Analyse, inform and activate

LAKA

Analyseren, informeren, en activeren

Stichting Laka: Documentatie- en onderzoekscentrum kernenergie

De Laka-bibliotheek

Dit is een pdf van één van de publicaties in de bibliotheek van Stichting Laka, het in Amsterdam gevestigde documentatie- en onderzoekscentrum kernenergie.

Laka heeft een bibliotheek met ongeveer 8000 boeken (waarvan een gedeelte dus ook als pdf), duizenden kranten- en tijdschriften-artikelen, honderden tijdschriftentitels, posters, video's en ander beeldmateriaal. Laka digitaliseert (oude) tijdschriften en boeken uit de internationale antikernenergie-beweging.

De catalogus van de Laka-bibliotheek staat op onze site. De collectie bevat een grote verzameling gedigitaliseerde tijdschriften uit de Nederlandse antikernenergie-beweging en een verzameling video's.

Laka speelt met oa. haar informatie-voorziening een belangrijke rol in de Nederlandse anti-kernenergiebeweging.

The Laka-library

This is a PDF from one of the publications from the library of the Laka Foundation; the Amsterdam-based documentation and research centre on nuclear energy.

The Laka library consists of about 8,000 books (of which a part is available as PDF), thousands of newspaper clippings, hundreds of magazines, posters, video's and other material.
Laka digitizes books and magazines from the international movement against nuclear power.

The catalogue of the Laka-library can be found at our website. The collection also contains a large number of digitized magazines from the Dutch anti-nuclear power movement and a video-section.

Laka plays with, amongst others things, its information services, an important role in the Dutch anti-nuclear movement.

Appreciate our work? Feel free to make a small donation. Thank you.

www.laka.org | info@laka.org | Ketelhuisplein 43, 1054 RD Amsterdam | 020-6168294

INTERDEPARTEMENTALE COMMISSIE VOOR DE KERNENERGIE
(I.C.K.)

Sub-Commissie Radioactieve Afvalstoffen.

Radioactieve Afvalstoffen in Nederland bij een vermogen aan Kernenergiecentrales van 3500 MWe.

Collectief Studiefonds Laka
www.laka.org
Gedigitaliseerd 2015

Leidschendam, augustus 1975.

Inhoudsopgave.

		pagina
Inleiding.		1
Hoofdstuk I.	Beschrijving van de splijtstofcyclus in Nederland	1 - 3
Hoofdstuk II.	Karakteristieken en classificatie van radioactieve afvalstoffen	3 - 9
Hoofdstuk III.	Het transport van radioactief afval	10
Hoofdstuk IV.	Storten van radioactief afval in de Oceaan	10 - 14
Hoofdstuk V.	Tijdelijke opslag in Nederland	14 - 21
Hoofdstuk VI.	Tijdelijke opslag van KSA in Nederland	21 - 22
Hoofdstuk VII.	Definitieve opslag van radioactieve stoffen in Nederland	22 - 32
Hoofdstuk VIII.	Juridische en economische aspecten	32 - 35
Hoofdstuk IX.	Samenvatting en conclusies	35 - 36
Bijlage	Veiligheidsanalyse voor ondergronds in een zoutkoepel opbergen van radioactief vast afval.	

Collectie Stichting Laka
www.laka.org
Gedigitaliseerd 2015

RADIOACTIEVE AFVALSTOFFEN IN NEDERLAND BIJ EEN VERMOGEN AAN KERNENERGIECENTRALES VAN 3500 MWe.

Inleiding.

Het rapport is opgesteld in het kader van de in de Energienota genoemde studies. Dientengevolge worden alleen de gevolgen behandeld van de installatie van een vermogen aan kernenergiecentrales van 3500 MWe in de jaren 1975-1985. Daar waar het voor een goed begrip van zaken nodig is, wordt radioactief afval afkomstig van andere bronnen besproken.

In overleg met de Voorzitter van de betrokken Gezondheidsraad-Commissie en de Voorzitter van de Commissie Reactorveiligheid werd het door het onderhavige rapport bestreken terrein verder gedefiniëerd als volgt:

In dit rapport blijven buiten beschouwing de radioactieve afvalstoffen welke in water of lucht worden geloosd door een kernenergiecentrale bij normaal bedrijf. Deze lozingen en hun effecten zullen worden behandeld door de Gezondheidsraad. Hetzelfde geldt voor lozingen die de normale te boven gaan, als gevolg van een meer of minder ernstige bedrijfsstoring in een centrale.
Ten slotte is eveneens buiten beschouwing gelaten het ontmantelen van een buiten bedrijf gestelde centrale, daar dit onderwerp wordt behandeld door de Commissie Reactorveiligheid.

HOOFDSTUK I. Beschrijving van de splijtstofcyclus in Nederland.

De hieronder volgende beschrijving heeft ten doel de plaatsen te identificeren waar radioactief afval ontstaat. De andere aspecten van de splijtstofcyclus zullen in de andere eerdergenoemde rapporten worden verwerkt.
De volgende stadia kunnen worden onderscheiden:

a) winning van uraniumerts vindt in Nederland niet plaats, evenmin als verdere verwerking van uraniumertsen;
b) verrijking van natuurlijk uranium vindt in Nederland plaats en wel volgens de ultra-centrifuge methode. Voorzover thans kan worden overzien zal de capaciteit in de eerstkomende jaren worden uitgebreid tot 250 ton scheidingsarbeid per jaar. Voorts is het

niet uitgesloten dat de capaciteit in de periode tot 1985 zal worden uitgebreid tot enige duizenden tonnen per jaar;

c) de vervaardiging van splijtstofelementen bevindt zich in Nederland nog in de experimentele fase (het z.g. Vibrasolprocédé). Er dient rekening te worden gehouden met de mogelijkheid dat deze fabricage, inclusief chemische conversie in de komende tien jaren wel op industriële schaal zal gaan plaats vinden;

d) het volgende stadium in de splijtstofcyclus is het aanwenden van de splijtstofelementen in een kernreactor. Dit gebeurt in Nederland en zal - al of niet op grotere schaal - blijven voortgaan;

e) opwerking van bestraalde splijtstofelementen vindt niet in Nederland plaats. Opwerkingsfabrieken bevinden zich thans in Dounray (Schotland), Windscale (Engeland) en La Hague (Frankrijk). De opwerkingsfabriek Eurochemie in Mol (België) heeft de werkzaamheden beëindigd. In Nederland bestaan geen plannen voor de bouw van een opwerkingsfabriek. Het moet ook zeer onwaarschijnlijk worden geacht dat in het door dit rapport bestreken tijdvak een dergelijke fabriek zou worden opgericht. Voornamelijk is dit omdat bij een geïnstalleerd vermogen van 3500 MWe het aanbod van op te werken splijtstof uit Nederland veel te klein is om een opwerkingsfabriek tegen enigszins redelijke prijzen te laten werken, althans te laten werken voor een zodanige prijs dat het terugwinnen van de nog niet verbruikte splijtstoffen lonend is tegenover de aanschaf van nieuwe splijtstof. Dit betekent echter niet dat het bij de opwerking ontstane afval in dit rapport geheel en al buiten beschouwing kan blijven. Er zijn nl. maar een beperkt aantal opwerkingsfabrieken. De capaciteit van deze fabrieken voor langdurige opslag van afval is uiteraard niet ongelimiteerd. Hieruit volgt dat rekening moet worden gehouden met de mogelijkheid dat na verloop van tijd de opwerkingsfabrieken niet alleen de gezuiverde splijtstof maar ook het opwerkingsafval zullen terugzenden. Het gevolg daarvan zou zijn dat ook dit radioactief afval in Nederland zou moeten worden opgeslagen.
Het feit dat in korte tijd vrijwel alle Europese landen grote bouwprogramma's voor kernenergiecentrales hebben aangekondigd, is een van de redenen dat het waarschijnlijk moet worden geacht dat de uitbreiding van de opwerkingscapaciteit gedurende enige tijd zal achterblijven bij de bouw van nieuwe kernenergiecentrales.

Dit kan tot gevolg hebben dat een wachtlijst ontstaat voor de opwerking en dientengevolge de bestraalde splijtstofelementen langer dan tot nu toe gebruikelijk is, zullen moeten worden opgeslagen. Deze opslag kan plaats vinden hetzij bij de kerncentrales, hetzij bij de opwerkingsfabrieken.
Deze aspecten zullen worden uitgewerkt door de Commissie Reactorveiligheid.
Nog een andere variant is het niet noodgedwongen, doch welbewust afzien van opwerking, althans gedurende langere tijd. In Canada neemt men dit standpunt om economische redenen in.
Dit stelsel maakt het noodzakelijk dat men een ruime capaciteit heeft voor de opslag en voorts dat men het uranium dat zich in de splijtstofelementen bevindt - en waarvan nog maar een klein gedeelte verspleten is - niet onmiddellijk meer nodig heeft; m.a.w. dat men (zoals in Canada het geval is) een ruime aanvoer heeft van nieuwe splijtstof. Een voordeel van deze methode is dat na opslag b.v. gedurende enige tientallen jaren de totale activiteit van de splijtingsprodukten (het afval) sterk is teruggelopen. Deze langdurig opgeslagen splijtstofelementen zijn echter geen afval, doch waardevol materiaal en vallen derhalve buiten dit rapport;

f) tussen de verschillende fasen van de splijtstofcyclus heeft telkens transport plaats, ook van radioactieve afvalstoffen.

Uit het bovenstaand overzicht vloeit voort dat in Nederland rekening moet worden gehouden met het ontstaan van radioactieve afvalstoffen als bedoeld in dit rapport, in de volgende fasen van de splijtstofcyclus:

a) verrijking;
b) fabricage van splijtstofelementen;
c) het bedrijf van de kernreactor;
d) na de opwerking (eventueel).

In de volgende hoofdstukken zal een en ander nader worden uitgewerkt.

HOOFDSTUK II. Karakteristieken en classificatie van radioactieve afvalstoffen.

Radioactief afval onderscheidt zich wezenlijk van ander, meestal als chemisch, aangeduid afval. De door verschillende radionucliden uitgezonden ioniserende straling kan schade veroorzaken bij mensen,dieren, planten en goederen. Daar op grond van de fysische wetten de radioactiviteit afneemt en dientengevolge ook de straling, betekent dit dat het probleem eindig is en dat

na verloop van tijd (welke voor sommige radionucliden zeer lang kan zijn) de radioactiviteit is teruggelopen tot een peil waarbij geen sprake meer is van gevaar.
Tegen deze achtergrond kan vervolgens worden bezien welke radioactieve afvalstoffen de in Hoofdstuk I genoemde plaatsen opleveren.

a) De verrijking van splijtstof.

De verrijking van splijtstof houdt in dat men het gehalte aan 235 U in natuurlijk uranium opvoert. Het natuurlijke gehalte is 0,7%.
In Nederland vindt de verrijking plaats tot maximaal 5%. Een zeer klein deel van het uranium gaat tijdens de verwerking verloren en komt terecht in spoelwater, luchtfilters enz. Voorzover dit niet geloosd mag worden is het afval. Het gaat hierbij om hoeveelheden van ca. 100 kg uranium per jaar en per 1000 ton scheidingsarbeid, of in volume ca. 18 m^3.
Uit het voorgaande zal het duidelijk zijn dat tegenover de hoeveelheid verrijkt uranium een veel grotere hoeveelheid verarmd uranium staat. Het verarmd uranium is, behalve voor gebruik in kweekreactoren, niet bruikbaar als brandstof in kernreactoren. Het moet dus hetzij andere toepassingen vinden, hetzij voorlopig als afval worden beschouwd.
Als andere toepassingen kunnen worden genoemd: keramische toepassingen, toepassing als katalysator, als ballast en ook voor afscherming van ioniserende stralen. Bij dit gebruik concureert uranium met andere materialen en dientengevolge wordt de omvang van het gebruik sterk beïnvloed door de prijs. Het is dus niet uitgesloten dat het verrijkingsprocédé als nevenresultaat een hoeveelheid verarmd uranium oplevert die voor andere doeleinden geen toepassing meer vindt en dus moet worden beschouwd als radioactief afval. Bij een produktie van 1000 ton scheidingsarbeid per jaar ontstaat 2200 ton verarmd uranium in vorm van UF_6. Voor de verpakking zijn 1850 vaten nodig. Daar het echter geenszins zeker is of dit verarmd uranium als afval zal moeten worden beschouwd, wordt in dit rapport niet nader ingegaan op verarmd uranium als afvalstof.

b) Fabricage van splijtstofelementen.

Bij de fabricage van splijtstofelementen wordt alleen verrijkt uranium gebruikt. Ook bij dit
procédé zullen zeer kleine hoeveelheden radioactief afval ontstaan in de vorm van chemische precipitaten en op luchtfilters.

Voor de radiotoxiciteit maakt de omstandigheid dat het uranium verrijkt is, geen wezenlijk verschil. Indien men uitgaat van de economisch verantwoorde verwerkingscapaciteit van 200 ton splijtstof, zal jaarlijks aan vast afval 125 ton met uranium verontreinigd CaF_2 (calciumfluoride) geproduceerd worden. Dit heeft een volume van 40 m^3; de radioactiviteit bedraagt 0,01 microcurie per gram. Voorts zal nog per jaar 10 m^3 afval ontstaan in de vorm van verontreinigde beschermende kleding, schoonmaak materiaal e.d.

c) Het bedrijven van een kernreactor.

Bij het bedrijven van een kernenergiecentrale ontstaat radioactief afval op verschillende plaatsen binnen de centrale. Voor de verdere beschrijving wordt uitgegaan van het thans overwegend in gebruik zijnde type, de lichtwaterreactor.
De tengevolge van het kernsplijtingsproces ontstane radioactieve splijtingsprodukten blijven in principe opgesloten in het splijtstofelement en worden daaruit eerst verwijderd in een opwerkingsfabriek. Omdat echter niet alle splijtstofelementen altijd volkomen hermetisch gesloten blijven, heeft een beperkte lekkage plaats. Deze afvalstoffen zijn gasvormig of vluchtig en worden in het reactorsysteem via filters naar de buitenlucht geleid, en wel op zodanige wijze dat de voor de reactor gestelde lozingsnormen niet worden overschreden. Dit heeft tot gevolg dat de filters na verloop van tijd moeten worden vernieuwd en zelf beschouwd moeten worden als radioactieve afvalstoffen.
Een andere wijze van ontstaan van radioactieve afvalstoffen is de activering van materialen als gevolg van de in de reactorkern optredende neutronenstraling.
Dit zijn allereerst de zich in het water van het primaire systeem bevindende corrosieprodukten. Het water in het primaire systeem wordt continu gereinigd, zodat de geactiveerde corrosieprodukten zich hechten aan ionenwisselaars en op filters, die na gebruik vaste radioactieve afvalstoffen vormen. Het eveneens in het water via een boriumreactie ontstane tritium wordt in dit rapport niet behandeld, omdat dit tritium wordt geloosd volgens voor de reactor bij de vergunning gestelde normen. Voorts moeten geactiveerde delen van regelstaven e.d. zodra zij vervangen zijn als radioactief afval worden beschouwd.
De residuen van indampinstallaties zijn half-vaste substanties die door menging met bitumen of cement dan wel met behulp van plastics ter plaatse in vaste vorm worden gebracht.

Ten slotte moet nog worden opgemerkt dat in een kernenergiecentrale een laboratorium voor het verrichten van allerlei bepalingen van radioactiviteit onmisbaar is, zodat ook dit laboratorium kleine hoeveelheden radioactieve afvalstoffen oplevert, eveneens in de vorm van precipitaten, gebruikte filters en hulpmiddelen die met radioactiviteit besmet zijn.
Uit dit alles blijkt dat de radioactieve afvalstoffen die uit een kernenergiecentrale moeten worden afgevoerd in vaste vorm zijn gebracht. Voor wat betreft de opwerking van splijtstoffen is reeds opgemerkt dat in Nederland rekening moet worden gehouden met opslag van bestraalde splijtstofelementen over een periode die langer is dan tot nu toe als gebruikelijk wordt beschouwd, als gevolg van een tijdelijk tekort aan opwerkingscapaciteit bij de in het buitenland gelegen opwerkingsfabrieken. Deze opslag is niet van andere aard dan de gebruikelijke en wordt behandeld door de Commissie Reactorveiligheid.
Het opwerken van bestraalde splijtstof, ten behoeve van kernenergiecentrales geschiedt tot nu toe uit economische overwegingen om een optimaal gebruik van het splijtbaar materiaal te verkrijgen. Een ander motief zou kunnen zijn om de - evenals bij andere brandstoffen - eindige voorraad uranium zo veel mogelijk te benutten. Zou men in de toekomst van opwerking van splijtstofelementen afzien dan zouden de bestraalde elementen in hun geheel als radioactieve afvalstoffen moeten worden beschouwd. Een tijdelijke opslag van ca. tien jaren zou dan nodig zijn om een groot deel van de radioactieve splijtingsprodukten met een korte halveringstijd te doen vervallen. Vervolgens zouden de splijtstofelementen in een zodanige vorm moeten worden gebracht dat zij voor een meer permanente opslag geschikt zijn. Tot deze mogelijkheden behoort opneming in een metaalmatrix.

Het hierboven gegeven overzicht gaat uit van de fasen van de splijtstofcyclus waarin radioactieve afvalstoffen ontstaan. Voor de beantwoording van de vraag op welke wijze men dat afval kan behandelen is een andere indeling meer geëigend en wel volgens de eigenschappen van het radioactieve afval. Over dit soort indeling bestaat geen over de gehele wereld éénvormig toegepast systeem. Hieronder wordt de door het International Atomic Energy Agency (I.A.E.A.) aanbevolen (en meest gebruikelijke) indeling gevolgd voor vast radioactief afval.

De eveneens door de I.A.E.A. voorgestelde indeling van gasvormig en vloeibaar afval wordt niet weergegeven omdat, zoals reeds werd geconstateerd, voor het kader van dit rapport alleen vaste radioactieve afvalstoffen van belang zijn.

I.A.E.A.-indeling vast radioactief afval.

Categorie 1: bevattend bèta en gamma stralen uitzendende stoffen met eventueel een te verwaarlozen hoeveelheid alphastralers met een stralingsdosis aan het oppervlak van het afvalcollo van minder dan 200 mR per uur;

Categorie 2: als categorie 1, met dien verstande dat de stralingsdosis aan de oppervlakte van het afvalcollo meer bedraagt dan 200 mR per uur, doch niet meer dan 2 R per uur;

Categorie 3: als 1, met dien verstande dat de stralingsdosis aan de oppervlakte van het afvalcollo meer bedraagt dan 2 R per uur;

Categorie 4: bevattend meer dan te verwaarlozen hoeveelheden alphadeeltjes uitzendende stoffen.

In dit rapport zullen bovengenoemde categorieën verder worden aangeduid als resp. LAVA (laag actief vast afval), MAVA (middel actief vast afval), HAVA (hoog actief vast afval), en KSA (kernsplijtingsafval).

Na de analyse van de splijtstofcyclus en de gegeven classificatie is het mogelijk over te gaan tot een kwantificering van het radioactief afval dat zou ontstaan bij een vermogen van 3500 MW aan kernenergiecentrales in Nederland.

De hoeveelheden afval zijn enigermate afhankelijk van het type reactor. De bestaande kernenergiecentrales te Dodewaard en te Borssele zijn beide lichtwaterreactoren doch van verschillend type. Voor de hieronder volgende prognose wordt er van uitgegaan dat de nieuw te bouwen kernenergiecentrales eveneens lichtwaterreactoren zullen bezigen.

LAVA. De hoeveelheid LAVA die per reactor ontstaat is maar in geringe mate afhankelijk van het type reactor, zodat de keuze van het type geen wezenlijk verschil maakt voor de prognose.

In de LAVA-categorie vallen dan materialen als gebruikt (filtreer) papier, laboratorium glaswerk, gereedschappen waarop zich radioactieve besmetting bevindt, gebruikte beschermende kleding, plastic folie en sommige filters.

De Dodewaard centrale levert per jaar rond 30 m^3 LAVA op (in vóórgeperste toestand); de Borssele centrale rond 40 m^3 vóórgeperst afval en 20 m^3 aan luchtfilters, in totaal rond 60 m^3 per jaar.
Op grond van de ook in het buitenland opgedane praktijkervaring kan men voor een kernenergiecentrale met een vermogen van 1000 MW derhalve uitgaan van een volume LAVA van 300 m^3 in niet geperste toestand.
Voor een totaal vermogen van 3500 MW leidt dit tot een te verwachten hoeveelheid LAVA (in samengeperste toestand) van 200 à 300 m^3 per jaar.
Het MAVA dat in een kernenergiecentrale ontstaat bestaat uit afgewerkte harsen, uit ionenwisselaars, uitgezonderd die uit het primaire systeem, indampresiduen e.d. Verder kunnen tot deze categorie behoren appendages of systeemonderdelen die om één of andere reden moeten worden vervangen.
De totale hoeveelheid is afhankelijk van het type reactor, doch ook van de omvang van de circuits en de mate waarin corrosie in het primaire systeem optreedt. Eveneens is van invloed in welke mate radioactieve splijtingsprodukten uit de splijtstofelementen in het primaire circuit geraken.
Op grond van de in Nederland opgedane bedrijfservaring met de bestaande reactoren en mede gelet op ervaringen in het buitenland kan men de te verwachten hoeveelheid MAVA bij een geïnstalleerd vermogen van 3500 MW stellen op 50 - 75 m^3 per jaar, met inbegrip van de genoemde appendages etc.
Tot het HAVA moeten worden gerekend de harsen uit het primaire systeem, een deel van de filters, houders van splijtstofelementen, gebruikte regelstaven en kerninstrumentaria. Bij een pas in gebruik genomen nieuwe reactor, dus eenmalig, bovendien de tijdelijk gebruikte absorptieplaten of -staven.
De hoeveelheid HAVA is in nog sterkere mate dan bij MAVA het geval is afhankelijk van het type reactor en de mate waarin corrosie optreedt dan wel radioactieve splijtingsprodukten in het primaire circuit geraken.
De hoeveelheid HAVA bij een geïnstalleerd nucleair vermogen van 3500 MW kan gesteld worden op 30 - 50 m^3 per jaar.
Het KSA dat ontstaat binnen de splijtstofelementen blijft, zoals reeds gezegd, niet in Nederland.

Tengevolge van de reeds eerder genoemde factoren verdient het toch een nadere bespreking in dit rapport. Wederom op grond van de in binnen- en buitenland opgedane ervaringscijfers mag men uitgaan van 900 kg KSA per 1000 MW per jaar. Voor 3500 MW levert dit (afgerond) op 3200 kg per jaar. Van deze hoeveelheid bestaat bij de huidige opwerkingsmethodes ten hoogste 3% uit de zeer lang levende actiniden, zoals neptunium, plutonium en americium, hetgeen in gewicht betekent ca. 90 kg.
Om het KSA in een hanteerbare, doch moeilijk verspreidbare vaste vorm te brengen worden thans reeds glasvormende stoffen toegevoegd. Dit procédé resulteert in glasblokken die het afval bevatten. De totale hoeveelheid materiaal vermeerdert uiteraard door deze bewerking en wel zodanig dat uit 3200 kg KSA circa 22 ton aan glasblokken ontstaat, met een volume van ongeveer 9 m^3. Voor het in vaste vorm brengen kan ook een andere matrix dan glas worden gebruikt, doch dit maakt voor de totale hoeveelheid maar weinig verschil ten opzichte van glas.

d) Samenvatting.

Uit het voorgaande volgt dat de gehele splijtstofcyclus, voorzover deze zich in Nederland afspeelt, de volgende hoeveelheden radioactieve afvalstoffen per jaar zal opleveren indien het vermogen aan kernenergiecentrales zou worden uitgebreid tot 3500 MW, de verrijkingscapaciteit zou worden opgevoerd en ook de fabricage van splijtstofelementen op industriële schaal zou plaats hebben.

LAVA	Verrijking van uranium (per 1000 ton scheidingsarbeid)	18 m^3
	fabricage van splijtstofelementen	50 m^3
	kerncentrales	2 — 300 m^3.
	De verwerking van radioactief afval levert zelf ook een kleine hoeveelheid afval op in de vorm van verontreinigde beschermende kleding e.d.	
	Deze hoeveelheid kan worden geschat op	10 m^3
MAVA	kernenergiecentrales	50-75 m^3
HAVA	kernenergiecentrales	30-50 m^3
KSA	na opwerking in glasblokken	9 m^3.

HOOFDSTUK III. Het transport van radioactief afval.

Het transport van radioactief afval is - behoudens enige hierna genoemde bijzondere regelingen - gebonden aan de wettelijke regels die gelden voor elk vervoer van radioactieve stoffen. De regelingen op dit gebied zijn internationaal vrijwel volkomen gelijkluidend. Zij gaan terug op de "I.A.E.A.-Regulations for the safe transport of radioactive materials".Deze "regulations" zijn voor het vervoer per spoorweg, over de weg en over de binnenwateren nader uitgewerkt in de zg. Bernse Verdragen nl.:

- Reglement international concernant le Transport des marchandises dangereuses, bijlage 1 van het spoorwegverdrag, afkorting R.I.D.;
- Accord Européen relative au Transport International des marchandises dangereuses par route (A.D.R.);
- Accord Européen relative au Transport des marchandises dangereuses par voie de navigation interieure (A.D.N.).

Voor Nederland is de inhoud van genoemde verdragen opgenomen in:

- Reglement voor het vervoer over de spoorweg van gevaarlijke stoffen (Bijlage 1 bij Stb.1966, 556) (V.S.G.);
- Bepalingen betreffende het vervoer over land van gevaarlijke stoffen (Bijlage 1 bij Stb.1968, 207), (V.L.G.);
- Bepalingen betreffende het vervoer over de binnenwateren van gevaarlijke stoffen (Bijlage 11 bij Stb.1971, 778) (V.B.G.).

