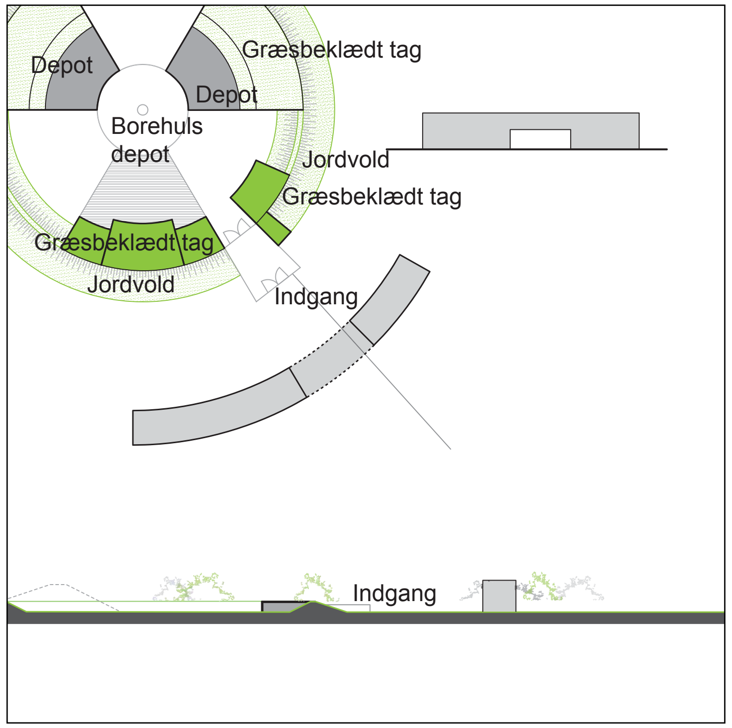


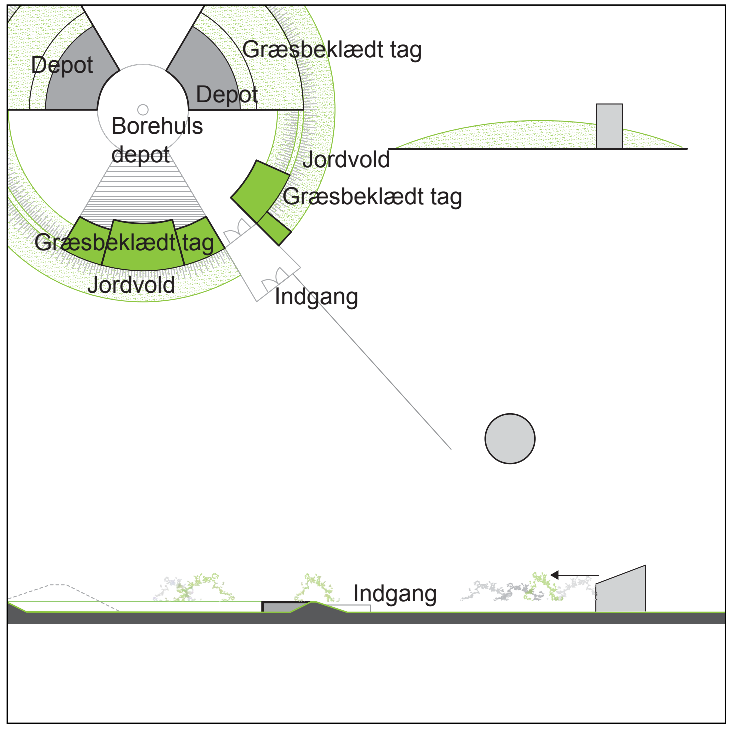
Det mellem-dybe depot kræver et halvtag eller et bygningsvolumen som overdækning. Borehullet er her placeret formelt og funktionelt som centrum for den symbolske plan. Alle de mindre bygningsvolumener er integreret som en del af volden.
Størrelsen af selve depotet er ikke endeligt fastlagt, men alle skitserede, mulige størrelser kan integreres i dette udkast.