Deze regelingen stellen gedetailleerde en stringente regelen aan de hoeveelheid en activiteit per collo en aan de verpakking van het collo. Voorts worden regels gegeven over de wijze van laden in het vervoermiddel enz. en over doseringssnelheden per collo en per vervoermiddel. Deze regelingen hebben in een lange praktijk hun doelmatigheid bewezen.

Een risico-analyse van het transport zal worden opgenomen in het rapport van de Commissie Reactorveiligheid.

HOOFDSTUK IV. Storten van radioactief afval in de Oceaan.

Uit het voorgaande volgt dat voor het radioactief afval in de LAVA-categorie en ten dele in de MAVA-categorie geldt, dat er een relatief geringe activiteit van niet zeer lang levende nucliden is samengebracht in een relatief groot volume na betonnering of bitumisering. Deze omstandigheid heeft reeds in het begin van de zestiger jaren het denkbeeld doen ontstaan om dit afval in de omhulling op de zeebodem en op grote diepte te storten.

Door enige landen werd dit ook op kleine schaal reeds toegepast. Deze situatie leidde tot internationaal overleg dat in het kader van het International Atomic Energy Agency (I.A.E.A.) tot stand kwam.
Verder overleg vond plaats in het kader van het European Nuclear Energy Agency (E.N.E.A.) welke organisatie een onderdeel is van de OESO en thans heet het Nuclear Energy Agency (N.E.A.).
De eerste stap was het in oktober 1965 bijeenroepen van een groep deskundigen uit de lidstaten. Alle beschikbare wetenschappelijke informatie en de praktische ervaringen opgedaan door die landen die reeds in de diepe zee hadden gestort stond ter beschikking van deze groep.Op grond van al deze gegevens werd een risico-analyse opgesteld, welke concludeerde dat onder bepaalde voorwaarden - waarover hieronder meer - het storten in diepe zee een alleszins verantwoorde wijze is om zich te ontdoen van bepaalde soorten radioactief afval.
De zojuist genoemde analyse werd nogmaals kritisch bezien door het Public Health Committee van de N.E.A. dat de conclusies onderschreef.
Vervolgens zijn sinds 1967 elk jaar door een aantal landen, lidstaten van de N.E.A., gemeenschappelijke stortingsoperaties uitgevoerd volgens de in N.E.A.-verband overeengekomen regels.
Over elke stortingsoperatie is uitvoerig gerapporteerd, elke operatie werd zorgvuldig geanalyseerd en geëvalueerd. Er werd niet volstaan met rapportage enz. In 1966 en 1968 voerde het Duitse oceanografische onderzoekschip de "Meteor" metingen uit aan een reeks watermonsters genomen op verschillende diepten. De eerste maal werden deze metingen verricht in het oceaangebied dat voor een stortingsoperatie was uitgekozen vóórdat de operatie plaats vond. De tweede serie metingen werd uitgevoerd enige maanden nà de storting. De meetresultaten vertoonden geen significante verschillen. Bij een volgende dumping werd een andere methode gevolgd. Tijdens de operatie werden met behulp van een onderwatercamera de vaten op hun weg naar de bodem gevolgd en op de bodem geïnspecteerd. De vaten bleken intact te zijn gebleven.
In 1972 verzocht het Steering Committee (Bestuurscommissie) van de N.E.A. aan het Radiation Protection and Public Health Committee nog eens een complete risico-analyse uit te voeren en daarbij de wetenschappelijke informaties be[illegible]baar gekomen na 1965 en alle sindsdien opgedane ervaringen tijdens o[illegible]raties, te betrekken. Volgens dezelfde werkwijze als dit eerder was gebeurd werd deze analyse uitgevoerd.
De conclusies van de eerste analyse werden bevestigd.

De opgedane ervaring maakte het bovendien mogelijk een inmiddels door alle lidstaten aanvaarde richtlijn op te stellen omtrent de eisen waaraan de verpakking van de radioactieve afvalstoffen moet voldoen.

Om dit historisch overzicht te completeren volgt hieronder een opgave van hetgeen in de verschillende operaties door Nederland werd gestort. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit afval niet alleen, zelfs niet grotendeels, afkomstig was van kernenergiecentrales. Het meeste afval was afkomstig van isotopenlaboratoria in ziekenhuizen, instellingen van wetenschappelijk onderzoek en industriële laboratoria.

	aantal vaten	bruto gewicht in tonnen	activiteit in Curie	
			alpha	bèta/gamma
1967	501	207	0,07	2
1969	751	303	0,2	27
1971	931	360	0,03	20
1972	1515	622	23,3	55,3
1973	1579	662	34	48
1974	1189	501	1	567

Uit het voorgaande kan reeds afgeleid worden dat de uitvoering van een stortingsoperatie in de oceaan een complexe operatie is, waarbij met vele aspecten rekening wordt gehouden. Op de verschillende stadia zal hieronder nader worden ingegaan.

De voorbereiding voor de operatie begint met het verpakken van de radioactieve afvalstoffen. De voorschriften, die met betrekking tot de dumpingsoperatie in acht moeten worden genomen zijn neergelegd in:

a) Guidelines for Sea disposal packages of radioactive Waste - OECD/N.E.A., Paris, November 1974;
b) Annexes II en III of Radioactive Waste Disposal Operation into the Atlantic, 1967 - OECD/N.E.A., Paris, September 1968.

Naast de reeds geschetste internationale activiteiten moeten ook nog worden genoemd de Verdragen van Oslo en van Londen waarin ook aandacht is geschonken aan het storten van radioactieve afvalstoffen in de oceaan. In samenwerking met de I.A.E.A. werd een limiet gesteld aan hetgeen gestort mag worden.

Deze limiet luidt:

- 100.000 ton per jaar voor iedere dumpplaats, met een maximale activiteit van:

a. 10 Curie per ton voor alpha straling uitzendende radioactieve afvalstoffen met een halveringstijd van meer dan 50 jaren, met dien verstande dat aan ^{226}Ra niet meer dan in totaal 100 Curie per jaar op enige dumpplaats mag worden gestort;

b. 1000 Curie per ton voor bèta en gamma straling uitzendende radioactieve afvalstoffen (met uitzondering van tritium), met dien verstande dat voor ^{90}Sr en ^{137}Cs een speciale limiet geldt van 100 Curie per ton;

c. 1.000.000 Curie tritium per ton.

De hierin genoemde concentraties zijn gemiddelde concentraties en dienen vastgesteld te worden over een bruto gewicht van maximaal 100 ton. Hetgeen tot nu toe in N.E.A.-verband in de oceaan werd gestort ligt zeer ver onder deze limiet. Er bestaat derhalve geen verdragsverplichting die zich tegen voortzetting van de stortingsoperatie op de tot nu toe gebruikelijke wijze verzet.

Een vergelijking met de reeds genoemde hoeveelheden LAVA en MAVA dat ontstaat bij een geïnstalleerd nucleair vermogen van 3500 MW levert op dat al het LAVA en MAVA afkomstig van die centrales in de oceaan zou mogen worden gestort. Hetzelfde geldt wellicht ook nog voor een deel van het HAVA (afhankelijk van de samenstelling).

Het feit dat geen bepalingen zich tegen de beschreven stortingen verzetten wil echter nog niet zeggen dat er een verplichting bestaat om deze methode toe te passen. Daarom dient ook aandacht te worden geschonken aan alternatieven voor het storten in zee.

Indien niet in zee wordt gestort blijft slechts één mogelijkheid over, nl. opslag op land. Daarbij bestaat er weer keuze uit twee mogelijkheden:

opbergen op geringe diepte of opbergen op grote diepte.

Begraven op geringe diepte is een methode die op grote schaal wordt toegepast in de U.S.A. en in de U.S.S.R. In West Europa wordt deze methode op beperkte schaal toegepast in Engeland.

Op al deze plaatsen is een bodemconstellatie aanwezig die verhindert, c.q. het zeer onwaarschijnlijk maakt, dat uit de omhulling gerakende radionucliden in aanraking komen met het grondwater.

Vergelijkbare bodemcondities komen in Nederland praktisch niet voor, zodat in het kader van dit rapport een uitvoerige bespreking van de hierbij aangelegde criteria achterwege kan blijven.
Er is theoretisch slechts één mogelijkheid om radioactieve afvalstoffen ondiep te begraven. Dit zou in de bodem van een kunstmatig eiland in de Noordzee zijn. Ervaring met een dergelijke methode is er niet. Een risico-analyse volgens de voor dit soort analyses gebruikelijke methodiek is eveneens nog nimmer gemaakt en zou nog een langdurige studie vereisen. Zonder de mogelijkheid te willen uitsluiten dat een kunstmatig eiland een mogelijke oplossing zou zijn, dient geconstateerd te worden dat dit bij gebrek aan gegevens voorals nog niet beoordeeld kan worden.
De mogelijkheden voor opslag in dieper gelegen geologische formaties worden hierna behandeld in Hoofdstuk VII, tegelijk met de mogelijkheden voor opslag op deze wijze voor MAVA.

HOOFDSTUK V. Tijdelijke opslag in Nederland.

In vorige hoofdstukken is reeds een beschrijving gegeven van de plaatsen waar en de hoeveelheden radioactieve afvalstoffen welke in een kernenergiecentrale ontstaan.
Tussen het ontstaan van die afvalstoffen en het tijdstip waarop definitieve opslag (welke besproken wordt in Hoofdstuk VII) plaats vindt, ligt een fase die hier zal worden aangeduid als "tijdelijke opslag". In deze fase moeten de volgende handelingen worden verricht:

a) het in vaste vorm brengen van het afval;
b) het in geschikte vorm brengen voor transport;
c) het - zonodig - brengen in een vorm, geschikt voor definitieve opslag;
d) opslag totdat afvoer naar definitieve opslag plaats vindt.

1. Organisatorische aspecten.

Omdat de radioactieve afvalstoffen in de kernenergiecentrale ontstaan zal althans een deel van de bovengenoemde handelingen binnen het bedrijf van de kernenergiecentrale moeten plaats vinden. Het zou in principe mogelijk zijn alle genoemde handelingen binnen het terrein van een kernenergiecentrale te doen verrichten, uiteraard gereguleerd door aan de vergunning te verbinden voorschriften.

Er zijn echter ook andere mogelijkheden.
Alvorens op een en ander nader in te gaan verdient het aanbeveling de verwijdering van radioactieve afvalstoffen zoals deze tot dusverre plaats vindt in beschouwing te nemen.

Radioactieve afvalstoffen ontstaan niet alleen in kernreactoren, doch ook op vele andere plaatsen waar radioactieve stoffen worden toegepast (zie Hoofdstuk IV). Tot dusverre is de situatie dat LAVA zelfs grotendeels op die andere plaatsen ontstaat.
In grote trekken geschiedt het volgende. In elk laboratorium wordt het daar ontstane radioactieve afval verzameld in standaardvaten (inhoud 60 l.). Deze vaten worden afgevoerd via een erkende ophaaldienst voor radioactieve afvalstoffen. Als zodanig fungeert het Reactor Centrum Nederland, dat bij beschikking van 9 april 1970/nr, 202640 (St.ort.nr.75.20.4'70) als zodanig is aangewezen. Het R.C.N. verzorgt dan de hierboven onder a - d opgenoemde handelingen.T.a.v. de bestaande kernenergiecentrales liggen de zaken tot dusverre anders. De handelingen a-d vinden bij de centrale plaats,echter met uitzondering van c.hetgeen gedeeltelijk door het RCN wordt verricht,dat tevens het transport verzorgt vanaf de centrale, bv. naar het schip dat de storting in de Atlantische Oceaan uitvoert.
Wat betreft de eerst-genoemde radioactieve afvalstoffen uit laboratoria i.d. dient niet uit het oog te worden verloren dat ook,indien het nucleaire vermogen voor electriciteitsopwekking wordt opgevoerd tot 3500 MW, deze afvalstoffen in hoeveelheid LAVA nog steeds ongeveer de helft vormen van de totale hoeveelheid LAVA die dus jaarlijks in Nederland zou ontstaan.
Het fungeren van het R.C.N. als erkende ophaaldienst voor radioactieve afvalstoffen is begrijpelijk omdat lange tijd het R.C.N. de enige instelling in Nederland is geweest die over de benodigde kennis, technische uitrusting en ruimte beschikte. Dientengevolge is bij het R.C.N. ook in ruime mate ervaring opgedaan met het behandelen van radioactieve afvalstoffen.
Tegen deze achtergrond dient thans te worden bezien welke mogelijkheden aanwezig zijn met betrekking tot de tijdelijke opslag van de radioactieve afvalstoffen welke zouden ontstaan indien drie grote kernenergiecentrales zouden worden gebouwd.
In de eerste plaats valt te denken aan voortzetting van de bestaande praktijk waarbij in principe alle afval bij de centrale blijft tot dat het voor definitieve opslag wordt afgevoerd door de zorg van het R.C.N.

Elke centrale zou in deze constructie moeten beschikken over installaties en deskundig personeel om de reeds genoemde handelingen a - d te verrichten. Dat betekent dat op vijf plaatsen in het land deze handelingen zouden moeten worden verricht. Daar in deze constructie het R.C.N. belast zou blijven met de definitieve opslag,zou een voorwaarde zijn dat het afval zich in een voor definitieve opslag geschikte vorm bevindt.
Het R.C.N. zou een aanzienlijke taakverzwaring krijgen omdat de hoeveelheden afvalstoffen belangrijk zouden toenemen. De overheid zou in de vergunningsvoorschriften voor elke centrale aandacht moeten schenken aan de afvalbehandeling en gedetailleerd moeten voorschrijven op welke wijze behandeling en opslag moet plaats vinden. Hierbij zou niet uit het oog moeten worden verloren dat, gezien de taak van het R.C.N. geregeld overleg met deze instelling nodig is, omdat het R.C.N. zijn taak niet kan verrichten als het afval niet in geschikte vorm is gebracht, dan wel deze taak verzwaard ziet als de vorm waarin het radioactief afval zich bevindt minder geschikt zou zijn. Hoewel deze oplossing het voordeel heeft dat de bestaande praktijk wordt voortgezet en verder wordt uitgebouwd staan daartegenover ook ernstige nadelen. Waar het betreft de centrales bestaan er bezwaren van verschillende aard.
Het is de vraag of het raadzaam is de centrales te belasten met een omvangrijke taak (in de zin van door hun te verrichten handelingen, niet in de zin van financiële aspecten) ten aanzien van stoffen die voor het bedrijf geen enkele waarde meer hebben. Nauw hiermee samen hangt het bezwaar dat de zorgvuldigheid mbt. voor het bedrijf waardeloos materiaal in het gedrang kan komen. Ondanks alle goede bedoelingen zal de neiging bestaan om voor de behandeling van het afval niet meer te doen dan strikt noodzakelijk is, c.q. door de vergunningsvoorschriften wordt afgedwongen. Uiteraard kan niet alles tot in alle details in vergunningsvoorschriften worden vastgelegd.
Voorts zou het systeem van afvalbehandeling - juist door de noodzaak zo gedetailleerd mogelijk vergunningsvoorschriften te geven - star worden, zodat aanpassing aan nieuwe methodieken en inzichten moeilijker zou verlopen. Voor het R.C.N. zou dit systeem het nadeel hebben dat dit instituut - gezien de hoeveelheden waarom het gaat - meer en meer een instituut voor de behandeling van radioactieve afvalstoffen zou worden, met het gevaar dat de primaire taak van het R.C.N., wetenschappelijk onderzoek, in het gedrang zou kunnen komen.

Bovendien zou het R.C.N. het afval moeten aanvaarden in de vorm waarin het wordt aangeboden en zou daarop slechts indirect, via de overheid, invloed kunnen uitoefenen.
Omdat wijzigingen in de door de centrales toegepaste methodes alleen via wijziging van de vergunningsvoorschriften zouden kunnen worden aangebracht, moet worden gevreesd dat dit een stroef verlopende procedure zou zijn, die aanleiding zou kunnen geven tot allerlei fricties die niet in het belang van de stralenbescherming zouden zijn.
De overheid zou zich geplaatst zien voor de taak om voor vijf installaties gedetailleerde voorschriften vast te stellen, die waarschijnlijk van plaats tot plaats kleinere of grotere verschillen moeten vertonen, omdat de omstandigheden telkens weer anders zijn. Bovendien zou de overheid op vijf verschillende plaatsen intensieve controles moeten uitoefenen op de naleving van de voorschriften voor afvalbehandeling. Deze bezwaren, waarvan een kwantificering moeilijk te geven is, zijn van zodanige aard dat ook andere mogelijkheden dienen te worden overwogen.
Deze mogelijkheden zouden dan logischerwijs moeten uitgaan van het tegendeel van de gevolgde praktijk bij de bestaande kernenergiecentrales, dat wil zeggen dat in het alternatief radioactieve afvalstoffen zoveel mogelijk op een centrale plaats worden behandeld.
In deze opzet zou in de kernenergiecentrale niet meer behoeven te gebeuren dan het voor transport gereed maken van het afval. Het is echter de vraag of dit voor alle soorten afval mogelijk of gewenst zou zijn.
De eisen waaraan te vervoeren radioactieve stoffen dienen te voldoen zijn vastgelegd in klasse IV b van resp. het VSG, het VLG en het VBG (zie Hoofdstuk III). Deze eisen hebben voornamelijk betrekking op de stevigheid van de verpakking en de maximaal toegestane straling aan de buitenzijde van de verpakking. Vergelijking van de eigenschappen van de verschillende categorieën afval, die in een kernenergiecentrale ontstaan, met de eisen aangaande het vervoer leiden tot de conclusie dat het gereed maken van LAVA voor transport geen grote moeilijkheden behoeft op te leveren.
Voor MAVA en HAVA, dat immers een hogere activiteit heeft dan LAVA ligt de zaak anders. Het zal hierbij in vele gevallen nodig zijn, dat het vervoer in een container van het zg. B-type geschiedt.
De eisen, die aan een B-container worden gesteld zijn bijzonder stringent. Op zichzelf behoeft dit geen groot bezwaar te zijn, omdat dezelfde container vele malen kan worden gebruikt en meerdere containers van hetzelfde model kunnen worden gebruikt.

Op dit punt kunnen slechts moeilijkheden ontstaan indien het te vervoeren radioactief afval, hetzij door de uitgezonden straling, hetzij door vorm of formaat moeilijk hanteerbaar zou zijn. In het bijzonder dient hierbij gedacht te worden aan HAVA, zoals bv. gebruikte regelstaven die een hogere activiteit hebben en bovendien een moeilijk vervoerbare vorm. Indien men dergelijk afval zou willen vervoeren in overeenstemming met de vervoersvoorschriften zou het waarschijnlijk dikwijls nodig zijn om een aparte container te construeren. Bovendien zou het nodig zijn om bijzondere voorzieningen te treffen voor het op afstand manipuleren van dit afval bij het in transporteerbare vorm brengen ervan en bij het inladen.
Indien men in aanmerking neemt dat het HAVA grotendeels bestaat uit radionucliden met korte halveringstijd en het volume bovendien nog relatief klein is, lijken de belangen van de stralenbescherming het beste gediend door dit afval niet eerder af te voeren dan nadat de activiteit zo ver is teruggelopen, dat het hanteren en het vervoeren geen buitengewone problemen meer oplevert.
Dit alles zou dan leiden tot een systeem dat alle LAVA en praktisch ook alle MAVA niet bij de kernenergiecentrale blijft, doch zo spoedig mogelijk wordt afgevoerd en elders verder wordt verwerkt. Slechts bepaalde soorten HAVA en MAVA zouden gedurende langere tijd bij de kernenergiecentrale opgeslagen moeten blijven.
Deze handelwijze zou in belangrijke mate de bezwaren ondervangen, verbonden aan de hierboven geanalyseerde alternatieve methode, voorzover die bezwaren lagen op het werkterrein van de centrales en dat van de overheid. De eventueel te vervullen rol van het R.C.N. behoeft nog nadere discussie.
Zoals reeds uiteengezet is de primaire taak van het R.C.N. het verrichten van wetenschappelijk onderzoek; deze taak mag niet in het gedrang komen. Anderzijds is bij het R.C.N. een grote kennis en ervaring aanwezig, die bij voorkeur niet verloren zou moeten gaan. Bovendien beschikt het R.C.N. over installaties voor de behandeling van radioactieve afvalstoffen.
Het lijkt zeer wel mogelijk een juridische constructie te vinden die aan alle desiderata voldoet, nl. door voor de behandeling van radioactieve afvalstoffen een afzonderlijke rechtspersoon te creëren, waaraan ook het R.C.N. deelneemt. Op deze wijze zou de primaire taak van het R.C.N. duidelijk gescheiden worden van de afvalbehandeling en toch de bij het R.C.N. aanwezige kennis en ervaring niet verloren gaan.

Uiteraard behoeft de hierboven genoemde band met het R.C.N. niet noodzakelijk te bestaan uit deelname van de kant van het R.C.N. Een en ander kan ook op contractuele basis worden geregeld.
Voor het overige bestaan ten aanzien van het vormen van de nieuwe rechtspersoon verschillende mogelijkheden.
De eerste mogelijkheid is dat de nieuwe rechtspersoon bestuurd wordt - naast het R.C.N. - door de electriciteitsproducenten. Dit zou passen in een gedachtengang dat,aangezien het afval in kwestie in kernenergiecentrales ontstaat, de zorg ervoor ook moet worden opgedragen aan de exploitanten van die centrales.
Een andere mogelijkheid is dat de nieuwe rechtspersoon - ook weer met inschakeling op een of andere wijze van het R.C.N. - onder beheer zou staan van de overheid en met name de centrale overheid.
De eerste oplossing heeft dezelfde bezwaren als die welke kunnen worden aangevoerd tegen de tijdelijke opslag bij de kernenergiecentrales afzonderlijk.
De tweede oplossing vormt een betere waarborg dat aan de radioactieve afvalstoffen de grootst mogelijke zorg zal worden besteed en verdient daarom de voorkeur.
Dit klemt des te meer indien men bedenkt dat op de tijdelijke opslag de definitieve opslag moet volgen. Het ligt dan voor de hand om dezelfde instantie die belast is met de zorg voor de definitieve opslag te belasten met de uitvoering van de voorbereiding daarvan. De juridische vorm van de nieuwe organisatie, een stichting, een rijksinstituut enz., kan nader worden uitgewerkt, nadat de principe keuze tussen beide mogelijkheden zal zijn gedaan. Een en ander zal mede worden beïnvloed door de keuze uit mogelijkheden voor definitieve opslag die in het volgende hoofdstuk worden besproken.
Het bovenstaande wil niet zeggen dat de exploitanten van de kernenergiecentrales niet de financiële lasten verbonden aan de tijdelijke opslag zouden behoren te dragen. In dit opzicht geldt ten volle de redenering dat het ontstaan van het afval een rechtstreeks gevolg is van het in werking zijn van een kernenergiecentrale.

2. Technische aspecten.

In het voorgaande is reeds uiteengezet dat het radioactief afval waarvoor tijdelijke opslag nodig is en dat afkomstig zou zijn uit de bestaande en toekomstige kernenergiecentrales zich in vaste vorm bevindt en voor het grootste deel, hetzij in beton, hetzij in ander materiaal is ingesloten.

Door dit proc.. zijn de radioactieve afvalstoffen in een moeilijk verspreidbare vorm gebracht. Toch dient er gedurende de periode van tijdelijke opslag tegen te worden gewaakt dat de omhulling niet wordt doorbroken. Er zijn verschillende manieren waarop dat laatste zou kunnen gebeuren. Men kan denken aan mechanisch geweld, groot genoeg om een blok van gemiddeld 200 liter inhoud niet alleen te breken doch in kleine fragmenten uiteen te doen vallen. Om dit te veroorzaken is een grote kracht nodig, meer dan bv. tengevolge van een botsing zou ontstaan. Een dergelijk van buiten inwerkend geweld is onvoorstelbaar, tenzij men denkt aan de gevolgen van een krachtige explosie. Ook dan zou echter de verspreiding van de radioactieve afvalstoffen slechts over een kleine oppervlakte in de onmiddellijke omgeving van het verbrijzelde betonblok kunnen plaats vinden, zodat een aanmerkelijke radioactieve besmetting van grotere oppervlakten niet zou kunnen optreden. Omdat voor een zodanige opslag een vergunning krachtens de Kernenergiewet vereist is, kunnen bovendien door middel van die vergunning limieten worden gesteld aan de hoeveelheid die op één plaats bijeen mag zijn.
Een andere denkbare wijze waarop de insluiting zou kunnen worden verbroken zou kunnen zijn de invloed van een brand. Vuur zou op betonblokken niet de uitwerking hebben dat deze in kleine fragmenten zouden uiteenvallen, gezien het feit dat de temperatuur daarvoor te laag zou blijven (maximaal 800° C gedurende korte tijd). De situatie zou evenwel anders zijn bij door bitumen omsloten radioactieve afvalstoffen, omdat bitumen brandbaar is. Men zou dit kunnen ondervangen door geen bitumen aan te wenden. Voor sommige radioactieve afvalstoffen is echter op grond van andere overwegingen insluiting in bitumen te prefereren. Het voorkomen van brand en - indien toch brand zou ontstaan - het doeltreffend en snel bestrijden van een beginnende brand is geen specifiek voor in bitumen ingesloten radioactieve afvalstoffen kenmerkend probleem. Op vele plaatsen en gedurende vele jaren zijn aanmerkelijk meer brandbare stoffen dan bitumen met succes bewaard gebleven. De bestaande doeltreffende systemen voor brandpreventie, branddetectie en -bestrijding kunnen ook hier worden toegepast. De overheid zou dan uiteraard door het verbinden van voorschriften aan een vergunning voor de opslag van radioactieve afvalstoffen het treffen van adequate maatregelen moeten afdwingen en vervolgens erop toe moeten zien dat een en ander in goede staat blijft verkeren.
Een derde denkbare mogelijkheid zou gelegen zijn niet in een plotselinge gebeurtenis als in de voorgaande veronderstellingen doch in een geleidelijk verlopend proces, door de langzame inwerking van factoren als warmte, koude, water en lucht, dus verwering.