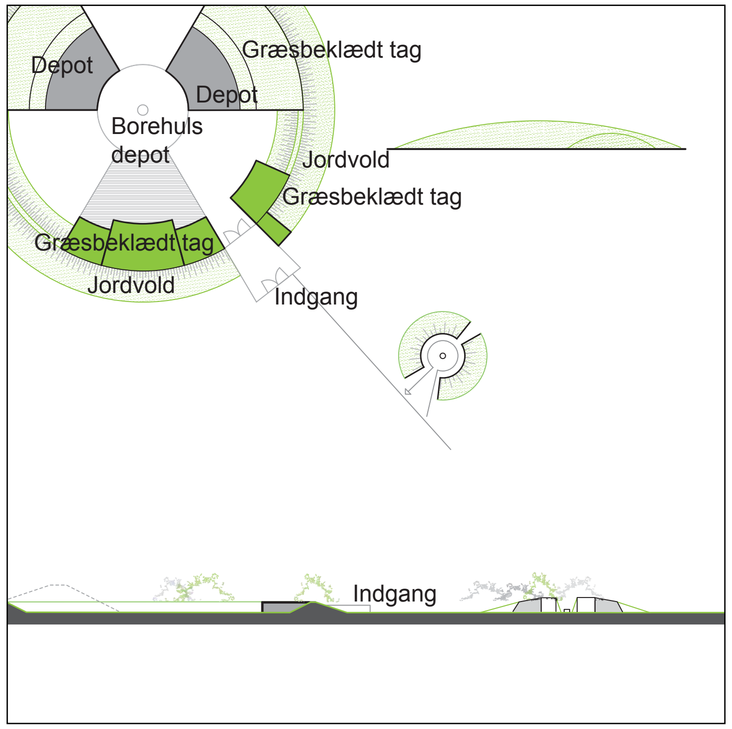
Visuel fremtræden af depotet i landskabet.
Forslag 06
Plan, snit og isometrisk illustration
Dato: 28.12.2010
Hasløv & Kjærsgaard / BB / BUL

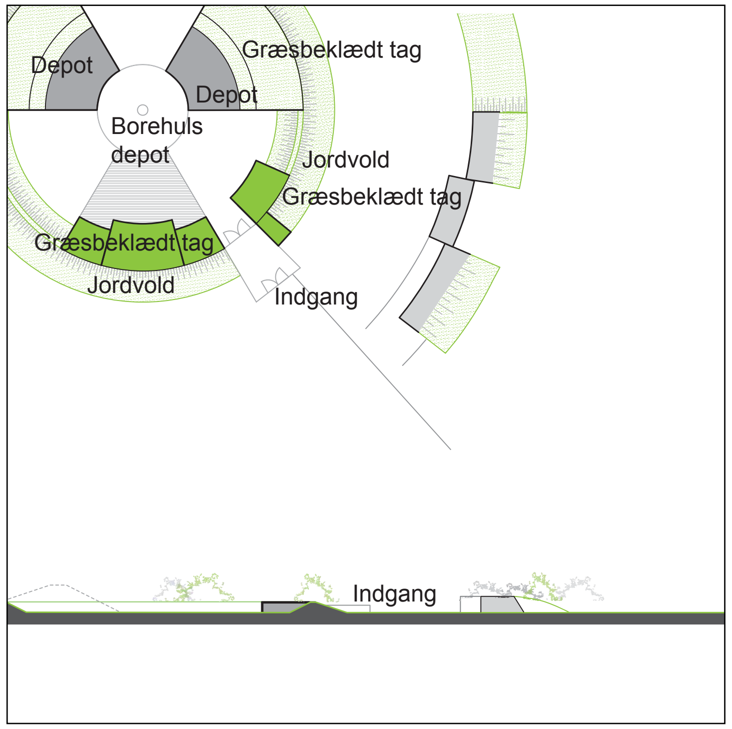












Besøgscenter og behandlingsanlæg

Som et supplement til depotet kan det være ønskeligt at bygge et besøgscenter med audio-visuelle funktioner til f.eks. besøgende skoleklasser.
Bygningen skal være af begrænset størrelse, men stor nok til at opfylde de behov, som op til omkring 25 personer kan have.

Der kan desuden være behov for et behandlingsanlæg. Kravet til et sådant anlæg er 2-300 m². Bygningen skal omfatte faciliteter til størkning, kontorer mv. Højden skal være minimum 5 m for værkstedet. Kontorer kan være lavere.

Disse faciliteter, og selve depotet har behov for parkeringspladser til de ansatte, leverancer fra lastbiler og til besøgende.

Det foreslås, at alle de ovennævnte anlæg udgør en supplerende del af hele layoutet, uden for omkredsen af depotet. Det skal integreres i landskabet som vil diktere den endelige udformning af depotet og de supplerende bygninger.

De supplerende bygninger skal helst danne en markant indgang, til en vis grad en portal eller et vartegn, igen dikteret af det omgivende landskab og det foretrukne udseende i forhold til det omgivende miljø.

Til venstre ses en række forslag til, hvorledes de supplerende bygninger kan tilføjes til depotet.