Beton van gebruikelijke samenstelling en ook bitumen zijn bestand tegen de onder normale omstandigheden optredende temperatuurschommelingen en atmosferische invloeden. De dan nog mogelijke wijze waarop de omhulling zou kunnen worden aangetast is via een langzaam voortschrijdend proces door langdurige blootstelling aan water. Bij alle methoden die in verschillende landen worden toegepast voor de interim- opslag wordt dan ook bijzonder aandacht besteed aan grondwater. Zo vindt interim opslag in de U.S.A. plaats in betonnen ondergrondse silo's, doch alleen op een plaats waar de grondwaterspiegel veel lager ligt dan de bodem van de silo's. Voor Nederland met zijn hoge grondwaterstanden komt daarom voor tijdelijke opslag het meeste in aanmerking opslag bovengronds in deugdelijk geconstrueerde loodsen.

HOOFDSTUK VI. Tijdelijke opslag van KSA in Nederland.

Zoals reeds in Hoofdstuk II is uiteengezet ontstaat thans geen KSA in Nederland, daar dit eerst bij de in het buitenland plaatsvindende opwerking van bestraalde splijtstofelementen vrijkomt: door de scheiding van de nog bruikbare splijtstoffen (en andere isotopen waarvoor een toepassingsgebied bestaat) enerzijds en het restant, de afval, anderzijds.

Wegens de eveneens in Hoofdstuk II genoemde redenen kan het niet uitgesloten worden geacht dat in de toekomst KSA door de opwerkingsfabrieken wordt gezonden aan degene die de bestraalde splijtstof heeft doen opwerken. Het KSA bevindt zich dan in vaste, zeer moeilijk verspreidbare vorm, zodat problemen van interium opslag in vloeibare vorm, zoals deze o.a. in Hanford plaats vindt, zich niet zullen voordoen. Omdat in het buitenland het in vaste vorm brengen reeds geschiedt door het zogenaamde vitrifactie procédé kan hiervan het beste worden uitgegaan bij de verdere bespreking. Het eventueel in vaste vorm brengen door een andere matrix verandert de problematiek niet wezenlijk, omdat ook aan een andere methode dezelfde eis van het zeer moeilijk verspreidbaar zijn moet gelden.

Het in de beschreven vorm gebrachte KSA heeft de volgende kenmerken:

a) Het KSA heeft een relatief hoge activiteit. De straling zal dus op afdoende wijze moeten worden afgeschermd. Deze afscherming verschilt echter in geen enkel opzicht van hetgeen moet geschieden voor de afscherming van andere grote stralingsbronnen, zodat bekende methoden kunnen worden toegepast.

b) Het KSA geeft een hoeveelheid warmte af door het verval van de zich daarin bevindende radioisotopen. De hoeveelheid warmte is voor de 22 ton glasachtig materiaal (zie Hoofdstuk II) ca. 100 KW na 10 jaren verval. Deze warmte is dan voor een gering gedeelte - 0,03% - afkomstig van langlevende isotopen van plutonium en americium.
De warmteproduktie behoeft geen grote problemen op te leveren, er staan voldoende technieken ter beschikking voor de afvoer van de relatief geringe hoeveelheid warmte.

c) Het KSA bevat zeer lang levende radioisotopen. Het is vooral deze eigenschap die het KSA onderscheidt van de andere categorieën afval. Dezelfde argumenten, doch nog in sterkere mate, welke pleiten tegen het tijdelijke opslaan van radioactieve afvalstoffen bij de kerncentrales, gelden ook voor de tijdelijke opslag van het KSA aldaar. Het tweede argument - de moeilijk vervoerbaarheid - dat geldt voor het HAVA, geldt niet voor het KSA, dat immers al in een voor vervoer geschikte vorm moet zijn om het van de opwerkingsfabriek te kunnen vervoeren naar Nederland. Tijdelijke opslag van KSA zal dus gecentraliseerd en onder voortdurend en deskundig toezicht moeten plaats hebben.
Bij de opslag moet rekening gehouden worden met twee factoren, met de hoge activiteit van het KSA en met de warmte-ontwikkeling. De hoge activiteit levert geen bijzondere problemen op. Grote stralingsbronnen van vergelijkbare grootte en zelfs veel sterker stralende, zijn voor allerlei doeleinden in gebruik en worden met bekende methodieken afdoende afgeschermd.
Ook de ontwikkelde warmte kan met bestaande en welbekende technieken worden beheerst. Er zijn vele gevallen bekend waarin in een bepaalde ruimte een bepaalde temperatuur moet worden gehandhaafd, of moet worden gezorgd dat de temperatuur niet boven een bepaalde waarde komt. Ontwikkeling van een nieuwe techniek is derhalve niet nodig. Er kan een keuze worden gemaakt uit bestaande systemen.

HOOFDSTUK VII. Definitieve opslag van radioactieve stoffen in Nederland.

Het feit dat radioactieve afvalstoffen langdurig van het milieu gescheiden moeten worden gehouden wordt algemeen onderkend en op meerdere plaatsen worden mogelijke oplossingen uitgewerkt. Internationale organisaties, zoals de I.A.E.A., de N.E.A. en de Europese Gemeenschappen vervullen hierbij meer en meer een coördinerende en stimulerende rol.

De hier aan de orde zijnde problematiek speelt uiteraard de grootste rol bij KSA, omdat juist dit afval de langlevende plutonium en americium isotopen bevat.
De mogelijke oplossingen bewegen zich in verschillende richtingen. Bij een deel van de onderzoekingen is als uitgangspunt gekozen dat bij de thans gebezigde methoden van opwerking van bestraalde splijtstofelementen onvermijdelijk een klein percentage langlevende radioisotopen in het KSA terecht zal komen.
Indien men dit laatste zou kunnen voorkomen en de 3% zeer langlevende alpha-stralers zou kunnen beperken tot een te verwaarlozen kwantiteit, zou de zeer lange tijdsduur gedurende welke het afval moet worden bewaard, zeer belangrijk worden ingekort. Om dit doel te bereiken wordt thans, o.a. in het Gemeenschappelijk Onderzoekcentrum van Euratom te Ispra, gewerkt aan verschillende mogelijke technieken.
Er dient hierbij op gewezen te worden dat men bij het onderzoek niet in het duister tast, doch dat het onderzoek gericht is op de vraag aan welke van de mogelijke methoden de voorkeur moet worden gegeven voor toepassing op grotere schaal. Nadat men de passende methode zal hebben uitgewerkt bestaan er verschillende nieuwe mogelijkheden.
In de eerste mogelijkheid kan gebruik worden gemaakt van het feit dat de bewuste radio-isotopen vrijwel alle tot de transuraanelementen behoren en dus splijtbaar zijn. Versplijting hetzij in een splijtstofelement samen met uranium, hetzij afzonderlijk betekent de omzetting van de transuranen in lichtere isotopen.
Het nadeel van de afzonderlijke versplijting als methode is dat deze alleen kan worden toegepast in een voor dit doel ingerichte kernreactor, die op zijn beurt weer nieuwe splijtingsprodukten oplevert. Desondanks is eveneens in onderzoek welk type kernreactor zich het beste voor dit doel zou lenen, en welke voorzieningen bij die reactor zouden moeten worden aangebracht.
Een andere tak van onderzoek neemt als uitgangspunt het totaal of gedurende honderdduizenden jaren uit de biosfeer verwijderen van het afval.
Tot deze categorie mogelijke oplossingen behoren een aantal denkbeelden die hetzij wederom verlaten zijn, hetzij voor Nederland niet rechtstreeks relevant zijn.
Tot de inmiddels opgegeven ideeën behoort o.a. het denkbeeld om gebruik te maken van de beweging der continenten, bv. door het storten van het afval in een diepe oceanische trog dicht bij de kust van het Amerikaanse continent dat zich in de richting van de trog beweegt.

Studies hebben uitgewezen dat dit proces te traag verloopt.
Een ander verlaten idee is ook de "hete mol" methode waarbij men dacht gebruik te maken van de warmte die wordt afgegeven door het KSA om een container met dit afval steeds dieper in de aardkorst te doen verdwijnen.
Een nog niet opgegeven gedachte is het per ruimtevoertuig naar b.v. de zon transporteren van het KSA. Het kleine volume maakt dit in principe mogelijk. De uitvoerbaarheid van deze methode is uiteraard afhankelijk van de ontwikkelingen van de ruimtevaart en in het bijzonder de betrouwbaarheid van raketten.
Omdat Nederland zich dit soort research niet kan veroorloven is deze methode voor Nederland niet relevant.
Ten slotte is er nog een tak van onderzoek die als uitgangspunt neemt dat zeer langlevende radio-isotopen op zichzelf geen nieuw verschijnsel zijn, doch aanwezig zijn geweest sinds het ontstaan van de aarde, bv. uranium en de uranium reeksen. Dat een element als plutonium op sporen na reeds geheel verdwenen was vóór de ontdekking van de kernsplijting doet hieraan niet af. De vanouds aanwezige langlevende radio-isotopen zijn overal in de aardkorst aanwezig.
Men kan dus op grond van deze feiten als richtsnoer nemen dat een bepaald volume aardkorst een bepaalde hoeveelheid radioactiviteit bevat tengevolge van de in dat volume van nature aanwezige radio-isotopen.
Het is zelfs mogelijk de gemiddelde activiteit te berekenen.
Indien men vervolgens een relatief kleine hoeveelheid KSA zou brengen in een relatief groot volume aardkorst en wel op een plaats die slechts weinig activiteit bevat, wordt ter plaatse het algemeen gemiddelde niet overschreden en neemt derhalve het totaal-effect niet toe.
Deze gedachtengang komt dus neer op een selectieve en oordeelkundige verdunning c.q. spreiding van het KSA.
Hoewel deze gedachtengang op zichzelf interessant is moet toch betwijfeld worden of een op deze gedachtengang gebaseerde methode op zichzelf voldoende zou zijn om de problemen op te lossen. In combinatie echter met andere methoden kan zij een maatstaf opleveren hoeveel KSA op een bepaalde plaats bijeen kan worden gebracht.
In Hoofdstuk IV werd de tot nu toe gevolgde praktijk beschreven van het storten van radioactieve afvalstoffen in de oceaan. Daarbij werd reeds geconstateerd dat deze methode van definitieve opslag voor alle LAVA en een deel van het MAVA niet in strijd is met enige verdragsbepaling en ook de zeer zorgvuldige risico-analyses geen feiten hebben opgeleverd die zouden moeten leiden tot een herziening van de bestaande praktijk.

Een en ander geldt uiteraard slechts indien de tot nu toe gevolgde regels in acht worden genomen. Daar dit tot dusverre alleen maar op vrijwillige basis geschiedt door de aan de storting deelnemende landen, verdient het sterk aanbeveling indien - ook al zou Nederland niet meer aan stortingen deelnemen - de bestaande regels zouden worden geformaliseerd en in verdragsverplichtingen zouden worden neergelegd.
In Hoofdstuk IV is ook reeds vermeld dat de tot nu toe in N.E.A.-verband gedane stortingen in de oceaan ruim beneden de door het Verdrag van Londen gestelde limieten liggen.
Indien men deze limieten als uitgangspunt neemt volgt daaruit dat - al dan niet na een periode van tijdelijke opslag - vrijwel alle MAVA en HAVA in de oceaan zou kunnen worden gestort. Praktijkervaring en waarnemingen bestaan over een periode van ongeveer tien jaren.
Volgens de verdragsverplichting is storting van KSA echter niet toegestaan, hoewel door sommigen wordt gesteld dat het mogelijk is ook KSA voor storting geschikt te maken. Deze stelling berust op berekeningen en hypothesen, welke nog zeker nadere studie vereisen, alvorens de geldigheid daarvan als vaststaand kan worden aangenomen.
Men dient echter rekening te houden met het feit dat niet alleen technische en wetenschappelijke argumenten een rol spelen doch ook economische motieven en voorts emotionele en politieke overwegingen, welke laatste moeilijk meet- en weegbaar zijn.
Dit alles leidt er toe dat men naast storting in de oceaan andere methoden van definitieve opslag in de beschouwingen zal moeten betrekken en onderzoeken. Indien definitieve opslag in zee niet mogelijk zou zijn of niet gewenst zou worden geacht blijft de opslag op het land over.
Bij definitieve opslag op het land bestaan er verschillende mogelijkheden, die elders reeds worden toegepast of onderzocht.
De eerste mogelijkheid is het op geringe diepte in lange sleuven begraven van de vaten die het LAVA en MAVA bevatten. De vaten worden vervolgens afgedekt met ± 2 meter aarde. Deze methode wordt op enige plaatsen toegepast, doch niet in West Europa, met uitzondering van één plaats in Engeland.
De tweede mogelijkheid is het opslaan in voor dat doel ingerichte ondergrondse betonnen silo's. Afgezien van een groot aantal andere factoren, maakt alleen al het feit dat bovengenoemde methoden slechts kunnen worden toegepast in gebieden waar het grondwaterpeil vèr beneden het maaiveld ligt, resp. waar de bodemstructuur contact met

circulerend grondwater verhindert (het Engelse voorbeeld), beide methoden voor de Nederlandse omstandigheden ongeschikt.
Dit voert tot de derde mogelijkheid, namelijk definitieve opslag op grote diepte hetgeen wil zeggen, in daarvoor geschikte diep liggende afzettingsgesteenten.
Deze afzetting moet voldoen aan de volgende eisen:
In de eerste plaats moet de afzetting zodanig zijn dat er natuurlijke barrières bestaan tussen het in de afzetting op te slaan radioactief afval en de biosfeer. En voorts moet de afzetting redelijk stabiel zijn.
In vele landen en ook in Nederland zijn uitvoerige studies verricht naar het soort geologische afzettingen dat in aanmerking zou kunnen komen voor een nader onderzoek.
Van de in Nederland op bereikbare diepte voorkomende klei-, schalie-, kalksteen-, en dolomitische kalksteenlagen moet gesteld worden dat deze niet voldoen aan de eisen te stellen aan definitieve opslag van radioactief afval.
De aanwezige kleilagen zijn te dun (minder dan 50 meter) voor het maken van opslagholtes. Bovendien zijn vrijwel alle lagen reeds in exploitatie voor andere doeleinden.
De kleischalie voorkomens zijn sterk gespleten en worden afgewisseld door mergel- en kalksteenbandjes, hetgeen ze eveneens ongeschikt maakt voor het aanleggen van opslagholtes. De maximale dikte voor deze lagen bedraagt overigens ook slechts ± 50 meter.
De bij Winterswijk en in Zuid-Limburg voorkomende dolomitische kalksteen en kalkmergellagen zijn door hun gespletenheid en porositeit eveneens ongeschikt. Ook de olie- en gasvelden in West Nederland, die uitgeproduceerd zijn, moeten voor de opslag van radioactieve afvalstoffen ongeschikt worden geacht.
In de ondergrond van Nederland komt echter steenzout - in ruime mate en op bereikbare diepten - voor, zodat wat betreft ons land verder alleen de mogelijkheden die steenzoutafzettingen bieden, behoeven te worden besproken.
Van in de Nederlandse bodem voorkomende zoutafzettingen zijn vele ontstaan in de als Zechstein aangeduide periode, 200 - 220 miljoen jaar geleden. Sinds deze periode heeft het deel van de aardkorst dat thans Nederland heet, zeer grote veranderingen doorgemaakt.
Grote stijgingen en dalingen hebben zich voorgedaan. Gebergten hebben zich gevormd en zijn weer verdwenen. Ook hebben zich sinds het ontstaan van de bewuste

zoutopstuwingen extreme verschillen in klimaat voorgedaan, van warme woestijnomstandigheden tot poolsituaties tijdens de IJstijden. Gedurende de Saale-periode reikte het landijs tot de lijn Amsterdam - Nijmegen.
In de gehele periode, die zeer veel langer is dan het bestaan van de mensheid en ondanks alle hierboven genoemde veranderingen, zijn de zoutafzettingen blijven bestaan, zodat ze aan de eis van redelijke stabiliteit voldoen.
Wat betreft het tweede vereiste, het geïsoleerd zijn van de biosfeer, kan uit het feit dat de zoutafzettingen reeds zo lang bestaan, worden geconcludeerd dat zij gedurende die periode niet of nauwelijks door water zijn aangetast.

Op grond van het bovenstaande lijkt de conclusie gerechtvaardigd dat de zoutafzettingen nog zeer lange tijd intact zullen blijven, ondanks mogelijke geologische en klimaatveranderingen (bij voorbeeld een nieuwe ijstijd).
Bovenstaande feiten dekken nog slechts twee van de drie genoemde vereisten. Tot dusverre is immers alleen nog sprake geweest van zoutafzettingen in onaangeroerde toestand, en hetgeen daarvoor geldt behoeft niet noodzakelijkerwijs ook te gelden voor een zoutafzetting waarin door menselijk handelen radioactieve afvalstoffen zijn opgeslagen.
Dit punt dient derhalve nader te worden besproken, waarbij tegelijkertijd aan het derde vereiste, dat van de natuurlijke barrières, aandacht geschonken zal worden.
Voor een analyse van dit vraagstuk is allereerst een nadere omschrijving nodig van de in de Nederlandse bodem voorkomende zoutafzettingen en van de mogelijke werkwijzen om daarin een ruimte te maken, geschikt voor definitieve opslag van radioactieve afvalstoffen.
In Oost en Noord Nederland zijn op vele plaatsen, evenals in de Noordzee, zoutkoepels in de bodem aanwezig. Enige daarvan zijn reeds in exploitatie voor zoutwinning. Deze koepels zijn opgestuwd uit een op grote diepte aanwezige zoutlaag, die 220 miljoen jaar geleden gevormd werd. De opstuwing is veroorzaakt door de druk van de zich boven het zout bevindende sedimentaire lagen, waardoor zout naar boven werd gestuwd op plaatsen waar de bovenliggende lagen het zwakste waren.

Deze opstuwing heeft zich ook weer in een, in geologische perioden te denken tijdschaal voltrokken in een tempo van gemiddeld 1 - 2 mm per jaar.
Sommige zoutafzettingen zijn nog in deze uiterst langzame beweging, andere zijn stabiel te achten. Deze geologische verschijnselen zijn uiteraard niet beperkt tot Nederland. Op vele plaatsen ter wereld komen soortgelijke steenzoutafzettingen voor die dezelfde verschijnselen vertonen. De omvang van de Nederlandse zoutkoepels varieert onderling, doch de meesten hebben een top, die één of meerdere kilometers breed is en zich enige honderden meters onder de oppervlakte bevindt. De dikte van de zoutkoepels is eveneens aanzienlijk en reikt tot een diepte van 2 à 3.000 m.. Elke zoutkoepel vormt dus een blok steenzout met een volume dat in kubieke kilometers kan worden uitgedrukt. De top van het steenzout en in sommige gevallen ook de flanken zijn bedekt met zg. caprock een voor water vrijwel niet doorlaatbare laag, voornamelijk bestaande uit anhydriet. Het steenzout zelf laat evenmin water door.
Voorts is het steenzout tengevolge van de druk plastisch, dat wil zeggen dat het kan vervormen zonder te breken.
Het aanleggen van een opslagplaats voor radioactieve afvalstoffen in een zoutkoepel kan in principe op twee manieren geschieden:
De eerste is het maken van een holte,die slechts door een nauwe buis juist groot genoeg om een vat door te laten, met de oppervlakte is verbonden. In dit geval is het niet mogelijk dat mensen in de holte afdalen.
De tweede methode is het aanleggen van een mijn, compleet met schacht en gangen. Dan is het mogelijk dat mensen in de mijn afdalen. Het spreekt vanzelf dat deze methode vele malen meer kost dan de eerste.
Op beide mogelijkheden wordt hieronder ingegaan.
Het toepassen van de eerste methode, de holte, vereist niet de ontwikkeling van nieuwe technieken. Het boren van een gat en dat voorzien van een buis is een bekende techniek. Het is bijvoorbeeld mogelijk boorgaten te maken met een diameter van 62,5 cm tot 1200 meter diepte. Het vormen van een holte in het steenzout is eveneens een bekende techniek. Dit laatste is reeds toegepast bij de zoutwinning en wel door uitspoeling.
Om afscherming van de biosfeer te waarborgen lijkt het noodzakelijk ten minste 200 meter verwijderd te blijven van de buitenzijden van de zoutkoepel. Daarmee rekeninghoudend is het mogelijk in elke koepel

meerdere opslagholtes te maken, elk met een inhoud van ca.30.000 m^3; één dergelijke holte zou voldoende ruimte bieden bij een vermogen van 3500 MW voor alle te verwachten LAVA en MAVA tot het eind van deze eeuw. Ter vergelijking kan worden vermeld dat bijvoorbeeld in de Zuidwending-zoutkoepel zes boringen zijn geplaatst op een onderlinge afstand van ± 200 meter. In de zoutwinning aldaar gelden holruimten van 200.000 m^3 inhoud als een gewone zaak.
Het uitvoeren van een project voor de aanleg van één holte zou derhalve geen bijzondere technische moeilijkheden behoeven op te leveren. Zekerheid kan slechts worden verkregen door het uitvoeren van een proefboring.
Er is echter een factor die belastend zou kunnen zijn voor het milieu, namelijk het feit dat ruim 30.000 m^3 zout in opgeloste vorm, dus als pekel zou moeten worden afgevoerd. In de praktijk is reeds gebleken dat transport van pekel door eenvoudige buisleidingen over een afstand van 30 km zeer goed mogelijk is. Een dergelijke buisleiding zou ongeveer een jaar in gebruik moeten zijn om het zout uit de holte af te voeren.
De meest doelmatige wijze van verwijdering van het zout zou uiteraard zijn door het zout aan te wenden voor dezelfde doeleinden als waarvoor reeds zout wordt gewonnen door de Nederlandse zoutindustrie in Delfzijl, Zuidwending en Hengelo. In dit verband zou men zich kunnen afvragen of het niet mogelijk zou zijn gebruik te maken van de, door de reeds tientallen jaren in Nederland plaats vindende zoutwinning, reeds aanwezige holtes in zoutafzettingen. Hiertegen bestaan echter enige bedenkingen. De bestaande zoutholtes zijn immers gemaakt voor een geheel ander doel. Bovendien zijn die zoutafzettingen voor dat andere doel reeds in exploitatie.
Thans dient nagegaan te worden welke risico's in een zoutkoepel opgeslagen radioactieve afvalstoffen zouden kunnen opleveren.
Een risico-analyse, afgestemd op Zechstein zoutkoepels, zoals die in Nederland voorkomen, is gegeven in het R.C.N.-rapport, no.R.C.N.-75.40 getiteld: "Veiligheidsanalyse voor ondergronds in een zoutkoepel opbergen van radioactief vast afval".
Deze analyse, die van pessimistische veronderstellingen uitgaat, moet deugdelijk worden geacht en is in overeenstemming met de conclusies van soortgelijke studies in andere landen gemaakt.

De conclusie dat - mits aan bepaalde voorwaarden wordt voldaan - opslag in steenzout een acceptabele wijze van opslag van radioactieve vaste afvalstoffen zou kunnen bieden, moet worden onderschreven.
Er kunnen bij de bovengenoemde analyse nog enige kanttekeningen worden geplaatst:

a. Bij de risico-analyse in het R.C.N.-rapport is ervan uitgegaan dat de gunstige eigenschappen van een zoutkoepel, vooral t.a.v. stabiliteit en van de biosfeer isolerende eigenschappen, niet zullen worden verstoord door de ingreep in een zoutkoepel door het aanleggen van stortholte(s) of een mijn. Hoewel over de technieken van mijnbouw in zout veel bekend is, dienen de mogelijke technieken zorgvuldig te worden gevalueerd en geselecteerd. Uiteraard kan deze mijnbouwkundig-technische studie eerst worden verricht nadat op grond van de hierna te noemen criteria één of meer zoutkoepels zullen zijn geselecteerd.

b. Indien radioactieve stoffen zich in een zoutkoepel bevinden is vrijwel de enige weg waarlangs zij in de biosfeer zouden kunnen geraken via het grondwater. In zoutkoepels zijn meermalen, inmiddels weer gesloten, breuken geconstateerd, veroorzaakt door uiteenlopende oorzaken. De vraag moet gesteld worden of het optreden van een nieuwe breuk, bijvoorbeeld door drukveranderingen in de ondergrond, zou kunnen leiden tot doorbreking van de door het steenzout gevormde barrières tussen het opgeslagen radioactief afval en de biosfeer. Er zou een zodanige breuk moeten ontstaan dat door die breuk grote hoeveelheden water naar het inwendige van de zoutkoepel kunnen vloeien, met andere woorden er zou een kloof moeten ontstaan ongeveer op dezelfde wijze als dit bekend is in kolenmijnen. In zout is een zodanige watervoerende kloof nog nimmer waargenomen.
Uiteraard moet bij de onder a. bedoelde studie aandacht worden geschonken aan het voorkomen van waterinbraak a.g.v. mijnbouwkundige werkzaamheden.

c. In het genoemde rapport worden twee methoden aangegeven:
een stortholte en een mijn.
De aanleg van een mijn heeft alleen zin indien men voor de noodzaak zou worden geplaatst KSA op te slaan. KSA produceert immers vrij veel warmte, die door het steenzout moet worden afgevoerd.

Om te voorkomen dat het steenzout zo warm zou worden dat het zou gaan vloeien, kan maar een relatief geringe hoeveelheid KSA in eenzelfde holte worden opgeslagen, terwijl een zekere afstand tussen twee holtes vereist is.Het aanhouden van de vereiste onderlinge afstand kan worden bereikt door de aanleg van een mijn. Hierbij dient echter bedacht te worden dat de aanleg van een mijn een kostbare aangelegenheid is.

d. Aandacht zal ook moeten worden geschonken aan de geologische en de hydrologische gesteldheid boven en in de omgeving van zoutkoepels die voor onderzoek in aanmerking komen en aan het boven een zoutkoepel gelegen gesteente, zulks in verband met de vraag in hoeverre dat gesteente waterdoorlatend is.

e. In het genoemde R.C.N.-rapport is hoofdzakelijk aandacht besteed aan de technische aspecten verbonden aan opslag van radioactieve afvalstoffen in een zoutkoepel en aan de wijze waarop dat afval weer de biosfeer zou kunnen bereiken. Deze factoren zijn echter niet voldoende om tot selectie van een zoutkoepel over te gaan. Wegens de ook aan de oppervlakte benodigde installaties en gebouwen dienen ook planologische vragen en kwesties als toevoerwegen en de eventueel bestaande reeds verleende concessies in aanmerking te worden genomen.

f. De veiligheidsanalyse is uitgegaan van een hypothetische zoutkoepel, die nog niet is aangeboord voor andere doeleinden als bijvoorbeeld zoutwinning of olie/gasexploitatie c.q. winning. Ook dit zal bij selectie van een zoutkoepel in aanmerking moeten worden genomen.

Dit alles voert tot de navolgende criteria voor de eventuele selectie van een zoutkoepel:

a) De top van het steenzout dient te liggen beneden het niveau waar ter plaatse nog grondwater aan de hydrologische kringloop deelneemt.

b) De dikte van de zoutafzetting dient ten minste 500 meter te bedragen.

c) De zoutkoepel dient bij voorkeur afgedekt te zijn door een laag zg. caprock bestaande uit anhydriet-gips of ander ondoorlatend materiaal.

d) Boven de caprock dient zich een kleilaag of zandige kleilaag te bevinden.

e) Bij voorkeur dient een afsluitende kleilaag of zandige kleilaag aanwezig te zijn beneden het watervoerende pakket, dat aan de hydrologische kringloop deelneemt.

f) De voorkeur verdient een tektonisch rustige zoutkoepel in verband met de zoutkruip.

g) Het steenzout moet zo zuiver mogelijk van samenstelling zijn en goede sterkte eigenschappen bezitten.

h) Er mogen in het steenzout ter plaatse van de aan te leggen stortholte geen kalium/magnesium zoutlagen of lagen van klei, kalksteen of anhydriet aanwezig zijn.

i) De aanwezigheid in het zout van gas- of zoutwater inclusies noopt tot grote voorzichtigheid.

j) In of rondom de zoutkoepel dienen geen bitumina prospects aanwezig te zijn.

k) Tektonische werking in of rondom de zoutkoepel dient afwezig te zijn.

l) Er dient geen concessie of boorvergunning ten aanzien van de zoutkoepel te bestaan.

m) De zoutkoepel dient vrij te zijn van andere bestemmingen, zoals berging van olie, gas of chemisch afval.

n) Rekening moet worden gehouden met werken ten behoeve van de drinkwatervoorziening of plannen daarvoor.

o) Grote aandacht dient te worden geschonken aan voorkoming van aantasting van natuurgebieden tengevolge van toegangswegen en boven- en ondergrondse werken.

p) Eveneens dient rekening te worden gehouden met andere factoren van planologische aard.

HOOFDSTUK VIII. Juridische en economische aspecten.

In de voorgaande hoofdstukken zijn al enige malen onderwerpen aan de orde geweest, die tevens juridische en economische aspecten hebben. In dit hoofdstuk zal hierop nader worden ingegaan.

A. Juridische aspecten, die bijzondere aandacht verdienen.

a. In de aan de exploitant van elke centrale te verlenen vergunning dienen voldoende voorschriften met betrekking tot de wijze waarop radioactieve afvalstoffen bij de centrale moeten worden behandeld, te worden opgenomen.

Daar het de bedoeling is dat de in vaste vorm gebrachte radioactieve afvalstoffen naar elders worden vervoerd, hetzij voor tijdelijke opslag, hetzij voor definitieve opslag, dient door de vergunningsvoorschriften gewaarborgd te worden dat de colli zich in een voor het doel geschikte vorm bevinden, zowel ten aanzien van de hoeveelheid radioactiviteit in elk collo, als ten aanzien van de verpakking.

b. Indien de in dit rapport gedane suggestie om met de tijdelijke- en definitieve opslag van radioactieve afvalstoffen een bijzondere organisatie te belasten wordt aanvaard, dient de taakomschrijving van die organisatie, inclusief verantwoordelijkheden en bevoegdheden met bijzondere zorg te worden geformuleerd. De eisen voortvloeiende uit de noodzaak ter bescherming van mensen, dieren, planten en goederen behoren daarbij voorop te staan.

c. Indien de methode van definitieve opslag - althans voor LAVA en MAVA -, door storting in de Atlantische Oceaan geheel of gedeeltelijk wordt voortgezet, verdient het aanbeveling de thans door de deelnemende landen gevolgde vorm van vrijwillige samenwerking op basis van de in N.E.A.-verband ontworpen regels, om te zetten in een verplichting, berustend op een (regionaal) verdrag, waarvoor bijvoorbeeld het Verdrag van Londen de mogelijkheid biedt. Zelfs indien Nederland de stortingen in de oceaan niet zou voortzetten is een dergelijk verdrag nog in het belang van Nederland als een instrument om het voorkomen van ontoelaatbare vervuiling van de zee te waarborgen.

d. Indien de methode van definitieve opslag in een zoutafzetting wordt gekozen of indien men de mogelijkheid daartoe wenst open te houden, moet rekening worden gehouden met verscheidene wetten, waarvan de voornaamste zijn:
de Kernenergiewet, de Wet Opsporing Delfstoffen, de Mijnwet, de Wet ter bescherming van bodem en grondwater en de Wet op de Ruimtelijke Ordening.
De daarin aangegeven procedures moeten worden gevolgd. Krachtens de tweede genoemde wet dienen vergunningen verleend te worden voor exploiratieboringen.
De Mijnwet is van toepassing op het uitlogen van een stortholte ook al betreft het hier "negatieve" mijnbouw. Dezelfde wet is uiteraard ook van toepassing op de aanleg van een zoutmijn.
De Wet op de Ruimtelijke Ordening, waarvan het instrumentarium genoegzaam bekend mag worden verondersteld, is uiteraard van toepassing op alle ruimte vergende werkzaamheden.

Uit de combinatie van de door de wetgeving gestelde eisen en de technische eisen volgt voor de aanleg van een stortholte het volgende tijdschema dat minimaal nodig is voor het uitvoeren van dit werk:

1. Keuze van drie exploiratie locaties, verwerving van seismische en boorgegevens, eventueel aanvullend seismisch werk. 6 maanden
2. Geo/hydrologisch onderzoek van de omgeving van het zoutvoorkomen. 12 maanden
3. Verwerven van een boorvergunning. 3-6 maanden
4. Verwerven van planologische toestemmingen. 12 maanden
5. Boren en beproeven van drie exploratie putten. 9 maanden
6. Keuze van een concessie gebied. 3 maanden
7. Verwerving van winningsrechten. 12-18 maanden
8. Verwerven van planologische toestemmingen voor vestiging. 12 maanden
9. Aanleg van wegen en leidingen, boren van een produktieput, maken van de bergholte. 12 maanden
10. Bouw bovengrondse installatie en werkplaatsen. 3-6 maanden

Verschillende van de hierboven genoemde termijnen kunnen elkaar overlappen, zodat de minimale tijd nodig voor de voltooiing van bovengenoemd werkschema gesteld moet worden op zes jaren. Hierbij moet echter onmiddellijk worden aangetekend dat van de in het schema genoemde termijnen vooral die voor de punten 3 en 7 zeer krap bemeten zijn, zodat de werkelijk benodigde tijd aanmerkelijk langer kan worden. Uit dit alles volgt dat na een positieve beslissing ten aanzien van de opslag in een zoutafzetting de uitwerking van het project zo speedig mogelijk ter hand dient te worden genomen.

e. Naast de reeds genoemde juridische aspecten dient een studie te worden verricht op het punt van de wettelijke aansprakelijkheid voor eventuele schade. Dit geldt in het bijzonder indien men denkt aan opslag van KSA, waarbij zekerheid moet worden verkregen, dat de regels van het Verdrag van Parijs en de daarop gebaseerde nationale wetgeving daarop van toepassing zullen zijn.

B. Economische aspecten waaraan aandacht dient te worden geschonken.

a. Op pagina 18 is reeds vermeld dat het aanwijzen van een speciale organisatie - los van de exploitanten van de kernenergiecentrales -

voor het behandelen en opslaan van radioactieve afvalstoffen nog niet wil zeggen dat de aan die behandeling en opslag verbonden kosten niet voor rekening van de exploitanten van kernenergiecentrales zouden behoeven te komen. Het ligt veeleer voor de hand die kosten aan die exploitanten in rekening te brengen. Op dit punt is er immers geen verschil met de kosten verbonden aan het verwijderen van in een bedrijf ontstane afvalstoffen van andere aard. Er zal derhalve een tarief moeten worden vastgesteld.

b. Economische overwegingen kunnen mede van invloed zijn op de keuze van definitieve opslag (hoewel de bescherming van mensen, dieren, planten en goederen hierbij de doorslag behoort te geven). De methode van definitieve opslag door storting in de oceaan is economisch gezien een dure oplossing. Men transporteert over grote afstanden veel beton en weinig radioactiviteit. De kosten van de stortingen van radioactief afval kunnen voor Nederland worden becijferd, afhankelijk van de stortplaats en het vaarschema van het schip in de orde van grootte van ƒ 300.000.- - ƒ 500.000.- (per jaar). In dit bedrag zijn niet begrepen de kosten voor het in geschikte vorm brengen van het afval en het transport van het afvalmateriaal naar de haven en van het beladen van het schip. De kosten verbonden aan het maken van een stortholte, geschikt voor alle LAVA en MAVA tot omstreeks 2000 op 500 meter diepte in een zoutkoepel, liggen in de orde van grootte van ƒ 5.000.000.-. Het aanleggen van een zoutmijn op 800 meter diepte zou uiteraard aanzienlijk meer kosten en laten zich op tenminste ƒ 80.000.000.- becijferen. De aanleg van een mijn zal slechts in aanmerking kunnen komen als er voldoende aanbod van KSA zal zijn. De bedrijfskosten zouden in de orde van grootte van 2 à 3 miljoen gulden per jaar liggen, zulks op basis van de huidige kosten.

HOOFDSTUK IX. Samenvatting en conclusies.

1. Een geïnstalleerd vermogen aan kernenergiecentrales van 3500 MW(e) zou jaarlijks de volgende hoeveelheden radioactieve afvalstoffen opleveren:

   LAVA in samengesperste toestand 300 m^3
   MAVA 50 - 75 m^3
   HAVA 30 - 50 m^3
   KSA (3200 kg), in glasblokken 22 ton, (bevattende 3% actiniden), volume 9 m^3.

2. KSA bevindt zich niet in Nederland. Er dient echter rekening te worden gehouden met de mogelijkheid dat in de toekomst de in het buitenland gelegen opwerkingsfabrieken het KSA terugzenden.

3. Radioactieve (vaste) afvalstoffen dienen zo kort mogelijk bij de kernenergiecentrale te blijven en zo spoedig mogelijk worden afgevoerd door een centrale dienst.

4. De in 3 genoemde centrale dienst behoort een overheidsdienst te zijn. Echter dient van de bij het R.C.N. aanwezige kennis en ervaring gebruik te worden gemaakt.

5. De bestaande verdragsverplichtingen verzetten zich niet tegen storting van LAVA en MAVA in diepe gedeelten van de oceaan, mits daarbij de in OECD/N.E.A.-verband opgestelde regels in acht worden genomen.

6. De onder 5 genoemde N.E.A.-aanbevelingen, die alle op vrijwillige basis worden gevolgd, dienen zo mogelijk omgezet te worden in verdragsverplichtingen, bv. door een regionale overeenkomst zoals het Verdrag van Londen voorziet.

7. Het transport van radioactieve (vaste) afvalstoffen is gebonden aan speciale wettelijke regelingen en behoeft geen bijzondere problemen op te leveren.

8. Als alternatief voor storting in de oceaan komt in Nederland alleen in aanmerking opslag in zoutafzettingen.

9. Deze zoutafzettingen bieden ook goede vooruitzichten voor definitieve opslag van KSA.

10. Een onderzoek naar de aanwezigheid van zoutformaties, die aan bepaalde eisen voldoen, dient met spoed ter hand te worden genomen. Indien zoutkoepels worden aangetroffen die aan bepaalde criteria voldoen, dient een project voor berging van radioactieve afvalstoffen te worden uitgewerkt.

11. De kosten van de behandeling en de opslag van het radioactief afval moeten worden gedragen door degenen die het afval veroorzaken.

12. Aan het onderzoek in internationaal verband naar de behandeling en opslag van radioactief afval moet van Nederlandse zijde intensief worden deelgenomen.

Bijlage

Rapport I.C.K.-subcommissie

Radioactieve Afvalstoffen.

RCN-75-040

VEILIGHEIDSANALYSE
VOOR ONDERGRONDS IN EEN ZOUTKOEPEL
OPBERGEN VAN RADIOACTIEF VAST AFVAL.

J. Hamstra

Van al diegenen die hebben bijgedragen aan de totstandkoming van dit rapport wil de samensteller met name drs. H.M. Harsveldt en drs. B. Verkerk dank zeggen voor hun belangrijk aandeel aan deze veiligheidsanalyse.

STICHTING
REACTOR CENTRUM NEDERLAND
AFDELING: TECHNISCHE DIENST
Petten, april 1975

INHOUD

		Pag.
1.	INLEIDING	5
2.	UITGANGSPUNTEN	6
3.	SAMENVATTING EN CONCLUSIES	7
4.	UITVOERINGSMOGELIJKHEDEN VOOR OPBERGVOORZIENINGEN	9
	4.1. Algemeen	9
	4.2. Aanleg van een opbergholte	10
	4.3. De aanleg van een opbergmijn	12
	4.4. Omvang van het vooronderzoek	14
5.	BEPERKINGEN GESTELD AAN DE VEILIGHEIDSANALYSE VOOR ONDERGRONDS OPGEBORGEN RADIOACTIEF VAST AFVAL	15
	5.1. Algemeen	15
	5.2. Gevolgen van menselijk ingrijpen of menselijk falen tijdens bedrijf en bij buitenbedrijfstelling van de opbergvoorzieningen	17
	5.2.1. Bedrijfsongevallen	17
	5.2.2. Falen van de vulpijp- en schachtafdichtingen	19
	5.2.3. Andere mijnbouwkundige activiteiten ter plaatse van de afvalberging	19
	5.2.4. Terroristische activiteiten en oorlogshandelingen	20
	5.2.5. Het niet betrekken van menselijke ingrepen in de veiligheidsanalyse	21
6.	MAATSTAVEN VOOR VEILIGHEIDSBESCHOUWINGEN VAN ONDERGRONDS OPGEBORGEN RADIOACTIEF AFVAL	22
	6.1. Algemeen	22
	6.2. Relatief Radiotoxisch Risico als graadmeter	23
	6.3. Radioactiviteit van het opgeborgen afval	24
	6.3.1. Aannamen voor een opbergholte	25
	6.3.2. Aannamen voor een opbergmijn	27
	6.4. Radiotoxisch risico van het opgeborgen afval	27
	6.4.1. Radiotoxisch risico van LAVA, MAVA en HAVA	27
	6.4.2. Radiotoxisch risico van kernsplijtingsafval	28

INHOUD Pag.

7. NATUURLIJKE OORZAKEN VERWERKT IN DE VEILIGHEIDSANALYSE 29

7.1. Algemeen 29
7.2. Tektonische bewegingen 30
7.3. Seismische activiteit 31
7.4. Extreme klimaatsveranderingen 32
7.5. Warmteontwikkeling afvalnucliden 32
7.6. Inslag van een zware meteoriet 34

7.6.1. Algemeen 34
7.6.2. Kansberekening inslag ter plaatse van de afvalberging 34

8. MOTIVERING VAN DE AANNAMEN VOOR DE VEILIGHEIDSANALYSE 35

8.1. Mobiliteit van de zoutkoepels 35
8.2. Breukvorming 36
8.3. Wateraantasting van zoutomhulling na breukvorming 37
8.4. Betrekkelijkheid van veiligheidsbeschouwingen op lange termijn 38

9. TIJDSDUREN VERWERKT IN DE VEILIGHEIDSANALYSE 39

9.1. Tijdsduur voor de zoutkruip 39
9.2. Tijdsduur voor de wateraantasting 39
9.3. Tijdsduur van het oplossen van afvalnucliden in grondwater 42
9.4. Migratieduur van afvalnucliden door de ondergrond 43

9.4.1. Retentie van afvalnucliden in de ondergrond 43
9.4.2. Uitzonderingspositie onder andere van technetium 44
9.4.3. Migratieduur van strontium en cesium 44
9.4.4. Migratieduur van americium en plutonium 44

10. OPNAME VAN RADIONUCLIDEN IN VOEDSELKETEN 45

10.1. Algemeen 45
10.2. Invloed van de bijkomende verzilting van het grondwater 46

INHOUD

		Pag.
11.	INADEMINGSRISICO VOOR ONDERGRONDS OPGEBORGEN AFVALNUCLIDEN	46
	11.1. Algemeen	46
	11.2. Berekening van ^{239}Pu-luchtbesmetting	47
12.	BARRIÈRES TEGEN TERUGKEER NAAR BIOSFEER	48
13.	MODELLEN VOOR MOGELIJKE TERUGKEER NAAR BIOSFEER VAN AFVAL-NUCLIDEN	50
	13.1. Algemeen	50
	13.2. Opbergholte-model	50
	13.3. Opbergmijn-model	51
LITERATUURVERWIJZINGEN		53
TABEL I	Radioactiviteit en RRR voor kernsplijtingsafval	55
TABEL II	Belangrijkste splijtingsprodukten voorkomende in LAVA	56
TABEL III	Belangrijkste actiniden voorkomende in LAVA	57
TABEL IV	Belangrijkste activeringsprodukten voorkomende in LAVA	58
TABEL V	Verhouding maximaal toegestane ingestie en inhalatie	59
Figuur 1	Schets afvalberging in een zoutkoepel	60
Figuur 2	Schetsplan en situering verwerkingsgebouwen	61
Figuur 3	Langsdoorsnede over Asse-2 mijn	62
Figuur 4	Schema natuurlijke oorzaken en gevolgen	63
Figuur 5	Schema duurzame zoutomhulling	64
Figuur 6	Verloop van radioactiviteit in opbergholte	65
Figuur 7	Relatief Radiotoxisch Risico voor opbergholte	66
Figuur 8	Verloop van radioactiviteit in vast kernsplijtingsafval	67
Figuur 9	Relatief Radiotoxisch Risico voor kernsplijtingsafval	68
Figuur 10	Geologische doorsnede over twee Nederlandse zoutkoepels	69
Figuur 11	Uiterste grens landijs	70
Figuur 12	Doorsnede over Wienhausen zoutkoepel	71
BIJLAGE I :	Begripsbepalingen	72

1. INLEIDING

Voor het definitief opbergen van laagactief vast afval (LAVA), middelactief vast afval (MAVA) en gedeeltelijk ook hoogactief vast afval (HAVA) *) afkomstig van de kernenergiecentrales is als mogelijkheid genoemd een opbergholte aan te leggen in een van de zoutkoepels, aanwezig in de diepe ondergrond van Noord-Oost Nederland (1) (2).
Voor het definitief opbergen van het vastgemaakte kernsplijtingsafval*) afkomstig van de splijtstofopwerking is het mogelijk in dezelfde zoutkoepel een opbergmijn aan te leggen (1) (3).

Deze wijzen van definitieve opberging van het radioactief vast afval zijn alleen dan aanvaardbaar, wanneer aangetoond kan worden of aannemelijk gemaakt,

- dat het aldus ondergronds opbergen van radioactief vast afval onder normaal te voorziene omstandigheden een permanente opsluiting betekent van dat afval buiten de biosfeer, en

- dat mocht deze hechte opsluiting door welke oorzaak danook op de lange duur aangetast worden, deze aantasting niet leidt tot een terugkeer van afvalnucliden naar de biosfeer, zodanig dat een ontoelaatbaar radiologisch risico voor de dan levende mens ontstaat.

Deze veiligheidsanalyse wordt ingeleid met een beschrijving van de uitvoeringsmogelijkheden voor de betreffende opbergvoorzieningen, zoals deze op basis van elders ontwikkelde en/of toegepaste technieken zijn aan te leggen en te bedrijven.

In deze veiligheidsanalyse wordt verder nagegaan

- hoe duurzaam normaliter de opsluiting buiten de biosfeer is van het radioactief vast afval dat in een zoutkoepel is opgeborgen,

- wat de wegen zijn waarlangs radioactieve nucliden uit het opgeborgen afval op zeer lange termijn of in ongelukssituaties zouden kunnen terugkeren naar de biosfeer,

- wat de barrières zijn die deze terugkeer blokkeren danwel vertragen, en

*) Zie Bijlage I: Begripsbepalingen.

- welke radiologische risico's het gevolg zijn van de nog mogelijke wijzen van terugkeer in de biosfeer van deze nucliden.

De samensteller pretendeert niet uitputtend te zijn geweest in deze veiligheidsanalyse. Naar zijn oordeel zijn de gepresenteerde aspekten echter ruim voldoende om de aanvaardbaarheid van de voorgestelde opbergmethoden te kunnen beoordelen.

2. UITGANGSPUNTEN

Voorondersteld wordt

- dat in Noord-Oost Nederland een zoutkoepel te vinden is van een goede kwaliteit steenzout en van voldoende formaat om al het in de eerstkomende 40 jaar in Nederland te produceren radioactief vast afval in op te bergen,

- dat deze zoutkoepel door een afdekkend gesteente is afgeschermd van de hydrologische kringloop,

- dat de top van het steenzout massa gelegen is op 250 meter of meer onder het maaiveld,

- dat het radioactief vast afval zal worden opgeborgen tot ten hoogste 1.000 meter diepte en op een afstand van tenminste 200 meter onder de top en van de flanken van de steenzout massa, als aangegeven in fig. 1,

- dat het kernsplijtingsafval in oxidevorm als glas of in een matrix van metaal zal zijn vastgemaakt en in roestvrij stalen bussen verpakt,

- dat een periode van 10 jaren van radioactief verval vooraf zal zijn gegaan aan de opberging van het HAVA en het kernsplijtingsafval, en

- dat al het overige afval uit de categorieën MAVA en LAVA na een vervaltijd van niet meer dan 30 dagen voor opberging zullen worden aangeboden.

3. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Indien het bestuurlijk mogelijk zal blijken één van de daartoe geschikt bevonden zoutkoepels in Noord-Oost Nederland toe te wijzen voor opberging van radioactief vast afval, dan kunnen met gebruikmaking van beproefde technieken daarin opbergvoorzieningen op zodanige wijze worden aangelegd, dat een lange-termijn opsluiting van het radioactief afval buiten de biosfeer gewaarborgd wordt.

Met verwijzing naar figuur 1 is daarbij gedacht aan de aanleg van een opbergholte voor het laag- en middelactief vast afval en een deel van het hoogactief vast afval 200 meter diep in het steenzout. Voor het vastgemaakte kernsplijtingsafval, dat verondersteld wordt 10 jaar na opwerking te zullen worden teruggeleverd, is een opbergmijn gedacht waarin de bussen met kernsplijtingsafval op een vaste onderlinge afstand in eerste aanleg in één vlak in het steenzout worden opgeborgen.

Uit de veiligheidsanalyse blijkt dat een drietal natuurlijke barrières, gelegen tussen het in een steenzoutkoepel opgeborgen afval en de biosfeer, zorgdragen voor deze lange-termijn opsluiting. De tijdsduur van opsluiting zal tenminste 20.000 jaar bedragen voor technetium (^{99}Tc) en tenminste 150.000 jaar voor de transuranen en de dochternucliden daarvan, zoals plutonium (^{239}Pu) en radium (^{226}Ra).
Deze tijdsduur werd berekend vanaf het moment dat als gevolg van zoutkruip danwel breukvorming in de ondergrond, de zoutmassa door water zou worden aangetast.

De drie natuurlijke barrières zijn schematisch weergegeven in figuur 5. Niet als barrière, maar veeleer als een kwalijk en tegelijkertijd nuttig nevenverschijnsel kan aangemerkt worden de verzilting van het grondwater die optreedt wanneer ondergronds een zoutkoepel wordt aangetast. Door menging met zoet grondwater in de bovengrond kan een zekere vermindering van het zoutgehalte tot standkomen. Door zoute kwel ter plaatse van de ondergrondse afvalberging zal iedere aantasting van de zoutomhulling gesignaleerd worden vele duizenden zo niet tienduizenden jaren voordat er sprake zal zijn van een radioactieve verontreiniging van dit verzilte grondwater.

Op grond van de overweging, dat menselijke ingrepen of menselijk falen slechts tot een incidentele beperkte verspreiding van radioactiviteit in de omgeving van de afvalberging aanleiding kan geven en niet tot een steeds voortdurende stroom van radionucliden terug naar de biosfeer, is de veiligheidsanalyse beperkt gehouden tot de natuurlijke oorzaken, die de duurzaamheid van de zoutomhulling kunnen aantasten. In figuur 4 zijn deze natuurlijke oorzaken schematisch weergegeven samen met de gevolgen ervan die bepalend zijn voor een mogelijke terugkeer naar de biosfeer van de ondergronds in de zoutformatie opgeborgen radionucliden.

In de veiligheidsanalyse wordt ervan uitgegaan dat de voor afvalberging gebruikte zoutkoepel nog in beweging is en blijft, dat breukvorming in de ondergrond zal optreden onmiddellijk nadat de afvalberging buiten bedrijf gesteld zal zijn en dat als gevolg daarvan een aantasting door water van het steenzout zal optreden, die voortduurt tot en met het in oplossing gaan van de in het opgeborgen afval aanwezige radionucliden. Aangetoond wordt dat beide opbergvoorzieningen als een aanvaardbaar radiologisch risico zijn aan te merken, op grond van de lange tijdsduren die verlopen voordat de ondergronds opgeborgen radionucliden in drinkbaar grondwater opgelost voor menselijke consumptie beschikbaar zouden kunnen komen en op grond van de geringe concentratie waarin dat dan zou plaatsvinden.

De binnen de beschouwde tijdsduren waarschijnlijk te achten extreme klimaatsveranderingen kunnen op desastreuze wijze hebben ingegrepen op de biosfeer.
Zo in een later stadium weer bewoning boven de afvalberging mogelijk wordt, dan blijft, naar onze maatstaven gemeten, het ondergronds opgeborgen afval ook voor die bevolking een aanvaardbaar risico.

Het opstellen van deze veiligheidsanalyse en het rekenen in termijnen van tienduizenden en honderdduizenden jaren, om aannemelijk te maken dat het ondergronds in een zoutkoepel opbergen van radioactief afval een aanvaardbaar risico is ook op langere termijn, geschiedde in het volle besef van de betrekkelijkheid, die het toepassen van thans geldende maatstaven heeft op een samenleving en een biosfeer, waar de ontwikkeling op lange termijn niet is te overzien.

4. UITVOERINGSMOGELIJKHEDEN VOOR OPBERGVOORZIENINGEN

4.1. ALGEMEEN

Van vele alternatieve mogelijkheden voor opberging van radioactief afval, die bestudeerd en deels ook voorbereid of reeds in uitvoering zijn, werd het ondergronds opbergen in een steenzoutformatie reeds in 1957 door de National Research Council van de National Academy of Sciences in de Verenigde Staten als veelbelovend aangemerkt.
In tegenstelling tot andere gesteenten, die op tektonische belastingen met brosse breukvorming reageren, bezit steenzout een grote plasticiteit. De instandhouding van steenzoutformaties gedurende een extreem lange tijdsduur en de waterdichtheid van deze formaties zijn primair een gevolg van deze grote plasticiteit. Waar ingrijpende breukvorming tot in een zoutformatie optrad is, als gevolg van het plastische gedrag van steenzout, het breukvlak door rekristallisatie geheeld.
Het van nature handhaven van het massieve waterdichte voorkomen van steenzoutformaties is daarom zo belangrijk, omdat grondwater het meest waarschijnlijke transportmedium is voor terugkeer van ondergronds opgeborgen radionucliden naar de biosfeer.
Aangezien steenzoutafzettingen in vele gebieden op aarde voorkomen op voor mijnbouw toegankelijke diepten ligt het voor de hand, dat aan de gebruikmaking ervan voor opberging van radioactief afval uitgebreid aandacht besteed is.

Behalve studies op het gebied van de afvalopberging in steenzoutformaties is ook veel toegepast onderzoekwerk verricht in de Verenigde Staten in het kader van het Salt Vault Project (4) en Duitsland in de Asse -2 mijn (5). De aanwezigheid van steenzoutformaties in Noord-Oost Nederland was aanleiding de mogelijkheden voor opberging daarin van vast radioactief-afval nader te bestuderen (1).
Daarbij werd in navolging van hetgeen in Duitsland in een voorlopig ontwerp werd uitgewerkt (6), uitgegaan van de veronderstelling, dat voor het LAVA, MAVA en een deel van het HAVA een opbergholte kan worden aangelegd in een zoutkoepel.

De evaluatie van de opberging van het vastgemaakte kernsplijtingsafval werd gebaseerd op de aanleg van een opbergmijn.
De voorkeur om de eerstgenoemde categorieën afval in een opbergholte op te bergen en niet in een opbergmijn is behalve op economische overwegingen ook gebaseerd op het nastreven van een minimum aan hantering (uitsluitend bovengronds) van het afval en het zodoende relatief laaghouden van de stralingsbelasting voor het personeel.

Zowel voor de aanleg van een opbergholte als voor de aanleg van een opbergmijn kan gebruik gemaakt worden van praktijkervaring elders.

4.2. AANLEG VAN EEN OPBERGHOLTE

De aanleg van holruimten in steenzout is, behalve door conventionele mijnbouw, ook mogelijk door het circuleren van water, dat via een boorgat tot in het steenzout gebracht wordt en daar het steenzout oplost.
Deze methode wordt al ruim 20 jaar toegepast in de Verenigde Staten en meer recent ook in West-Duitsland (7) (8) voor de aanleg van ondergrondse olie-opslagruimten. Bij de Nederlandse zoutindustrie wordt deze methode al ruim 40 jaar gebruikt als winningsmethode voor pekel (9).
De voor deze oplossingsmethode benodigde boring met daarin een tot in de top van het steenzout gecementeerde stalen verbuizing kan, analoog aan hetgeen op vele plaatsen in Nederland voor aardgaswinning wordt uitgevoerd, gemaakt worden door een op dat gebied gespecialiseerd bedrijf. Daarbij zijn verbuizingen aan te leggen tot 62,5 cm diameter en tot 1200 meter diepte.
Ook voor het tot stand brengen van de opbergholte zijn meerdere bedrijven te vinden, die ervaring hebben op het gebied van uitlogen van holten in steenzout. Een probleem dat aandacht behoeft is de beschikbaarheid van voldoende zoetwater om het oplosproces mee uit te voeren en de afvoer van de pekel. De voorkeur gaat uit naar het afvoeren van de gewonnen pekel in transportleidingen naar een van de mogelijke afnamepunten bij de Nederlandse zoutindustrie in Delfzijl, Zuidwending of Hengelo. Tot over afstanden van ongeveer 30 km kan pekel afgevoerd worden in een eenvoudig leidingsysteem.

Voor de uit te logen holte zelf gaat de voorkeur uit naar een sigaarvormige ruimte. In die vorm is een holruimte van 30.000 m^3 inhoud in een jaar tijd uit te logen. Voor het leegpompen van de gereed gekomen holruimte kan gebruik gemaakt worden van speciale diepwel-pompen. Het is zelfs mogelijk het leegpompen van holten in loonbedrijf te doen uitvoeren.

De technische levensduur van de vulpijpconstructie en de vormstabiliteit van de holruimte is te baseren op een vultijd van 25 jaar.
Wat de vormstabiliteit betreft kan verwezen worden naar de theoretische benadering van de vormstabiliteit van holruimten in steenzout, zoals deze door Serata en Gloyna werd uitgewerkt (10). Op diepten van 500 tot 700 meter zal het gebied van blijvende vervorming rond een in steenzout aangelegde holruimte zeer beperkt zijn. Een zeer beperkte door zoutkruip ontstane krimp zal hoofdzakelijk de eerste tijd na het tot stand brengen van de holruimte optreden.
Wat de technische levensduur van de vulpijp betreft moet rekening gehouden worden met eventuele corrosie. Corrosie van buitenaf door agressief grondwater kan opgevangen worden door een extra verbuizing en cementering van de vulpijpconstructie in deze verbuizing. Aantasting van binnenuit zal niet optreden tijdens het uitlogen van de holruimte, omdat gedurende de uitloogperiode een oliekussen gehandhaafd wordt bovenin de uit te logen holte en in de vulpijp. De spoelwater- en pekelbuizen nodig voor het uitloogproces hangen daarbij in de met olie gevulde vulpijp. Na het geheel of gedeeltelijk droogpompen van de holte wordt de vulpijp verder droog bedreven. Zo er dan nog van enige aantasting van de pijpwand sprake is, dan zal dat een zeer langzaam verlopend proces zijn.
Het vulmechanisme in de vorm van een loskooi, waarin meerdere vaten gelijktijdig door de vulpijp omlaag gebracht kunnen worden, en het liftmechanisme levert voor de Nederlandse industrie geen problemen op.
Ook het gebouw, nodig om het van elders aangevoerde afval bovengronds te ontvangen en te verwerken en het vulmechanisme in onder te brengen, levert geen problemen op. Figuur 2 geeft in schetsvorm een indruk van de grootte van het bovengronds boven een opbergholte benodigde gebouw.

Met inachtname van een zijdelingse zoutomhulling rond de opbergholte van tenminste 200 meter is het zelfs in de kleinste zoutkoepel mogelijk meerdere opbergholten naast elkaar aan te leggen om zodoende naar behoefte achtereenvolgens te voorzien in opbergcapaciteit ook op langere termijn.

4.3. DE AANLEG VAN EEN OPBERGMIJN

Het winnen van steenzout uit een ondergrondse zoutmijn is een mijnbouwkundige activiteit die al honderden jaren oud is. In een steenzoutmijn is het schoon en droog werken. Dat men ver kan gaan met het maken van kamers in steenzout toont figuur 3, waarop een langsdoorsnede te zien is over de Asse-2 mijn (5).
Analoog aan hetgeen er voor de aanleg van een opbergholte werd uiteengezet, zijn er ook voor de aanleg van de mijn- en ventilatieschachten meerdere bedrijven te vinden, die op onderdelen van dit werk gespecialiseerd zijn. De liftinstallatie, de mijnverlichting en de mijnventilatie moeten volgens de voorschriften van het Staatstoezicht op de Mijnen uitgewerkt worden. De aanleg van de mijngangen zal eveneens in overleg met het Staatstoezicht in eigen beheer dienen uitgevoerd te worden, omdat deze activiteit gekoppeld is aan de afvalberging. In eerste aanleg houdt dit in, dat het uit de gangen verwijderde steenzout bovengronds gebracht wordt.
Op langere termijn beschouwd zal werk met werk gemaakt kunnen worden, door ondergronds het op de ene plaats gewonnen zout te benutten voor het weer vullen van gangen en kamers, waarin alle vloergaten met afval gevuld zijn.
Aan de vormgeving van de mijngangen en het mijngangenstelsel ligt als uitgangspunt ten grondslag een bepaalde lengte van de containers met vastgemaakt kernsplijtingsafval en een vaste onderlinge afstand waarop deze containers zullen worden opgeborgen. Bepalend voor de spreiding van het kernsplijtingsafval in het steenzout zijn de ouderdom van het afval en de begrenzingen die aan de warmtebelasting van het steenzout gesteld worden. Deze begrenzingen zijn in het kader van het Salt Vault Project (4) voor het ondergronds opbergen van kernsplijtingsafval in steenzout nader geformuleerd. Op grond van deze begrenzingen is aan de hand van een 3-dimen-

sionaal rekenmodel een analyse gemaakt van de thermische belasting van steenzout rondom een afvalopbergmijn (11). Zodra één bepaalde zoutkoepel voor mogelijke afvalberging is geselecteerd en aangewezen, kan voor die gesteenteconfiguratie een warmtebelastingsanalyse gemaakt worden. In eerste benadering echter kunnen de gegevens van Cheverton en Turner (11) overdrachtelijk op de Nederlandse situatie toegepast worden en zal een latere correctie alleen effect hebben op de uiteindelijke opbergcapaciteit van een gegeven zoutkoepel.
Wordt uitgegaan van opberging op één enkel niveau circa 800 meter onder maaiveld, dan is met inachtname van een zijdelingse zoutomhulling rond het opgeborgen afval van tenminste 200 meter dikte in de kleinste van de voorlopig geselecteerde zoutkoepels een vlak voor opberging beschikbaar van ruim 2.000.000 m^2. Op dat oppervlak zijn, hart op hart 10 meter, maximaal 20.000 opberggaten aan te leggen.
Wordt per opberggat één container met 50 liter kernsplijtingsafval opgeborgen (1), wordt rekening gehouden met een produktie van 90 liter vast kernsplijtingsafval per ton splijtstof (12) en een jaarverbruik van 27,5 ton splijtstof per 1000 MWe kernenergiecentrale, dan biedt dat enkele opbergvlak al voldoende ruimte voor het kernsplijtingsafval dat door 10 stuks 1.000 MWe kernenergiecentrales in 40 bedrijfsjaren geproduceerd zal worden. Verdubbeling van deze opslagcapaciteit is mogelijk indien per opberggat twee containers elk met 50 liter kernsplijtingsafval opgeborgen kunnen worden, danwel wanneer de steenzout massa voor opberging op meerdere niveaux te benutten blijkt. De mogelijkheid daartoe zal aangetoond moeten worden met de thermische analyse, die zal worden uitgevoerd, zodra de specifieke gegevens bekend zijn van de voor opberging aangewezen zoutkoepel.
Ook de wijze van bedrijfsvoering van een ondergrondse opslagmijn is reeds daadwerkelijk beproefd in het kader van het Salt Vault Project (4). Ter plaatse van de Lyons zoutmijn in Kansas (V.S.) werd bovengronds een hefinstallatie gebouwd om de transportcontainer in een vertikale stand te brengen boven de afvalschacht. Een mobiele container voor gebruik ondergronds werd ontworpen en ondergronds samengebouwd.

Met de container zijn bestraalde splijtstofelementen in stalen bussen, aldus kernsplijtingsafval simulerend, vervoerd en in opberggaten geplaatst, ter demonstratie van de techniek.
Figuur 1 geeft in schetsvorm weer hoe, analoog aan hetgeen in de Verenigde Staten in voorbereiding is, in Nederland een opbergmijn zou kunnen worden aangelegd in dezelfde zoutkoepel, als waarin ook een opbergholte werd uitgeloogd. Dat veel van het in eerste instantie voor de Lyon's zoutmijn uitgewerkte Salt Vault Project overdrachtelijk toepasbaar is op andere zoutformaties blijkt uit het vervolg, dat dit project naar verwachting in New Mexico (V.S.) zal krijgen (13).
Een eerste aanwijzing daartoe is de veiligheidsevaluatie die Claiborne en Gera uitwerkten voor een lokatie in de Salado-steenzoutformatie (14).

Gesteld wordt dan ook, dat op grond van het onderzoekwerk, hoofdzakelijk door het Oak Ridge National Laboratory in de Verenigde Staten maar ook in de Asse-2 mijn door het Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung in Duitsland verricht, installaties voor het ondergronds opbergen van radioactief vast afval in een zoutkoepel in Nederland zijn uit te werken. Zodra de specifieke gegevens van het steenzout, de ondergrondse ligging van de voor afvalberging aan te wijzen zoutkoepel en omgevende strata door middel van proefboringen en boorkernonderzoek zijn vastgesteld en goed bevonden, kan aan de hand van een daarop gebaseerde thermische analyse de vereiste spreiding voor het kernsplijtingsafval en daarmee de vormgeving van de opbergmijn worden vastgesteld.

4.4. OMVANG VAN HET VOORONDERZOEK

Om het geologisch en geofysisch onderzoek beperkt te kunnen houden is het noodzakelijk aan de hand van een reeds uitgevoerde voorselectie (15) en op grond van nader op te stellen planologische overwegingen te komen tot een voorkeursvolgorde voor de aanwijzing van de voor afvalberging te gebruiken zoutkoepel.
Verondersteld wordt dat ter plaatse van de eerstverkozen zoutkoepel een

drietal verkenningsboringen tot in het steenzout zullen worden uitgevoerd. Van tenminste één van deze boringen zullen de bovengebrachte boorkernen over de gehele diepte verzameld worden. Deze kernen zullen geologisch en op hun gesteentemechanica onderzocht worden. Vervolgens zullen in het boorgat geofysische metingen worden uitgevoerd, waarbij gedacht wordt aan het nemen van een γ-straallog, een caliperlog, een soniclog, een laterolog, een neutronlog en/of een densitylog en een hellingmeetsurvey.
Is de uitkomst van dit vooronderzoek negatief dan zal eenzelfde vooronderzoek opnieuw gedaan moeten worden voor de als tweede in de voorkeursvolgorde geplaatste zoutkoepel en zonodig ook voor de daaropvolgende zoutkoepel totdat een positieve uitkomst verkregen is.
Is de uitkomst van dit vooronderzoek positief, blijkt de kwaliteit van het steenzout voldoende en de ondergrondse situering van de zoutkoepel gunstig voor het gestelde gebruik, dan kan mede op grond van de verkregen nadere gegevens een thermische analyse worden gemaakt en een definitieve indeling ondergronds en bovengronds worden uitgewerkt.

Voor deze veiligheidsanalyse wordt vooralsnog als rekenmodel gehanteert een zoutkoepel

- waarvan het top steenzout ligt op 250 meter,
- waarin een bergholte voor LAVA en MAVA werd uitgeloogd van 450 tot 550 meter diepte,
- waarin op 800 meter diepte een opbergmijn is aangelegd voor het kernsplijtingsafval, en
- waarvan tenminste 200 meter gehandhaafd bleef als een zijdelingse omhulling rond het opgeborgen afval.

5. BEPERKINGEN GESTELD AAN DE VEILIGHEIDSANALYSE VOOR ONDERGRONDS OPGEBORGEN RADIOACTIEF VAST AFVAL

5.1. ALGEMEEN

In de Verenigde Staten is in opdracht van de A.E.C. door het Pacific Northwest Laboratory van Battelle op grond van faalkansberekeningen een eerste risico analyse gemaakt van de alternatieve afvalverwerkingsmogelijk-

heden, die naast de opberging in steenzout in de Verenigde Staten nog in studie zijn (16). De brede opzet van deze studie, die onder andere tien verschillende wijzen van opberging in de diepe ondergrond omvat, de specifiek Amerikaanse invoergegevens in de faalkansberekeningen en de bijzonder complexe matrix, die uitgewerkt werd voor de stralingsdosisberekeningen, maken het onmogelijk deze gegevens overdrachtelijk toe te passen voor de Nederlandse situatie voor opbering van afval in een zoutkoepel. Op zich is het echter bijzonder interessant vast te stellen, wat deze Amerikaanse berekening van de jaarlijkse stralingsdosis voor de plaatselijke bevolking oplevert.

Voor één centrale opbergplaats voor al het kernsplijtingsafval afkomstig van een kernenergieprogramma dat rond het jaar 2000 de 1200 GWe overschrijdt, werd een model doorgerekend voor een ontsnapping van radioactiviteit, die 100 jaar na opberging aanvangt. De berekende jaarlijkse stralingsdosis blijkt ver onder de toegestane dosis te blijven, met het op zich vrij onschuldige splijtingsprodukt technetium (^{99}Tc) als meest dominante nuclide.

Voor eenmaal ondergronds in een zoutkoepel opgeborgen radioactief vast afval zijn slechts een beperkt aantal natuurlijke oorzaken en gevolgen daarvan te bedenken op grond waarvan een terugkeer naar de biosfeer van afvalnucliden mogelijk is. De geringe voorspelbaarheid van geologische ontwikkelingen op grond van gegevens uit het geologische verleden maken echter een faalkansberekening voor een ondergrondse berging twijfelachtig.
Daarom wordt de veiligheidsanalyse gebaseerd op een voortdurende zouttektoniek, op breukvorming in de ondergrond die daar een gevolg van zal zijn en op een ontstaan van contact tussen de voordien droge zoutkoepel met grondwater, dat als gevolg daarvan zal ontstaan vrijwel onmiddellijk nadat de opbergholte en de opbergmijn buiten bedrijf gesteld zijn.
Figuur 4 geeft schematisch alle natuurlijke oorzaken weer, met de daaruit voortvloeiende gevolgen, die de duurzaamheid van de zoutomhulling rond het opgeborgen afval al dan niet zouden kunnen aantasten.

Naast natuurlijke oorzaken voor het verloren gaan van de beschermende zoutomhulling kunnen ook menselijke ingrepen daaraan bijdragen. Ook daarvoor geldt dat de beschikbare statistische gegevens als onvoldoende aangemerkt moeten worden voor het opstellen van een faalkansberekening.

De overwegingen, op grond waarvan consekwenties van menselijk ingrijpen of menselijk falen in de veiligheidsanalyse verder buiten beschouwing gebleven zijn, worden in de navolgende paragrafen nader geformuleerd.

5.2. GEVOLGEN VAN MENSELIJK INGRIJPEN OF MENSELIJK FALEN TIJDENS BEDRIJF EN BIJ BUITENBEDRIJFSTELLING VAN DE OPBERGVOORZIENINGEN

5.2.1. BEDRIJFSONGEVALLEN

Tijdens het bedrijven van een opbergvoorziening kunnen uiteraard bedrijfsongevallen optreden. Verwacht mag worden dat deze door menselijk ingrijpen te corrigeren zijn, zonder dat een te groot radiologisch risico voor de omgeving het gevolg zal zijn. Daarbij mag worden verondersteld, dat de bovengrondse installaties en gebouwen zodanig ontworpen zijn, dat ook onder abnormale omstandigheden de stralingsbelasting in de directe omgeving van de gebouwen blijft binnen gestelde grenzen. De bijzondere bedrijfsvoorzieningen die dat zal vergen zijn elders in Nederland reeds voorgeschreven en toegepast in vergelijkbare gebouwen, zoals radiochemische laboratoria waar met sterk radioactieve stoffen gewerkt wordt.

Als voorbeeld van een zeer ernstig bedrijfsongeval ondergronds kan verondersteld worden een waterinbreuk via een van de schachten van de opbergmijn en het vollopen van deze mijn met water. Dit voorbeeld negeert de mogelijkheid dat een waterinbreuk zich eerst als een beperkte lekkage zal aankondigen, zodat afdichtingsmaatregelen tijdig te treffen zijn. Een direct contact tussen afvalnucliden en water zal na het vollopen van de mijn echter voorlopig niet optreden.
Het vollopen met water van de mijngangen is overigens op zich een eenmalige gebeurtenis. Van een voortdurende stroming na vollopen met water van de mijngangen zal geen sprake zijn, omdat het gangenstelsel zelf het diepste waterwegenstelsel is in de zoutkoepel.
Door oplossing van steenzout van de vloer en wanden van de mijngangen zal het stilstaande water tot pekel worden. Bij de maximale zoutconcentratie

van ca. 300 gram per liter zal ongeveer 20 cm steenzout van de wanden of de vloer in oplossing gaan. Het in de mijn opgeborgen kernsplijtingsafval bevindt zich meters onder de vloer van de mijngangen, in met pluggen afgedichte gaten.
Verwacht mag dan ook worden dat de plaats van de waterinbreuk na het ongeluk vast te stellen is, dat ter plaatse een afdichting tot stand gebracht kan worden en dat vervolgens de mijngangen weer leeg te pompen zijn. Weliswaar zal er veel bedrijfsschade zijn, een radiologisch risico zal er door een dergelijk bedrijfsongeval voor de omgeving beslist niet ontstaan.

De mogelijkheid van een waterinbreuk via de vulpijp van de opbergholte is, als gevolg van een normaal bedrijfsongeval, niet reëel voorstelbaar. Zoals reeds uiteengezet werd onder 4.2. is de vulpijpconstructie zodanig uit te voeren, dat de technische levensduur langer zal zijn dan de gebruiksduur. Alleen als onderdeel van een tegen de afvalberging gerichte terroristische activiteit, zou een ingreep te postuleren zijn, die de vulpijp ingrijpend zou kunnen beschadigen.
Afgezien van de in paragraaf 5.2.4. nader beschouwde geringe aantrekkingskracht van de afvalberging voor dit soort activiteiten, resulteert het bewust stukmaken van de vulpijpconstructie uitsluitend in een aanzienlijke bedrijfsstoring en - schade. Het vollopen van de opbergholte met grondwater, wanneer ter plaatse van de vernieling een watervoerende laag rond de vulpijp aanwezig is, heeft beslist geen direct radiologisch risico voor de omgeving tot gevolg. Ook in een beschadigde vulpijp kunnen op zeer korte termijn afdichtingsmaatregelen getroffen worden onder het beschadigde gedeelte, zodanig dat geen open verbinding meer aanwezig is tussen het in de opbergholte binnengestroomde grondwater en de hydrologische kringloop. Reparaties zijn vervolgens uitvoerbaar, hetzij ten koste van een verkleining van de doorlaat van de pijp, hetzij ten koste van het vervroegd buiten bedrijf stellen van de opbergholte.
Overigens heeft een open verbinding halverwege de vulpijp met een watervoerende gesteentelaag nog geenszins een watercirculatie tot gevolg zo-

danig, dat daardoor een transport mogelijk wordt voor in de holte opgeborgen afvalnucliden terug naar de biosfeer.
Alleen middels diffusie is massatransport denkbaar van in de bergholte in een steenzoutpekel in oplossing gegane afvalnucliden naar het zoete grondwater in de vulpijp en via de kolom grondwater in de vulpijp en het lek naar de watervoerende gesteente laag. Dit proces zal zodanig langzaam verlopen dat voldoende tijd beschikbaar is om maatregelen te treffen.

5.2.2. FALEN VAN DE VULPIJP- EN SCHACHTAFDICHTINGEN

Bij de buitenbedrijfstelling van een vol aan te merken opbergholte en een afgebouwde opbergmijn zullen de vulpijp en de schachten met speciaal daartoe ontwikkelde cementspecies en met zorgvuldig gekozen grondmengsels worden afgedicht, in zodanige opeenvolging, dat via de afgedichte "oude" toegangsmogelijkheid geen transportweg zal kunnen ontstaan voor terugkeer met het grondwater van opgeborgen radionucliden naar de biosfeer (17).
De goede toegankelijkheid van de mijnschachten maakt het mogelijk dat deze afdichtingen op de juiste wijze tot stand komen.
Een eventueel falen van de op afstand aangebrachte afdichtingen in de vulpijp naar de opbergholte zal nauwelijks risico's opleveren. Het in de opbergholte aanwezige afval bevat slechts in geringe mate langlevende radionucliden en het radiotoxisch risico van dit afval zal tot een aanvaardbaar niveau zijn teruggelopen, voordat de gevolgen van een eventueel falen van de vulpijpafdichting effect kunnen sorteren.

5.2.3. ANDERE MIJNBOUWKUNDIGE ACTIVITEITEN TER PLAATSE VAN DE AFVALBERGING

Tijdens bedrijf en na buitenbedrijfstelling van de opbergvoorzieningen zijn ook menselijke ingrepen veronderstelbaar in de vorm van mijnbouwkundige activiteiten ter plaatse, die de duurzaamheid van de zoutomhulling zouden kunnen aantasten.
Op korte termijn bezien is de veronderstelling niet reëel omdat alle booractiviteiten in Nederland gebonden zijn aan een vergunningenstelsel,

en de centrale overheid een zorgvuldige registratie kent van alle mijnbouwkundige activiteiten.
Aangenomen mag worden dat dit overheidstoezicht leidt tot het niet toestaan van enige mijnbouwactiviteit ter plaatse, die de afvalberging in gevaar kan brengen.
Op langere termijn echter kan de huidige samenleving, door welke oorzaak ook, verloren gaan en daarmee de beschermende overheidscontrole. Zou een nieuwe bewoning ter plaatse van de afvalberging ontstaan, dan is een hernieuwde exploratie en exploitatie van de ondergrond verwonderstelbaar. Het bereiken van werkdiepten op gelijk niveau als waarop het kernsplijtingsafval opgeborgen werd vereist een zekere technische en geologische kennis en het beschikbaar hebben van technische hulpmiddelen.
Interesse voor winning van steenzout op grote diepte is nauwelijks te veronderstellen, omdat het (steen)zout in overvloed op geringe diepte te vinden is.
Exploratie van bitumina lijkt op langere termijn, na de grondige uitputting die onze generatie daarvan tot stand tracht te brengen, evenmin waarschijnlijk, tenzij dat de nieuwe bewoners de techniek zouden beheersen om tot veel grotere diepten te boren.
Indien in dat geval de diepere ondergrond ter plaatse van de afvalberging een hernieuwde exploratie zou ondergaan dan kan worden gesteld, dat de kans dat radioactief afval rechtstreeks wordt aangeboord klein is en dat een daaruit voortvloeiend risico slechts door een zeer beperkt aantal mensen gelopen wordt.

5.2.4. TERRORISTISCHE ACTIVITEITEN EN OORLOGSHANDELINGEN

Terroristische activiteiten zouden zich kunnen richten op de in bedrijfzijnde afvalopbergvoorzieningen. Bovengronds zal het hoogactieve afval ter plaatse van de afvalverwerking in afschermcontainers in beperkte hoeveelheden voorhanden zijn.

Als doel voor kwaadwilligen is het afval ter plaatse in of bij de afvalverwerkingsgebouwen veel minder spectaculair en sorteert een actie minder effect dan wanneer deze gericht zou zijn tegen diezelfde afschermcontainers tijdens een transport naar de afvalbergplaats.

Ondergronds is het eenmaal opgeborgen afval tijdens het bedrijf van de opbergvoorzieningen veel minder gemakkelijk toegankelijk en zal het resultaat van welke terroristische activiteit ook, beperkt blijven tot een grote bedrijfsschade en radioactieve besmetting van de ondergrondse bedrijfsruimten.
Na buitenbedrijfstelling van de ondergrondse opbergvoorzieningen zal de inspanning die gepleegd moet worden om bij het afval te komen in geen enkele verhouding meer staan tot het resultaat dat er bijvoorbeeld met ondergrondse explosies in steenzout te bereiken zou zijn.
Afgezien van de onwaarschijnlijkheid van dit soort kwaadwillige activiteiten mag gesteld worden dat dergelijke acties uitsluitend een zeer klein deel van het verzamelde afval kunnen treffen. Mede daarom zal een mogelijke verspreiding van radioactiviteit als gevolg van een dergelijke actie beperkt van omvang blijven.

Ook voor oorlogshandelingen geldt, dat de afvalberging om diezelfde redenen nauwelijks als een object van importantie kan worden aangemerkt. Het effect dat een mogelijk verdwaalde raket of bom kan hebben blijft beperkt tot beschadiging van de bovengrondse installaties en in het ergste geval tot een bomkrater, die amper het top steenzout zal open leggen.
In dit verband kan verwezen worden naar de beschouwing, die in paragraaf 7.6 gegeven wordt aan de inslag ter plaatse van de afvalberging van een zware meteoriet, als een van de mogelijke natuurlijke oorzaken voor aantasting van de duurzaamheid van de zoutomhulling rond het opgeborgen afval.

5.2.5. HET NIET BETREKKEN VAN MENSELIJKE INGREPEN IN DE VEILIGHEIDSANALYSE

Op grond van vorenstaande overwegingen kunnen menselijke ingrepen aanzienlijke bedrijfsschaden aan de afvalverwerkingsinstallaties tot gevolg hebben en kan als gevolg daarvan incidenteel een beperkte verspreiding van radioactiviteit in de omgeving tot stand komen. Een kansberekening voor een dergelijk radioactief ongeval is niet te maken. Wel kan gesteld worden dat geen steeds voortdurende terugkeer van radionucliden uit het opgeborgen afval terug naar de biosfeer zal kunnen optreden als gevolg van enig menselijk ingrijpen.

Dit overwegende is de uitwerking van de veiligheidsanalyse beperkt gehouden tot de natuurlijke oorzaken, die een aantasting van de duurzaamheid van de zoutomhulling rond het opgeborgen afval tot gevolg kunnen hebben.

6. MAATSTAVEN VOOR VEILIGHEIDSBESCHOUWINGEN VAN ONDERGRONDS OPGEBORGEN RADIOACTIEF AFVAL

6.1. ALGEMEEN

De veiligheidsanalyse voor het ondergronds opbergen van radioactief afval heeft primair betrekking op de veiligheid van grote groepen van de bevolking, die indirect en ongewild geconfronteerd zouden kunnen worden met ongewenste gevolgen van deze ondergrondse afvalberging. Het veiligheidsaspect dat in deze beschouwd wordt is de veiligheid met betrekking tot blootstelling aan ioniserende straling.

Algemeen gesteld zijn er vier mogelijkheden voor de blootstelling van de individu aan ioniserende straling, te weten:

- blootstelling aan uitwendige bestraling, en
- drie mogelijkheden van blootstelling aan inwendige bestraling te weten als gevolg van:
    - inslikken van radioactieve stoffen;
    - inademen van radioactieve stoffen; en
    - absorptie van radioactieve stoffen via de huid.

Wanneer radioactief vast afval eenmaal opgeborgen is in een geologische formatie, dan wordt met de vele honderden meters dikke bovenliggende aardlagen een zodanige afscherming tot stand gebracht, dat er bovengronds geen sprake meer kan zijn van enige uitwendige bestraling.
Ook de mogelijkheid dat het opgeborgen radioactieve materiaal rechtstreeks vanuit de diepe ondergrond als stof in de atmosfeer kan terugkomen is volledig uit te sluiten. Daarmee vervalt zowel het risico van inhalatie van radioactieve stoffen als het risico van absorptie van deze materialen via de huid. Bij de veiligheidsbeoordeling van ondergronds opgeborgen afval blijft zodoende als enige mogelijkheid over, de kans dat het opgeborgen

afval in contact komt met grondwater, dat de afvalnucliden in oplossing gaan in het grondwater, waarna transport samen met dit grondwater voor de terugkeer van afvalnucliden naar de biosfeer zorgdraagt.
Wordt dit verontreinigde grondwater vervolgens als drinkwater gebruikt, dan komt ingestie van radioactieve stoffen tot stand.

Uiteraard zijn er nog andere ketens, waarlangs de in het grondwater aanwezig veronderstelde radionucliden de mens zouden kunnen bereiken. Zij zijn schematisch weergegeven in figuur 5.
Zo er in een van deze ketens biologische concentratiemechanismen optreden met hoge concentratiefactoren, dan zal dat slechts gelden voor enkele nucliden en optreden bij enkele soorten organismen, die qua aantal in de voedselketen een geringe bijdrage leveren. Het is niet te verwachten dat het mede in beschouwing nemen van biologische concentratiemechanismen de uitkomst van een veiligheidsbeschouwing, die uitsluitend op het drinken van verontreinigd grondwater gebaseerd is, ingrijpend zal wijzigen.
Vooralsnog zal daarom de navolgende veiligheidsanalyse gebaseerd zijn op het via de directe lijn van het drinkwater tot de mens komen van de in het grondwater aanwezig veronderstelde radionucliden.

6.2. RELATIEF RADIOTOXISCH RISICO ALS GRAADMETER

Voor Nederland, waar grondwater op vele plaatsen van enige diepte wordt opgepompt om als drinkwater te worden gebruikt, is de meest directe weg voor de in dat grondwater opgeloste radionucliden om tot de mens te komen die van het drinken van dat water.
Uit de door de I.C.R.P. gestelde dosislimieten is voor de verschillende radionucliden in de I.C.R.P. publicaties 2 en 6 een maximaal toegestane concentratie afgeleid voor radionucliden in het drinkwater, dat individuele personen van de bevolking dagelijks mogen drinken.
Uitgaande van de meest ongunstige veronderstelling dat ieder radionuclide in een oplosbare vorm in het kernsplijtingsafval aanwezig is kan voor een gegeven hoeveelheid van ieder radionuclide de hoeveelheid water berekend worden, die nodig is om die gegeven hoeveelheid op te lossen tot de maximaal toegestane concentratie.

Voor de verdere veiligheidsbeschouwingen wordt als graadmeter ingevoerd het begrip Relatief Radiotoxisch Risico, welk begrip kwantitatief gelijk is aan de aldus berekende hoeveelheid water per nuclide, en dat voor een gegeven mengsel van radionucliden gelijk is aan de som van de per radionuclide berekende hoeveelheden water.

Het Relatief Radiotoxisch Risico (RRR) is als volgt in een formule weer te geven :

$$\sum_i (RRR)_i = \frac{Q_i}{(MTC_w)_i}$$

waarin Q_i de radioactiviteit in Curies is voor het nuclide i,

$(MTC_w)_i$ de maximaal toegestane concentraties in drinkwater is voor het nuclide i, uitgedrukt in Curies per m^3,

$\sum_i (RRR)_i$ voor een mengsel van nucliden gelijk is aan de som van de volumina water in m^3, berekend voor ieder nuclide afzonderlijk.

Het begrip RRR dient primair vergelijkenderwijs gehanteerd te worden. Een absolute waarde kan er nauwelijks aan worden toegekend, omdat in de praktijk zal blijken, dat de beschouwde radionucliden niet allen in een zodanige vorm aanwezig zijn dat zij volledig in water zullen oplossen, en dat ook de opgeloste nucliden niet voor 100% voor consumptie beschikbaar komen. Evenzo zullen de in het water opgeloste radionucliden naar hun aard chemisch verschillend reageren met het gesteente en de aardlagen waar doorheen de migratieweg terug naar de biosfeer voert, zodat de samenstelling van de oplossing aan verandering onderhevig zal zijn.

Zoals mag blijken uit figuren 7 en 9 en Tabel I is hantering van het RRR desondanks waardevol voor:

- het vergelijken van het radiologisch risico van radionucliden, die onder gelijke of nagenoeg gelijke omstandigheden in de biosfeer aangetroffen worden,
- het vaststellen bij een mengsel van radionucliden, welke nucliden radiotoxisch bezien dominant zijn, en

- het vaststellen van het verloop van het radiotoxisch risico, als gevolg van het radioactief verval, dat met de tijd tot stand komt.

6.3. RADIOACTIVITEIT VAN HET OPGEBORGEN AFVAL

6.3.1. AANNAMEN VOOR EEN OPBERGHOLTE

In het kader van de plannen tot uitbreiding van de Nederlandse kerncentrale-capaciteit tot 3500 MWe is voor die capaciteit het jaarlijks aanbod van radioactief vast afval dat in aanmerking komt voor opberging in een berg-holte geraamd op 300 m^3 samengeperst LAVA, 75 m^3 MAVA en 50 m^3 HAVA.
In tegenstelling tot het kernsplijtingsafval, dat naar hoeveelheid en isotopensamenstelling nauwkeurig berekend kan worden, laat de zeer heterogene en steeds variërende samenstelling van het in de opbergholte neergelaten afval slechts een zeer globale berekening toe van de accumulatie in de opbergholte van de met het afval geassocieerde radioactiviteit.
Een eerste berekening werd door Wervers uitgevoerd (2), uitgaande van een voor de huidige situatie wellicht te sterke toename van het geïnstalleerde vermogen aan kernenergiecentrales. In deze wordt extreem verondersteld, dat alle voor opberging aangeboden colli de maximaal toelaatbare doseringssnelheid van 0,2 R/uur aan het oppervlak zullen hebben en dat alle afval, ook het HAVA, na een vervaltijd van niet meer dan 30 dagen voor opberging zal worden aangeboden in hoeveelheden die per kerncentrale iets lager werden aangenomen dan nu wordt geraamd.

In de tabellen II t/m IV staan de hoeveelheden Curies per collo van 200 liter LAVA en het geaccumuleerd voorkomen ervan weergegeven, die berekend werden op grond van de vereenvoudigde veronderstelling dat de maximale doseringssnelheid aan het oppervlak van de colli veroorzaakt wordt in het ene geval (Tabellen II en III) door homogeen in het collo verdeelde splijtingsprodukten en actiniden en in het ander geval (Tabel IV) door homogeen verdeelde activeringsprodukten afkomstig van roestvrij staal.
De doseringssnelheid aan het oppervlak van een collo MAVA ligt een faktor 10 hoger dan die voor een collo LAVA.
Het aanbod van colli MAVA echter ligt een faktor 4 lager dan dat voor LAVA, waardoor de bijdrage van het op te bergen MAVA aan de geaccumuleerde hoeveelheid Curies in de opbergholte 2,5-maal hoger zal zijn dan in de tabellen is aangegeven voor het LAVA.

Wanneer ook het HAVA al na 30 vervaldagen voor opberging zou kunnen worden aangeboden dan was de doseringssnelheid aan het oppervlak van een collo HAVA te stellen op een faktor 1000 groter dan die voor een collo LAVA. Op grond van het 6-maal geringere aanbod van HAVA is dan vast te stellen, dat de bijdrage van het op te bergen HAVA aan de geaccumuleerde hoeveelheid Curies in de opbergholte 166-maal hoger zal zijn dan in de tabellen is aangegeven.

In de praktijk zal een zo snelle afvoer van HAVA vanwege transport problemen niet mogelijk blijken. Reëel is danook een 10-jarige tijdelijke opslag bij de kerncentrales te veronderstellen, als gevolg waarvan de gemiddelde bijdrage van het HAVA aan de in de opbergholte geaccumuleerde hoeveelheid Curies niet veel hoger zal uitvallen dan 25-maal de in de tabellen aangegeven waarden.

Deze vermindering wordt verondersteld hoofdzakelijk tot stand te komen door het radioactief verval van het nuclide ^{55}Fe, dat een halveringstijd heeft van 2,6 jaar en dat op korte termijn althans ook in het HAVA bepalend is voor de totale hoeveelheid radioactiviteit.

Voor een met LAVA, MAVA en HAVA gevulde opbergholte mag op grond hiervan het maximaal te accumuleren aantal Curies gesteld worden op 30-maal de waarden gegeven in de tabellen II t/m IV. Dit is een uiterste bovengrens.

Wordt de inhoud van de stortholte beperkt tot circa 40.000 m^3, dan zal deze bij de realisering van een vullingsgraad van 70% na ongeveer 25 jaar gevuld zijn en aan radioactiviteit, hoofdzakelijk als gevolg van ^{55}Fe-activiteit, ruim 500.000 Ci bevatten.

Figuur 6 geeft het verloop van de in de opbergholte geaccumuleerd veronderstelde radioactiviteit. De grafiek illustreert het dominante gedrag over de eerste 20 jaren van activeringsnucliden ^{55}Fe en ^{60}Co.

De geringe waarde die bij veiligheidsbeschouwingen voor ondergronds opgeborgen radioactief afval moet worden toegekend aan opgaven van totale hoeveelheden radioactiviteit blijkt duidelijk, wanneer de figuren 6 en 7 onderling vergeleken worden. Die vergelijking leert, dat de grote hoeveelheid radioactiviteit afkomstig van ^{55}Fe bij de bepaling van het radiotoxisch risico onbelangrijk wordt in vergelijking tot de veel geringere hoeveelheid radioactiviteit afkomstig van ^{90}Sr en ^{137}Cs.

6.3.2. AANNAMEN VOOR EEN OPBERGMIJN

Het jaarlijks aanbod van vast kernsplijtingsafval dat na 10 jaar radioactief verval voor opberging zal worden aangeboden kan geraamd worden op 50 stuks 50 liter containers per 1000 MWe kerncentrale-bedrijfsjaar. Voor 3500 MWe aan kerncentrale capaciteit wordt dat een jaarlijks aanbod van 175 containers, met een totaal gewicht aan glasblokken van circa 22 ton.
Daarbij is uitgegaan van een splijtstofverbruik voor een 1000 MWe kerncentrale van 27,5 ton per jaar.
In tegenstelling tot het accumulerende effect dat een opbergholte heeft, wordt met een opbergmijn voor kernsplijtingsafval een gelijkmatige spreiding nagestreefd van dat afval over een groot zoutvolume, zodanig dat rond iedere 50 liter container een zoutvolume van ruim 1500 m^3 gehandhaafd wordt. De hoeveelheid radioactiviteit die na 10 jaar verval nog in één 50 liter container met vast kernsplijtingsafval aanwezig zal zijn kan geraamd worden op ongeveer 180.000 Ci. Het jaarlijks aanbod van kernsplijtingsafval dat met een tijdvertraging van 10 jaar voor opberging in aanmerking komt zal op basis van bovenstaand cijfermateriaal voor 3500 MWe kerncentrale capaciteit een totale hoeveelheid radioactiviteit van ruim 30.000.000 Ci vertegenwoordigen.

Figuur 8 geeft het verloop over de eerste 1.000 jaar van de radioactiviteit van de per ton verbruikte splijtstof geproduceerde hoeveelheid vast kernsplijtingsafval. Ook deze grafiek illustreert het dominante gedrag van ^{90}Sr en ^{137}Cs over de eerste honderden jaren van opberging.

6.4. RADIOTOXISCH RISICO VAN HET OPGEBORGEN AFVAL

6.4.1. RADIOTOXISCH RISICO VAN LAVA, MAVA EN HAVA

Voor een in de loop van 25 jaar gevulde opbergholte wordt het totale Relatief Radiotoxisch Risico op het moment van buiten bedrijfstelling van de opbergvoorziening geraamd op 10^{10} m^3, een waarde die, zoals mag blijken uit figuur 7, nagenoeg geheel bepaald wordt door ^{90}Sr.
Na verloop van enkele honderden jaren is het Relatief Radiotoxisch Risico niveau gedaald tot op een waarde van ongeveer 2.10^7 m^3, een waarde die

dan nagenoeg geheel bepaald zal worden door het in de opbergholte aanwezig verondersteldе plutonium en americium.

6.4.2. RADIOTOXISCH RISICO VAN KERNSPLIJTINGSAFVAL

Vanaf het moment dat een verbruikt splijtstofelement uit de reactor verwijderd wordt zal als gevolg van het radioactief verval de samenstelling naar radionucliden in dat element voortdurend aan wijziging onderhevig zijn.
Na de splijtstofopwerking zal het kernsplijtingsafval als glas of in een matrix van metaal vastgemaakt worden. Ook in deze afvalblokken blijft de samenstelling naar radionucliden aan verandering onderhevig en neemt de radioactiviteit af als gevolg van het radioactief verval dat voortduurt, totdat stabiele eindprodukten gevormd zijn.

Figuur 9 laat zien welke de radionucliden zijn die het RRR de eerste 1000 jaar bepalen. Na 10 jaren verval zijn het de splijtingsprodukten strontium (^{90}Sr) en cesium (^{137}Cs) die het RRR bepalen voor de eerstvolgende 400 jaren. In die tijd vermindert het totale RRR ongeveer met een faktor 4.000. Na die tijd zal het RRR voor enkele duizenden jaren bepaald worden door het americium isotoop ^{241}Am, waarna het americium isotoop ^{243}Am en het plutonium isotoop ^{240}Pu dominant worden in het RRR voor de daaropvolgende tienduizenden jaren.

Tabel I , waarin alle in de loop van de tijd voor het radiotoxisch risico belangrijke radionucliden zijn samengevat, laat zien dat op heel lange termijn de door radioactief verval ontstane dochternucliden radium (^{226}Ra) en thorium (^{229}Th) het RRR voor het ondergronds opgeborgen kernsplijtingsafval zullen bepalen.

Het splijtingsprodukt ^{129}J is volledigheidshalve in Tabel I opgenomen, hoewel dit element geen bestanddeel zal vormen van het vastgemaakte kernsplijtingsafval. Immers tijdens de splijtstofopwerking reeds zal het ^{129}J zich als vluchtig bestanddeel uit de oplossing afscheiden en via de afvoergassenstroom in een absorptie kolom gevangen worden. Verwerking van het aldus gebonden ^{129}J samen met het stabiele ^{127}J isotoop, danwel de opberging van het

^{129}J in een milieu dat een redelijke concentratie aan stabiel jodium bevat (zoals zeewater) kan resulteren in een radiologisch verantwoorde verwerking van het ^{129}J (18). Verwacht wordt dat dumpen in zee van het met ^{129}J verzadigde absorptiemateriaal een aanvaardbare verwerkingswijze zal blijken te zijn.

Het in Tabel I berekende RRR gaat uit van de veronderstelling dat de ondergronds opgeborgen afvalnucliden uitsluitend met het grondwater terug kunnen keren naar de biosfeer en uitsluitend met het drinkwater of met het voedsel door de mens ingeslikt kunnen worden.
Als verondersteld wordt dat, eenmaal terug in de biosfeer, de afvalnucliden ook in de atmosfeer terecht kunnen komen en dus een inademingsrisico zouden kunnen opleveren, dan behoeft de risicoberekening op dit punt een aanvulling. Tabel V laat zien dat met name voor plutonium (^{239}Pu en ^{240}Pu) het inademingsrisico vele malen groter is dan het ingestierisico. Aangezien een inademingsrisico voor uit het opgeborgen afval afkomstige radionucliden alleen op zeer lange termijn veronderstelbaar is, is in hoofdstuk II nader vastgesteld wat het inademingsrisico zou kunnen zijn voor het langlevende uit het opgeborgen kernsplijtingsafval afkomstige plutonium isotoop ^{239}Pu.

7. NATUURLIJKE OORZAKEN VERWERKT IN DE VEILIGHEIDSANALYSE

7.1. ALGEMEEN

In figuur 4 zijn een vijftal natuurlijke oorzaken schematisch weergegeven met de mogelijke gevolgen die al dan niet bepalend blijken voor een mogelijke terugkeer naar de biosfeer van radionucliden afkomstig uit het in een zoutkoepel opgeborgen radioactief vast afval.
Van dit vijftal oorzaken kunnen zowel tektonische bewegingen in de aardkorst, als ingrijpende klimaatsveranderingen, bovengronds ter plaatse van de afvalberging de inleiding zijn tot een verstoring van het stratigrafisch evenwicht ter plaatse, zodanig, dat in de voor opberging gebruikte zoutkoepel trage vloeiingsverschijnselen optreden, die onder de naam zoutkruip in het schema vermeld staan.

Ook een excessieve warmteontwikkeling in geval van een te compacte opberging van het kernsplijtingsafval kan een instabiliteit van de zoutkoepel tot gevolg hebben zodanig dat zoutkruip er het gevolg van is. Zoutkruip kan, afhankelijk van de situering van de betreffende zoutkoepel in de diepe ondergrond en de geaardheid van de bovenliggende gesteenten, aanleiding geven tot breukvorming in de ondergrond.
Breukvorming in de ondergrond kan ook ontstaan als gevolg van seismische activiteit.
Breukvorming in het aanliggende gesteente kan tot gevolg hebben dat de zoutkoepel in contact komt met grondwater. Ook een steeds voortgaande opstuwing van de zoutkoepel als gevolg van zoutkruip kan uiteindelijk resulteren in het in contact komen van het top steenzout met grondwater.
Treedt daarna een voortgaande aantasting van de zoutomhulling op dan zal uiteindelijk het opgeborgen afval in contact komen met het door de aantasting van het steenzout tot een verzadigde pekel geworden grondwater.
Als vijfde meer directe aantastingsmogelijkheid van de zoutomhulling rond het opgeborgen afval is aangegeven de inslag ter plaatse van de afvalopberging van een zware meteoriet.
In de navolgende paragrafen wordt aan elk van deze natuurlijke oorzaken nader aandacht besteed.

7.2. TEKTONISCHE BEWEGINGEN

Het gebied van Noord-Oost Nederland, waar zoutkoepels voorkomen, maakt deel uit van een uitgebreid gebied waar in de geologische historie bodemdaling optrad en belangrijke afzettingen tot stand kwamen, waarvan de voornamelijk uit steenzout bestaande Zechstein formatie er één is.
Bodemdalingen en bodemheffingen hebben elkaar in de latere geologische perioden afgewisseld. Breukvorming als gevolg van deze tektonische bewegingen is in het betreffende gebied veelvuldig opgetreden. Figuur 10 toont een doorsnede over een tweetal Nederlandse zoutkoepels, waarin onder andere breuken te zien zijn die vanuit het Boven-Krijt tot in het Zechstein zout van een der zoutkoepels reikten.
Naarmate de zoutlagen, door volgende afzettingen bedekt, onder druk kwamen,

is steenzout zich plastisch gaan gedragen. Door de plasticiteit en door het geringere soortelijk gewicht dat steenzout heeft in vergelijking tot andere sedimenten is het steenzout, waar mogelijk, naar zones van geringe weerstand opgestuwd. Als gevolg van deze bewegingen zijn uit de oorspronkelijke zoutlagen, waar die dik genoeg waren, zoutkoepels omhoog gekomen.
Ook de zouttektoniek zelf heeft breukvorming tot gevolg, zowel in de sedimenten waar de zoutkoepels doorheen breken, als in de sedimenten die door de zouttektoniek mee opgestuwd worden.

Op zeer lange termijn beschouwd is er dan ook alle aanleiding om te veronderstellen dat breukvorming zal optreden in de aanliggende en bovenliggende sedimenten van een zoutkoepel.
Daarbij dient echter wel onderscheid gemaakt te worden tussen zoutkoepels waarvan aantoonbaar is dat tot in kwartaire tijd zoutbewegingen hebben plaatsgevonden en die als jonge zoutkoepels worden aangemerkt, en zoutkoepels waarvan geen kwartaire mobiliteit kan worden aangetoond, die als oude zoutkoepels aangemerkt worden.

7.3. SEISMISCHE ACTIVITEIT

Het te beschouwen gebied in Noord-Oost Nederland, waarin zoutkoepels voorkomen die voor opberging van radioactief vast afval gebruikt zouden kunnen worden, is als een a-seismisch gebied aan te merken.
De geringe seismische activiteit die ons land nu nog kent beperkt zich grofweg tot het gebied ten Zuiden van de lijn Amsterdam-Nijmegen.
In dat deel van ons land zijn vrijwel vertikaal Noord-West verlopende breuken in de ondergrond aanwezig, waarvan er enkele nog actief zijn.
Ook in Noord-Oost Nederland zijn breuken in de ondergrond te vinden, waarvan figuur 10 er enkele toont.
Deze breuken kunnen mede een gevolg zijn geweest van de zouttektoniek, die in het geologisch verleden ter plaatse zoutruggen en zoutkoepels deed ontstaan.

7.4. EXTREME KLIMAATSVERANDERINGEN

In het geologisch verleden is Noord-Oost Nederland aan de pleistocene ijstijden blootgesteld geweest en hebben de in de ondergrond reeds aanwezige zoutkoepels de invloeden daarvan overleefd. Die invloeden zijn het grootst geweest in de Saale-ijstijd, rond 240.000 jaar geleden, toen het te beschouwen gebied als aangegeven in figuur 11 met landijs bedekt is geweest. Op grond van die informatie wordt in deze beschouwing verondersteld, dat ingrijpende klimaatsveranderingen alleen in combinatie met andere, het stratigrafische evenwicht verstorende, invloeden mogelijk enige bijdrage kunnen leveren tot een voortgaande opstuwing van de zoutkoepel.
Dat een eerstvolgende ijstijd binnen enkele honderden jaren in gang gezet zou kunnen worden is een verwachting die recentelijk de nodige aandacht heeft gekregen (19).

7.5. WARMTEONTWIKKELING AFVALNUCLIDEN

Ook de warmteontwikkeling als gevolg van het radioactief verval van de in een zoutkoepel opgeborgen radionucliden is volledigheidshalve als een natuurlijke oorzaak aangenomen die mogelijk zoutkruip tot gevolg zou kunnen hebben.
De opwarming van het voor opberging gebruikte steenzout beïnvloedt de plasticiteit van het steeenzout en kan een tijdelijke instabiliteit van de zoutkoepel tot gevolg hebben. Door een voldoend lange vervalperiode vooraf te laten gaan aan de opberging van het kernsplijtingsafval, en door dit afval voldoende ruim gespreid op te bergen is de opwarming van de zoutkoepel volledig beheersbaar (11). Daarbij zal de vervalwarmteontwikkeling gedurende vele honderden jaren tot temperatuursverhogingen in de steenzoutmassa aanleiding geven, die blijven binnen de voor de mechanische eigenschappen van het steenzout aan te geven grenzen.

Naar verwachting zal ook de energie, die in een direct rond de bussen met kernsplijtingsafval gelegen dunne schil steenzout, wordt opgeslagen als gevolg van de door het aldaar heersende gamma stralingsveld veroorzaakte roosterfouten beheersbaar zijn.

De beïnvloede zone, die beperkt blijft tot de eerste 30 tot 50 cm rondom de bussen, is klein in verhouding tot de onderlinge afstand van de bussen die ongeveer 10 meter zal bedragen.
Daarentegen is dit ook de zone waar naar verhouding de hoogste temperaturen in het steenzout zullen optreden, in orde van grootte boven de 250° C.
Als gevolg van deze hogere temperaturen zal de accumulatie van roosterfout-energie te niet gedaan worden.
Vastgesteld werd dat bij temperaturen boven 150° C de in het steenzout opgeslagen energie verwaarloosbaar klein is.
Voorlopige analyses wijzen erop, dat beneden zouttemperaturen van 120° C een opslag van energie kan optreden tot maximaal ongeveer 60 cal./gram en dat het plotseling vrijkomen van dergelijke hoeveelheden energie een betrekkelijk gering en kortdurend effect heeft (13).
Een mogelijk gevolg van de warmteontwikkeling in het steenzout rondom het hoogactieve kernsplijtingsafval kan zijn de migratie van de verspreid in het steenzout ingesloten kleine pekelbellen naar de plaatsen waar de hoogste temperatuur op zal treden, dat is naar de schil steenzout direct rond de afvalcontainers (4). Zo deze migratie optreedt, dan zal een beperkte hoeveelheid pekel zich verzamelèn rond de containers met vastgemaakt kernsplijtingsafval. De warmteoverdracht ter plaatse wordt daardoor niet slechter.
Alleen de roestvrij stalen containers zouden verondersteld kunnen worden niet bestand te zijn tegen de pekel.
De afschermende waarde van de zoutomhulling in zijn totaliteit wordt daardoor echter niet aangetast, omdat de situering van de afvalblokken in de zoutmassa er niet wezenlijk door zal veranderen.
In de hierna volgende veiligheidsbeschouwing is bewust geen rekening gehouden met het verpakt zijn van het kernsplijtingsafval in hermetisch afgesloten roestvrij stalen bussen en met de geringe oplosbaarheid van het tot glas vastgemaakte kernsplijtingsafval. Als zodanig is het in deze ook niet relevant of direct rondom het kernsplijtingsafval de roestvrij stalen verpakking nog intact is en of daar omheen steenzout danwel pekel gesitueerd is, op het moment dat grondwater door de steenzoutomhulling tot bij het kernsplijtingsafval is doorgedrongen.
Samenvattend wordt daarom gesteld dat mede als gevolg van de beheersbaarheid van de opwarming van het steenzout geen gevolgen daarvan in de veiligheidsbeschouwing verwerkt zijn.

7.6. INSLAG VAN EEN ZWARE METEORIET

7.6.1. ALGEMEEN

In hoofdstuk 5 werd als een mogelijke aantasting van de duurzame zoutomhulling vermeld de inslag van een zware meteoriet ter plaatse waar ondergronds afval werd opgeborgen.
De aarde kent in haar geschiedenis een 4-tal inslagen van zeer grote meteorieten te land. De Barringer krater in Arizone (V.S.) is de bekendste krater, die als gevolg van een van deze inslagen ontstond. Deze krater, met een diameter van 1.600 meter, wordt toegeschreven aan de inslag van een 8 miljoen ton zware meteoriet, die het aardoppervlak met een snelheid van 15.000 meter per seconde bereikte (20).
De diepte van inslagkraters kan gesteld worden op een kwart van de kraterdiameter. De zeer grote meteorieten kunnen danook zodanige diepten bereiken, dat zij de duurzame zoutomhulling van een ondergrondse afvalberging aantasten. Het is denkbaar dat betrekkelijk ondiep opgeborgen radioactief afval daarbij in de brokstukken die de kraterrand vormen terechtkomt, en dat zelfs een deel van dit afval als stof in de atmosfeer zou terechtkomen.

7.6.2. KANSBEREKENING INSLAG TER PLAATSE VAN DE AFVALBERGING

De kans dat in een periode van 100.000 jaar een meteoriet met een massa van 10 miljoen ton of meer een op 400 meter diepte gelegen ondergrondse opbergplaats zal treffen is als volgt te berekenen (20).
Wordt de grootte van het trefvlak gesteld op 1 km^2 en het totaal aan land op aarde op 130 miljoen km^2, dan is op grond van de frekwentie van het inslaan van 10 miljoen tons meteorieten van 14 inslagen op land per 100.000 jaar deze kans $\frac{14}{130.000.000}$ ofwel 1 op 10 miljoen.

Deze bijzonder kleine kans betreft dan alleen nog maar de betrekkelijk ondiep in het steenzout aangelegde opbergholte. De kans van een openbreken van de op 800 meter diepte aangelegde opbergmijn voor het kernsplijtingsafval is uiteraard nog veel kleiner.
Een mogelijke meteorietinslag wordt verder in de veiligheidsanalyse buiten beschouwing gelaten omdat een meteorietinslag veel erger gevolgen voor de directe omgeving ter plaatse van het inslag punt heeft, dan het radiotoxisch risico van een beschadiging van de zoutomhulling rond een ondergrondse afvalberging.

8. MOTIVERING VAN DE AANNAMEN VOOR DE VEILIGHEIDSANALYSE

8.1. MOBILITEIT VAN DE ZOUTKOEPELS

Uit gedane onderzoekingen in Duitsland komt overtuigend naar voren dat de meeste zoutstrukturen voornamelijk onder invloed van halokinese, dus autonoom, ontstaan zijn (21) (22). Andere onderzoekers (23) menen dat er een samenhang is tussen autonome zoutbeweging en tektonische processen.
Voor de beweging van het zout zijn twee faktoren bepalend, te weten de aanwezigheid van een zodanige belastingdruk dat het zout de grens van elasticiteit naar plasticiteit overschrijdt, en de aanwezigheid van een spanningsvermindering in een bepaalde richting, waardoor het mogelijk wordt dat het zout naar gebieden met een lagere potentiaal afvloeit.
In de natuur kunnen nog enkele andere voorwaarden voor zoutvloeiing aanwezig zijn, te weten het reliëf van het vlak waar het zout op ligt, primaire inhomogeniteiten in het zout zelf en veranderingen in het gewicht van de bovenliggende gesteentekolom. Empirisch is vastgesteld, dat zoutvloeiing pas optreedt bij een zoutdikte van 300 m, gepaard gaande met een helling van het basisvlak van meer dan 1 graad en een belastingdruk van 50 tot 100 kg per cm^2 wat gelijkwaardig is aan een sedimentbelasting van 350 tot 600 m.
In Noord-Oost Nederland is in de Zechstein periode, dat is 220 miljoen jaar geleden gemiddeld 1000 meter steenzout afgezet. Van de later hierop afgezette Trias is uit boorgegevens bekend, dat deze afzettingen een dikte

van meer dan de nu nog voor erosie gespaard gebleven 600 m gehad moet hebben (24). Alle faktoren voor zoutvloeiing waren toen dus aanwezig. De zoutbeweging moet dan ook omstreeks het einde van de Trias, dat is ongeveer 190 miljoen jaar geleden in gang gezet zijn.
De breukvorming vanuit het Boven-Krijt tot in een van de zoutkoepels als weergegeven in figuur 10 is een aanwijzing dat deze zoutkoepel het grootste deel van zijn totale hoogtetrajekt van globaal 3000 meter omstreeks 100 miljoen jaar geleden al had afgelegd. De geringe dikte van het nog resterende steenzout tussen de beide in figuur 10 weergegeven zoutkoepels kan een aanwijzing zijn voor een afnemende mobiliteit van deze zoutkoepels.
Eenmaal gevormde zoutkoepels zullen in beweging blijven zolang zich geen stratigrafisch evenwicht ter plaatse heeft ingesteld. Tot stilstand gekomen zoutkoepels kunnen bij een verstoring van het evenwicht in beweging komen, zolang aan de basis nog voldoende zout beschikbaar is. Er zijn meerdere in- en uitwendige oorzaken in figuur 4 aangegeven, die onder dat voorbehoud zoutkruip tot gevolg kunnen hebben.

Feitelijke informatie omtrent de mobiliteit van de als jong aan te merken Nederlandse zoutkoepels gedurende het meer recente verleden ontbreekt. Trusheim berekende voor de zoutkoepel van Segeberg een gemiddelde rijzing over de laatste 20.000 jaar van 2 mm per jaar (21), en stelde voor de zoutkoepels, die in Irak aan het aardoppervlak zichzelf als zoutgletsjers manifesteren, een rijzing van 2,4 mm per jaar vast.
Lotze nam voor zoutkoepels nabij de Kaspische Zee een opwaartse beweging waar van enkele millimeters per jaar (25).
Op grond van bovenstaande overwegingen en gegevens zal in de veiligheidsanalyse ervan worden uitgegaan, dat de voor afvalberging gebruikte zoutkoepel nog in beweging is, met een gemiddelde opstuwing van 2 mm per jaar.

8.2. BREUKVORMING

De in 8.1. veronderstelde voortgaande zouttektoniek zal vroeg of laat breukvorming in de directe omgeving van de zoutkoepel tot gevolg hebben. Belangrijk voor een juiste waardering van de gevolgen van ondergrondse breukvorming ter plaatse van zoutkoepels is het feit, dat dwars over twee voorlopig voor opberging geselecteerde zoutkoepels verschuivingen langs een breukvlak zijn opgetreden. Door het plastische gedrag van steenzout onder druk is het breukvlak in de koepel geheeld. De breukvorming in het aanliggende gesteente

heeft niet tot gevolg gehad dat het grondwater de zoutkoepels ingrijpend heeft aangetast. Althans dat kan afgeleid worden uit het feit, dat de beide zoutkoepels vele miljoenen jaren nadat breukvorming ter plaatse optrad er in volle omvang nog staan.
Belangrijk voor een juiste waardering van ondergrondse breuken in de omgeving van zoutkoepels is ook, dat boven geen van de zoutkoepels in Nederland met zekerheid een verzilting van het grondwater is waargenomen (26).
Desondanks blijft de kans bestaan dat als gevolg van breukvorming in de directe omgeving van de zoutkoepel een aantasting door water van de zoutomhulling in gang gezet wordt. Bij de veiligheidsanalyse is daarom uitgegaan van de voor-onderstelling dat breukvorming zal optreden onmiddellijk nadat de afvalberging buitenbedrijf gesteld zal zijn.

8.3. WATERAANTASTING VAN ZOUTOMHULLING NA BREUKVORMING

Treedt breukvorming in een vroeg stadium op, dan ligt de top steenzout nog in de diepe ondergrond, dat is buiten bereik van de hydrologische kringloop, dus buiten bereik van het enige medium, waarmee een eventueel transport van radio-nucliden terug naar de biosfeer mogelijk is.
Ook in de diepe ondergrond kan water voorkomen, dat in navolging van Visser (26) op het schema in figuur 4 formatiewater genoemd wordt.
Dit formatiewater is meestal brak of zout en niet of nagenoeg niet in stroming, omdat het zich in zeer weinig poreus gesteente bevindt.
Indien als gevolg van hetzij tektonische bewegingen, hetzij zoutopstuwing, breukvorming in de diepe ondergrond optreedt, dan zal aantasting van de duur-zame zoutomhulling door brak of zout nagenoeg stilstaand formatiewater optreden.
Een voortgaande aantasting van de duurzame zoutomhulling zodanig dat formatie-water in contact kan komen met het opgeborgen afval wordt verondersteld niet op te treden.
Wanneer echter de breukvorming optreedt in het gesteente dat als wateraf-scheidende laag de zoutkoepel scheidde van de hydrologische kringloop, of zoals op het schema in figuur 4 staat aangegeven, scheidde van het grondwater, dan moet verondersteld worden dat als gevolg daarvan een voortgaande aantasting van de zoutomhulling tot stand zou kunnen komen.
Reëel is een dergelijke veronderstelling overigens nauwelijks. Als gevolg van de aanwezigheid in het steenzout van onoplosbare verontreinigingen zo-als anhydriet zal bij iedere voortgaande aantasting van het steenzout onder

invloed van de oplossing waarbij anhydriet achterblijft een afschermende anhydrietlaag ontstaan, die na verdichting door zoutkruip omgezet wordt tot caprock.
Figuur 12 toont een hoog opgestuwde Zechstein zoutkoepel, die als gevolg van wateraantasting zowel op de flanken als op de top aldus een eigen waterdichte afscherming opbouwde.
Desondanks is de veiligheidsanalyse gebaseerd op een voortgaande aantasting van het steenzout tot en met het in oplossing gaan van de in het opgeborgen afval aanwezige radionucliden.

8.4. BETREKKELIJKHEID VAN VEILIGHEIDSBESCHOUWINGEN OP LANGE TERMIJN

Wordt het effect, dat de beide zich in de biosfeer zelf voltrekkende natuurlijke oorzaken, te weten de extreme klimaatsveranderingen en de inslag van een zware meteoriet op aarde, ruimer beschouwd dan alleen in relatie tot de veiligheid van het ondergronds opgeborgen afval, dan blijkt daaruit de betrekkelijkheid van deze veiligheidsanalyse.
Immers een inslag op aarde van een zware meteoriet, die voor een ondergrondse afvalberging weinig effect sorteert, zal overal in de nabijheid van bewoning grote verwoestingen tot stand brengen.
Met veel groter kans dan berekend werd voor het gebied van de afvalberging treft immers een dergelijk zware meteoriet bewoonde gebieden of valt de meteoriet in zee en veroorzaakt een vloedgolf met nog erger gevolgen.
Ook de voor de ondergrondse afvalberging weinig effect sorterende extreme klimaatsveranderingen zullen naar verwachting op een zodanig desastreuze wijze ingrijpen op de biosfeer, dat beschouwingen over veiligheid op lange termijn in die biosfeer, in relatie tot uitsluitend het ondergronds opgeborgen afval, in die context weinig relevant meer zijn.
Wanneer in deze in termijnen van tienduizenden en honderdduizenden jaren gerekend wordt om aannemelijk te maken dat het ondergronds in een zoutkoepel opbergen van radioactief afval een aanvaardbaar risico is ook op langere termijn, dan geschiedt dat in het volle besef van de betrekkelijkheid die het toepassen van thans geldende maatstaven heeft op een samenleving en een biosfeer, waarvan wij de ontwikkeling op lange termijn niet kunnen overzien.

9. TIJDSDUREN VERWERKT IN DE VEILIGHEIDSANALYSE

9.1. TIJDSDUUR VOOR DE ZOUTKRUIP

Een voortdurende zoutkruip van de voor afvalberging gebruikte zoutkoepel met gemiddeld 2 mm per jaar resulteert in een opstuwing van 1 meter iedere 500 jaar, en een opstuwing van 100 meter in 50.000 jaar.
Voor een zoutkoepel, waarvan het top steenzout wordt verondersteld nu te liggen op 250 meter onder het huidige maaiveld, zal het top steenzout na 50.000 jaar op ongeveer 150 meter onder het dan tot stand gekomen maaiveld liggen. Op welk niveau dat zal liggen hangt af van de mate waarin de bovenliggende sedimenten door het steenzout mee opgestuwd worden. Als gevolg van een dergelijke opstuwing tekenen de zoutvoorkomens in Segeberg, Neu Stassfurt en Braunschweig zich duidelijk in het landschap af.
Daarentegen toont figuur 12 hoe het ook mogelijk is dat op een bepaald niveau wanneer het soortelijk gewicht van de bedekkende en omringende gesteenten geringer wordt dan het soortelijk gewicht van het steenzout, het steenzout zijdelings zal gaan uitvloeien om een zogenaamde paddestoel te vormen.
Zowel het opstuwen van het bovenliggende gesteente als een mogelijke zijdelingse afvloeiing van het steenzout zullen medewerken aan het tot standbrengen van een tijdsduur van meer dan 100.000 jaar, voordat als gevolg van de veronderstelde voortdurende zoutkruip het top steenzout zal zijn doorgedrongen tot 50 meter onder het dan ter plaatse aanwezige maaiveld.
Deze tijdsbegrenzing behoeft uiteraard correctie, wanneer in een vroeger stadium als gevolg van een op grotere diepte tot stand gekomen contact tussen steenzout en grondwater reeds een aantasting van het top steenzout in gang gezet zou zijn.

9.2. TIJDSDUUR VOOR DE WATERAANTASTING

Heeft breukvorming een wijziging in de grondwaterbeweging tot gevolg zodanig, dat grondwater in contact komt met steenzout, dan zal dit in het grondwater oplossen en kan dit in een concentratie van ten hoogste 300 gram per liter worden afgevoerd. Voorwaarde daarvoor is, dat toestroming van grondwater mogelijk is en blijft doordat het hydrostatische drukverschil ter plaatse voldoende groot is om de relatief zware steenzoutpekel te verdringen.

Gelet op het feit dat meerdere van de afdekkende lagen boven de zoutkoepel klei- of zandige kleilagen zijn, die, wanneer zij watervoerend zijn of zouden worden, zich plastisch zullen gedragen, is het onwaarschijnlijk dat een nieuw ontstane breuk over grotere lengte werkelijk goed waterdoorlatend wordt. Door op de breukvorming volgende zettingen en compactie enerzijds, en door zwelling van de klei als gevolg van contact met water anderzijds zal iedere grondwatertransportweg met de tijd ter plaatse van een van de kleilagen onderbroken worden of zoals aangeduid werd in het schema "dichtslibben".
Even reëel als het mogelijk tot stilstand komen van de grondwatertoestroming is de constatering, dat een verzadigde steenzoutpekel afschermend werkt tegen een verdergaande aantasting van het onderliggende steenzout door zoet of brak grondwater. Alleen diffusie is dan nog veronderstelbaar als mechanisme om het in oplossing gegane zout in opwaartse richting te verplaatsen en zo een voortgaan van de aantasting van de zoutomhulling mogelijk te maken. En diffusie is een zeer langzaam verlopend massatransportproces, in weinig poreuse media.

Smith (27) heeft aan de hand van een model berekeningen uitgevoerd zowel voor de aantasting van de bovenkant als een aantasting van de flank van een ondergrondse zoutkoepel. Onder andere met uitsluiting van porositeitseffecten en met voorbijgaan aan de aanwezigheid in het steenzout van onoplosbare verontreinigingen werd berekend, dat de meest waarschijnlijke aantasting vanaf de bovenkant van de zoutkoepel tenminste 170.000 jaren zal moeten voortduren voordat de eerste 150 meter zoutafscherming boven het opgeborgen afval zal zijn doorbroken.
De tijdsduur voor een wateraantasting van bovenaf die resulteert in het doordringen van het tot een verzadigde steenzoutpekel geworden grondwater tot aan het tenminste 200 meter diep in de zoutkoepel aangelegde opbergholte kan daarom veilig gesteld worden op meer dan 200.000 jaar.
Een wateraantasting vanaf de bovenkant van de zoutkoepel tot aan het 800 meter diep opgeborgen kernsplijtingsafval is nauwelijks veronderstelbaar. Een dergelijke aantasting is zo ingrijpend voor de zoutkoepel dat vloeiingsverschijnselen zullen optreden. Zodanig grote hoeveelheden zout zullen daarbij door oplossing afgevoerd moeten worden, dat een afschermende caprock vorming niet meer buiten beschouwing kan blijven.

Gerekend werd ook aan een veel minder waarschijnlijke wateraantasting via een breukvorming op de flank van de zoutkoepel.
Met uitsluiting van porositeitseffecten in het aanliggende gesteente, met voorbijgaan aan de aanwezigheid in het steenzout van onoplosbare verontreinigingen en zonder rekening te houden met het mogelijk in gang zetten van een zoutkruip ter plaatse van de zich vormende oplosholte werd berekend, dat een wateraantasting tot 150 meter in het steenzout op 1000 meter diepte tot stand zal komen in tenminste 64.000 jaar. Op 200 meter diepte zal een dergelijke aantasting sneller verlopen en in tenminste 6.400 jaar tot standkomen.
Hoewel de bewijsvoering daarvoor (nog) niet te geven is, mag in de bevindingen aan de Wienhausen zoutkoepel, weergegeven in figuur 12, een aanwijzing gezien worden, dat als gevolg van de plasticiteit van het steenzout op grotere diepte zoutkruip zal optreden ter plaatse van de zich vormende oplosholte. Deze zoutkruip zou in gang gezet kunnen worden door het drukverschil, dat ter plaatse van het oplosvlak ontstaat doordat aan de waterzijde een hydrostatische druk zal heersen die een faktor twee kleiner is dan de stratigrafische druk in het aanliggende steenzout.
Indien aangetoond zou kunnen worden dat een evenwicht zich instelt tussen de steenzout aanvoer ter plaatse als gevolg van zoutkruip en de zoutafvoer als gevolg van de wateraantasting, dan zullen de verontreinigingen die in het steenzout aanwezig zijn op de duur een afscherming op de flanken tot standbrengen, zoals die bij de Wienhausen zoutkoepel is aangetroffen.
Aangezien de mobiliteit van het steenzout met de diepte toeneemt mag daarbij verondersteld worden dat de aanvoer van steenzout naar de plaats waar aantasting plaatsvindt ook merendeels van onderaf zal plaatsvinden.
Vooralsnog zullen voor de veiligheidsanalyse tijdsduren aangehouden worden van tenminste 20.000 jaar voor een zijdelingse aantasting die resulteert in het doordringen van grondwater tot in de op circa 500 meter diepte aangelegde opbergholte en van tenminste 100.000 jaar voor een zijdelingse aantasting die resulteert in het doordringen van grondwater tot bij het op 800 meter diepte opgeborgen kernsplijtingsafval.

9.3. TIJDSDUUR VAN HET OPLOSSEN VAN AFVALNUCLIDEN IN GRONDWATER

De tijd die zal verlopen vanaf het moment van opberging van vastgemaakt kernsplijtingsafval, tot het moment dat grondwater de plaats bereikt waar dat afval werd opgeborgen, is bijzonder lang, zelfs al treedt een begin van aantasting van de duurzaamheid van de zoutomhulling snel na opberging op.
Ter vereenvoudiging van onze argumentatie nemen we aan dat in die tijd de roestvrij stalen bus, waarin de blokken afval verpakt waren, weggecorrodeerd is en dat ook de blokken zelf als gevolg van stralingsschade of veroudering verpulverd zijn. Door de plasticiteit van het zout zal het kernsplijtingsafval echter onder de ter plaatse heersende druk als blok samengeperst gehouden worden.
Voor de verdere berekeningen wordt ervan uitgegaan dat alle afvalnucliden volledig in het grondwater in oplossing gaan.
Daarbij wordt aan de geringe oplosbaarheid van het tot glas vastgemaakte kernsplijtingsafval voorbijgegaan, omdat de oplosduur kort is in verhouding tot de extreem lange tijden die voor de andere stoffen op een mogelijke weg terug naar de biosfeer vast te stellen zijn.

Overigens is het met name voor de transuranen uiterst onwaarschijnlijk dat zij in water oplossen, omdat zij verondersteld worden in oxydevorm in het afval aanwezig te zijn. Belangrijke ionenconcentraties van deze elementen zijn alleen te verkrijgen in sterk zure oplossingen (28). Wanneer in een uitgesproken zuur milieu een oplossing tot stand gebracht is, dan kunnen sommige plutoniumzouten in oplossing blijven, ook al verloopt deze oplossing tot een vrijwel neutrale. Een dergelijke omstandigheid is ondergronds niet te verwachten. In nagenoeg ieder gesteente zal er sprake zijn van een vrijwel neutraal milieu, in welk milieu de transuraan-oxyden vrijwel onopgelost zullen blijven.
En voor het zeer geringe deel ervan dat nog verondersteld kan worden in oplossing te gaan geldt, dat neutrale oplossingen van actiniden de neiging hebben te hydrolyseren, waarbij de hydroxiden zich als een gelachtige neerslag uit de oplossing afscheiden.

9.4. MIGRATIEDUUR VAN AFVALNUCLIDEN DOOR DE ONDERGROND

9.4.1. RETENTIE VAN AFVALNUCLIDEN IN DE ONDERGROND

Onder retentie in de ondergrond wordt in deze verstaan zowel het optreden van ionenuitwisselingsreacties van de in het grondwater opgeloste afvalnucliden met gesteentemineralen als het fysisch uitfilteren in poreuze lagen van de door chemische reacties gevormde precipitaten.

De bodem en diepe ondergrond in het beschouwde gebied bestaat gedeeltelijk uit fijne zanden en zandsteen. Behalve zanden worden ook kleiachtige lagen aangetroffen onder andere in de vorm van Bontzandsteen. Zeer belangrijk voor mogelijke retentie is de aanwezigheid in het zandsteen naast het kwarts van bijmengsels als calciet en dolomiet, glauconiet, mica en andere kleimineralen en anhydriet en pyriet (26). Vooral door ionenuitwisseling en door adsorptie zullen de afvalnucliden gebonden worden. De kleimineralen zullen daarbij een belangrijke rol spelen.
De als gevolg van chemische reacties optredende precipitaten zullen door de poreuze gesteenten uitgefilterd worden.
Van de leemlagen, die weinig en de kleilagen die niet doorlatend zijn voor water wordt in deze veiligheidsanalyse verondersteld, dat zij geen aaneengesloten geheel vormen en derhalve de migratie van radioactief grondwater slechts ten dele zullen beletten. Indien dat in de beschreven situatie bij de te benutten zoutkoepel wel het geval zou blijken te zijn, dan is dat een belangrijk bijkomend winstpunt.

In de hierna volgende paragrafen is gebruik gemaakt van literatuurgegevens gebaseerd op grondwater systemen, die geen of slechts een geringe saliniteit bezaten. In onze situatie zal het radioactief verontreinigde grondwater in eerste aanleg een verzadigde steenzoutpekel zijn. De invloed daarvan op de ionenuitwisseling en het adsorptie-proces wordt momenteel op laboratorium schaal onderzocht in klei- en Bontzandsteen-monsters afkomstig uit gesteenten die boven de Nederlandse zoutkoepels worden aangetroffen.
De eerste resultaten van dit onderzoek zijn voor de radiotoxisch dominante nucliden plutonium en americium bepaald gunstig (29).

9.4.2. UITZONDERINGSPOSITIE ONDER ANDERE VAN TECHNETIUM

Een zeer beperkt aantal in het grondwater opgeloste afvalnucliden reageren niet of in beperkte mate met het gesteente of de grond waar het grondwater door beweegt. Dat betreft radionucliden die in de vorm van ongeladen complexen of in de vorm van anion-complexen in het grondwater opgelost zijn. Technetium, een van de minst radiotoxische afvalnucliden, is daar een voorbeeld van. Als pertechnetaat zal het geen uitwisselingsreacties vertonen met de meeste gesteente- en bodemmineralen. Eenmaal in het grondwater opgelost zal het met dezelfde snelheid als die van het grondwater terugkeren naar de biosfeer.

9.4.3. MIGRATIEDUUR VAN STRONTIUM EN CESIUM

De dominante radionucliden die de eerste 400 jaar de radiotoxiciteit van het opgeborgen kernsplijtingsafval bepalen zijn strontium (^{90}Sr) en cesium (^{137}Cs). Zowel laboratorium proeven als onderzoek ter plaatse hebben voor deze nucliden een zeer geringe mobiliteit aangetoond in een bewegend grondwater systeem. Zowel het tweewaardig kation Sr^{++} als het eenwaardig kation Cs^{+} worden hoofdzakelijk door ionenuitwisseling in de ondergrond vastgehouden (30). Daardoor wordt de migratiesnelheid van ^{90}Sr in de bodem vertraagd tot 1/100 deel en die van ^{137}Cs tot 1/1000 deel van de grondwatersnelheid. Op diepten van 200 meter, dat is een minste dieptenivéau waarop opgeloste radionucliden uit de zoutformatie kunnen komen, waar een grondwaterbeweging optreedt in de orde van 20 meter per jaar kunnen zodoende migratie afstanden optreden voor ^{90}Sr van 20 cm en voor ^{137}Cs van 2 cm per jaar. Bij deze geringe bewegelijkheid zijn beide radionucliden vóórdat zij een 200 meter lange weg terug naar de biosfeer hebben kunnen afleggen reeds geheel vervallen.

9.4.4. MIGRATIEDUUR VAN AMERICIUM EN PLUTONIUM

Voor de actiniden americium (^{241}Am en ^{243}Am) en plutonium (^{239}Pu en ^{240}Pu) geldt, zoals gesteld in paragraaf 9.3, dat zij in oxydevorm nagenoeg onoplosbaar zijn en dat zij als hydroxyde snel een neerslag zullen vormen,

dat in het gesteente uitgefilterd wordt. De bijzonder kleine hoeveelheid americium en plutonium die dan nog in oplossing blijft wordt vervolgens door ionenuitwisseling uit de oplossing verwijderd en aan de ondergrond geadsorbeerd.

Voor americium en plutonium zijn dan ook migratiesnelheden vastgesteld van 1/10.000 deel van de grondwatersnelheid (30). Op diepten van meer dan 200 meter betekent dat een migratie in de orde van 2 meter in 1.000 jaar.

Veronderstellen we de kortste migratieweg vertikaal omhoog, dan nog zal het in grondwater opgeloste ^{239}Pu, afkomstig van het oorspronkelijk op 800 meter diep opgeborgen kernsplijtingsafval, na een zijdelingse aantasting, die op zich al ruim 150.000 jaar vergde, en een als gevolg van de gedurende die periode vooronderstelde voortdurende opstuwing van de zoutmassa tot ongeveer 500 meter teruggebrachte migratieweg hebben af te leggen, wat aanvullend tenminste 250.000 jaar zal duren.

10. OPNAME VAN RADIONUCLIDEN IN VOEDSELKETEN

10.1. ALGEMEEN

Er zijn vele wegen waarlangs de met grondwater naar de biosfeer teruggebrachte afvalnucliden in de voedselketen terecht kunnen komen. In figuur 5 zijn deze wegen schematisch weergegeven.
De meest directe weg is die via het gebruik van het grondwater als drinkwater, waarbij het grondwater voor dat gebruik van tientallen meters diepte wordt opgepompt. In vergelijking daarmee zijn alle andere wegen langer, omdat daarbij ook nog binding in de bovengrond kan optreden van radionucliden aan bodemmineralen en opname van radionucliden in het wortelgestel van planten, in de graat van vissen en in de botten van dieren, zodanig dat slechts een fraktie der radionucliden de voedselketen nog bereikt. Vastgesteld werd bijvoorbeeld een concentratie plutonium in planten die 10.000 maal lager was dan die in de onderliggende grond (28). Daartegenover staat dat ook gevallen van herconcentrering van nucliden bekend zijn, echter bij organismen die qua aantal in de voedselketen een geringe bijdrage leveren.

10.2. INVLOED VAN DE BIJKOMENDE VERZILTING VAN HET GRONDWATER

Bij de verdere beschouwing van de opname van radionucliden vanuit het grondwater in de voedselketen dient echter rekening gehouden te worden met het bijzonder hoge zoutgehalte, dat het grondwater verkreeg bij het oplossen van de zoutomhulling rond het opgeborgen afval.
Onverdund is het zoute grondwater ondrinkbaar en ook als irrigatie water onbruikbaar. Verwacht mag worden dat bij het grondwatertransport menging met ander zoet grondwater optreedt en dus verdunning van het zoute water tot brak water of zelfs tot drinkbaar water tot stand kan komen. Om een verzadigde steenzoutoplossing terug te brengen tot een chloride-gehalte dat voor drinkwater in Nederland als maximum geldt is een 1000-voudige verdunning nodig, een verdunning die uiteraard ook optreedt voor de in het zoute grondwater in eerste aanleg opgeloste radionucliden.

Voor de verdere beschouwing van de wijze waarop eenmaal terug in de biosfeer gebrachte afvalnucliden in de voedselketen worden opgenomen, wordt verondersteld, dat zulks zonder tijdvertraging tot standkomt, door het gebruik van grondwater als drinkwater, nadat het grondwater daartoe een 1000-voudige verdunning heeft ondergaan.

11. INADEMINGSRISICO VOOR ONDERGRONDS OPGEBORGEN AFVALNUCLIDEN

11.1. ALGEMEEN

In hoofdstuk 6 werd reeds aangekondigd dat aandacht besteed zou worden aan het inademingsrisico van ^{239}Pu, voor zover dit met grondwater teruggebracht zou kunnen worden in de biosfeer. De enige mogelijkheid daartoe is een winderosie van grond waaraan ^{239}Pu geadsorbeerd werd of van grond waarin aan vergane plantenresten gebonden ^{239}Pu aanwezig is. Bij gelijkblijvende klimatologische omstandigheden zal van winderosie in ons land nauwelijks sprake zijn, mede omdat ook slibafzettingen zeker begroeid zullen blijven.
Mocht desondanks toch verondersteld worden dat winderosie mogelijk is aan drooggelegd slib of grond die met ^{239}Pu verontreinigd werd dan kan daar het navolgende bij aangetekend worden.

11.2. BEREKENING VAN ^{239}Pu-LUCHTBESMETTING

In tijd uitgedrukt is de weg terug naar het aardoppervlak van plutonium afkomstig van het ondergronds in een zoutkoepel opgeborgen kernsplijtingsafval enkele honderdduizenden jaren lang, dit gerekend vanaf het moment dat een voortgaande aantasting van de zoutomhulling door grondwater in gang gezet wordt.
In een dergelijk tijdbestek is al het ^{243}Am in het kernsplijtingsafval vervallen tot ^{239}Pu. Ondanks deze ingroei is ook de ^{239}Pu-inhoud van het kernsplijtingsafval in belangrijke mate teruggelopen. Per opberggat in 1500 m^3 steenzout met daarin opgeborgen twee stuks 50 liter containers met vastgemaakte kernsplijtingsafval (1) zijn dan nog slechts enkele grammen ^{239}Pu aanwezig.
Aannemende dat het kernsplijtingsafval in gelijke mate als het omliggende steenzout in oplossing zal gaan en dat daarbij een verzadigde steenzoutpekel ontstaat, dan zal per opberggat 10.000 m^3 steenzoutpekel gevormd worden met daarin enkele grammen ^{239}Pu, dat is aan radioactiviteit afgerond 0,2 Ci ^{239}Pu.
Met verwijzing naar paragraaf 9.4.4 zij herhaald dat na precipitatie en uitfiltering in het gesteente nog slechts een zeer klein deel van de Pu-ionen in oplossing zal blijven. Verondersteld mag daarom worden dat de ^{239}Pu-concentratie in de verzadigde steenzoutpekel tenminste zal teruglopen van 2.10^{-5} Ci ^{239}Pu per m^3 tot 2.10^{-7}Ci ^{239}Pu per m^3.

Veronderstellen we dat vermenging met ander zoet grondwater resulteert in een uiteindelijke zoute kwel met een altijd nog vrij extreme concentratie van 10.000 mg Cl- per liter dan vereist dat een 20-voudige verdunning van de oorspronkelijke concentratie, ook dus van de ^{239}Pu-concentratie, die daarmee teruggebracht wordt tot 10^{-8}Ci ^{239}Pu per m^3.
Stel nu dat slib, dat 50% van dit verontreinigde water bevat, drooggelegd wordt, dan mag verondersteld worden dat de drooggevallen grond eveneens nog 10^{-8}Ci ^{239}Pu per m^3 bevat.
Veronderstellen we tenslotte een voldoende windkracht om een verstuiving tot stand te brengen in een orde van grootte van 20 milligram stof per m^3 lucht, dan betekent deze hoge stofconcentratie hooguit een luchtbesmetting aan ^{239}Pu van 10^{-16}Ci ^{239}Pu per m^3 lucht.

Ook aan de hand van literatuur gegevens over het weer opwaaien van door neerslag veroorzaakte bodemverontreiniging (31) is een mogelijke luchtverontreiniging met ^{239}Pu dat vanuit een ondergrondse bergplaats met het grondwater in de biosfeer werd teruggebracht vast te stellen. Voor plutoniumoxyde wordt een "resuspension"-faktor, dat is de verhouding tussen de luchtverontreiniging in Ci/m^3 en de oppervlakte contaminatie in Ci/m^2, aangehouden van 10^{-5}.

Daar alleen de bovenste bodemlaag voor opwaaien in aanmerking komt en daarvan hooguit 5 mm zal verstuiven is, op grond van de eerder genoemde ^{239}Pu besmetting van het slib, de aan die laagdikte toe te rekenen oppervlakte besmetting $5.10^{-11} Ci/m^2$.
Daaruit volgt een mogelijke luchtverontreiniging met PuO_2 van $5.10^{-16} Ci/m^2$.

Deze berekeningen leveren luchtbesmettingen op die ruimschoots blijven binnen de maximaal toegestane concentratie in lucht voor ^{239}Pu die 6×10^{-14} Ci per m^3 bedraagt.
Op grond van deze berekeningen voor een van de in lucht meest radiotoxische afvalnucliden wordt geconcludeerd dat het opbergen in de diepe ondergrond van het radioactief afval onmogelijk aanleiding kan geven tot een onaanvaardbare luchtverontreiniging met afvalnucliden.

12. BARRIÈRES TEGEN TERUGKEER NAAR BIOSFEER

Uit de voorgaande hoofdstukken zijn een drietal barrières af te leiden die een mogelijke terugkeer van ondergronds in een zoutkoepel opgeborgen afval in de weg staan en die schematisch zijn weergegeven in figuur 5.

Barrière I is de steenzout omhulling zelf, die bestaat uit de buitenste 200 meter van een zorgvuldig geselecteerde zoutkoepel. Steenzout is een van de weinige geheel ondoorlatende gesteenten waarin geen waterinbreuk mogelijk is. Alleen door oplossing zou de steenzout omhulling verloren kunnen gaan, een proces dat vooral in de diepere ondergrond zeer langzaam zal verlopen, omdat de water beweging op grotere diepte zeer beperkt is. Een proces ook dat door de verontreinigingen in het steenzout tot stilstand gebracht kan worden door vorming van caprock (zie figuur 12).

Barrière II treedt eerst in werking wanneer de steenzout omhulling aangetast wordt door water. Steenzout lost gemakkelijk op in water. Een verzadigde steenzoutpekel echter is niet agressief voor het onderliggende steenzout. De pekel, die in vergelijking tot het brakke en zoete grondwater zwaarder is, zal bij zeer geringe waterbeweging uitzakken en een voortgaande aantasting van het onderliggende steenzout tegengaan. Bovendien zal een verzadigde steenzoutpekel de neiging vertonen, zich aan de water beweging te onttrekken.

Barrière III treedt eerst in werking wanneer de opgeloste afvalnucliden uit de zoutkoepel of uit de door aantasting in de zoutkoepel ontstane holte doordringen tot in het bovenliggende of aanliggende gesteente. Met name kleimineralen spelen een belangrijke rol bij de binding en retentie van in water opgeloste afvalnucliden. Door hydrolyse kan precipitatie ontstaan die ook resulteert in het vasthouden van de afvalnucliden in de bodem.
Deze derde barrière is alleen niet van toepassing voor die afvalnucliden, die in de vorm van ongeladen complexen of anion-complexen in het water opgelost zijn.

Niet als barrière is in deze aangemerkt het glas waartoe de afvalnucliden als een vrijwel onuitloogbare vaste massa verwerkt worden, omdat de tijdsvertraging die hierdoor optreedt op grond van fysische en chemische overwegingen zekerheidshalve in niet meer dan honderden jaren is uit te drukken, hetgeen relatief klein is in vergelijking tot de tijdsvertragingen van 10.000 jaar en meer die de barrières I tot en met III tot stand kunnen brengen.

Niet als barrière, maar veeleer als een kwalijk en tegelijkertijd nuttig nevenverschijnsel kan aangemerkt worden de verzilting van het grondwater die optreedt wanneer ondergronds een zoutkoepel wordt aangetast. Door menging met zoet grondwater in de bovengrond kan een zekere vermindering van het zoutgehalte tot standkomen. Door zoute kwel ter plaatse van de ondergrondse afvalberging zal iedere aantasting van de zoutomhulling gesignaleerd worden vele duizenden zo niet tienduizenden jaren voordat er sprake zal zijn van een radioactieve verontreiniging van dit verzilte grondwater.

13. MODELLEN VOOR MOGELIJKE TERUGKEER NAAR BIOSFEER VAN AFVALNUCLIDEN

13.1. ALGEMEEN

In hoofdstuk 12 werden de barrières aangegeven die de mogelijke terugkeer van ondergronds in een zoutkoepel opgeborgen afvalnucliden naar de biosfeer hetzij belemmeren, hetzij vertragen.
In hoofdstuk 9 werden de tijdsduren aangegeven waarmede gerekend mag worden voor de verschillende stappen op de mogelijke wegen terug naar de biosfeer.
Op grond daarvan kan voor de beide opbergvoorzieningen een rekenmodel worden beredeneerd dat het hoogst denkbare radiotoxisch risico zal opleveren.

13.2. OPBERGHOLTE-MODEL

Voor een opbergholte die 200 meter onder de top steenzout en op eenzelfde afstand van de flank van een zoutkoepel gesitueerd is, zal breukvorming tot in de diepere ondergrond die resulteert in een aantasting op circa 500 meter diepte van de flank van de zoutkoepel de snelst mogelijke penetratie van grondwater tot in de bergholte tot stand brengen, te weten na aantastingsduur van tenminste 20.000 jaar (zie 9.2.).
Gedurende die tijd wordt de zoutkoepel verondersteld een 40-tal meters te zijn omhoog gestuwd. Een barrière van ruim 400 meter aan aanliggend en bovenliggend gesteente ligt dan nog tussen het met radioactiviteit verontreinigde en tot een verzadigde steenzoutpekel geworden grondwater en de bovenste aardlagen.
Op een diepte van 400 meter, waar de grondwater bewegingen zeer beperkt zullen zijn, zal de verzadigde steenzoutpekel zich merendeels aan de waterbeweging onttrekken. Alleen diffusie van in de pekel opgeloste radionucliden is veronderstelbaar als transportmechanisme om radionucliden door te laten dringen tot in de natuurlijke kringloop van het water.
Vastgesteld kan worden dat een tijdsduur van 20.000 jaar ruim voldoende is voor de splijtingsprodukten ^{90}Sr en ^{137}Cs om te vervallen.

Met verwijzing naar paragraaf 9.4.4. kan verder worden vastgesteld, dat de actiniden americium en plutonium een zodanig geringe migratiesnelheid zullen hebben dat het ook in dit model tenminste 150.000 jaar zal duren, voordat deze nucliden opgelost in verzilt grondwater in de biosfeer zijn doorgedrongen.
Voor een in 25 jaar met LAVA, MAVA en HAVA gevulde opbergholte, waarbij grondwater eerst na tenminste 20.000 jaar in contact kan komen met de opgeborgen afvalnucliden is het RRR-niveau in die tijd teruggelopen tot minder dan 10^7 m^3.
Voor de zijdelingse aantasting die dit contact mogelijk maakt, veronderstelt Smith (27) een uitlogingsholte die bij benadering een staande cilinder kan zijn met een hoogte tweemaal de diameter. Voor een 200 meter van de flank van de zoutkoepel gelegen opbergholte betekent dat een uitlogingsvolume van 6 miljoen m^3. Ook al zou nog maar een honderdste deel van dit volume in stand zijn op het moment dat grondwater kan doordringen tot in de opbergholte dan nog betekent dat een mogelijkheid tot oplossen van de afvalnucliden in 60.000 m^3 verzadigde steenzoutpekel.
Een verdunning met een faktor 1000 is nodig om van pekel drinkbaar grondwater te maken. Dat betekent dat als alle afvalnucliden in de steenzoutpekel in oplossing zouden gaan, zij uiteindelijk in tenminste 60 miljoen m^3 drinkbaar grondwater voor consumptie beschikbaar zouden komen. Met verwaarlozing van de retentie van afvalnucliden, die op zal treden tijdens transport door de bovenliggende gesteentelagen, is het hoogst denkbare radiotoxisch risico voor het opbergholte-model een zodanig lage concentratie van afvalnucliden in drinkbaar grondwater, dat dit zonder meer als een aanvaardbaar radiologisch risico is aan te merken.

13.3. OPBERGMIJN-MODEL

Ook voor de op 800 meter diepte gesitueerde opbergmijn geldt dat een aantasting via de flank van de zoutkoepel de snelst mogelijke penetratie van grondwater tot bij het opgeborgen kernsplijtingsafval tot stand zal brengen, te weten na een aantastingsduur van tenminste 100.000 jaar (zie 9.2.).

Als gevolg van een voortdurende zoutopstuwing kan het kernsplijtingsafval met het steenzout mee omhoog gekomen zijn zodanig dat de kortste migratieweg terug naar de biosfeer nog maar 600 meter bedraagt. Door retentie in de ondergrond zal het afleggen van deze migratieweg voor het ^{239}Pu nog eens aanvullend een tijdsduur van meer dan 200.000 jaar vergen.

Voor de opbergmijn geldt, analoog aan hetgeen voor de opbergholte werd gesteld, dat een grote uitlogingsholte tot stand gebracht moet worden, wil het grondwater tot bij het kernsplijtingsafval doordringen. De waarschijnlijkheid dat dat op grotere diepte zal kunnen gebeuren zonder dat zoutkruip de uitlogingsholte weer doet dichtvloeien is bijzonder klein.
Een wateraantasting ter plaatse van het opgeborgen kernsplijtingsafval zal alleen dan een radiotoxisch risico kunnen opleveren wanneer bij voortduring de zoutlaag waarin de opberggaten werden aangebracht wordt aangetast.
Met voorbijgaan aan de beginfase, waarin voor de eerst oplossende afvalnucliden uiteraard veel meer pekel beschikbaar zal zijn, zal een situatie ontstaan waarbij per opberggat met daarin twee 50 liter containers met kernsplijtingsafval de daarin aanwezige afvalnucliden gelijktijdig in oplossing gaan met het steenzout dat het opberggat omringt. Uitgaande van een spreiding van de opberggaten van hart op hart 10 meter is die hoeveelheid te schatten op 1500 m^3.
Globaal gesproken betekent dat, dat de afvalnucliden in hoeveelheden als aangegeven in Tabel I in oplossing zullen gaan in 10.000 m^3 steenzoutpekel, en dat zij uiteindelijk in tenminste 10 miljoen m^3 drinkbaar grondwater voor consumptie beschikbaar zouden komen.

Met verwaarlozing van de retentie van afvalnucliden, die op zal treden tijdens transport door de aan- en bovenliggende gesteenten is dit ook voor het ondergronds opgeborgen kernsplijtingsafval een zodanig lage concentratie, dat dit als een aanvaardbaar radiologisch risico is aan te merken.
Immers de in het kernsplijtingsafval ingroeiende dochternucliden ^{226}Ra en ^{229}Th, die het radiotoxisch risico op een termijn van meer dan 100.000 jaar bepalen, mogen voor 100% in de biosfeer terugkeren, de concentratie waarin dat kan gebeuren blijft dan altijd nog een faktor 5 onder hetgeen maximaal is toegestaan voor drinkwater.

LITERATUURVERWIJZINGEN

1 J. Hamstra, Mogelijkheden in Nederland voor opberging van vast radioactief afval in een steenzoutformatie. Atoomenergie en haar toepassing 15, (1974), nr. 12, 292.

2 H.J. Wervers, De opslag van laag- en middel-radioactief afval in een steenzoutformatie in Nederland. Atoomenergie en haar toepassing 16, (1974) nr. 7/8, 166-174.

3 J. Hamstra, Veiligheidsaspecten en risico's verbonden aan de opslag van kernsplijtingsafval. Atoomenergie en haar toepassing 16, (1974), nr. 7/8, 175-180.

4 R.L. Bradshaw, W.C. McClain. Project Salt Vault: A demonstration of the disposal of high-activity solidified wastes in underground salt mines. ORNL-4555 (april 1971).

5 Zur Sicherheit der Endlagerung radioactiver Abfälle in Salzbergwerk Asse. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, München (april 1973).

6 H. Krause, H. Ramdohr, M.C. Schuchardt. Project of a salt cavity for the storage of radioactive wastes. Proceedings Symposium on the disposal of radioactive wastes into the ground. Wenen (1967).

7 J.C. Knegjes. Ondergrondse opslag voor energie. Procestechniek, 29, 6, (maart 1974), 186-191.

8 S. Lechler. Here's how mobil prepares storage cavernes in German salt domes. Petroleum and Petroleum International, Vol. 11 no. 12 (december 1971), 64-80 c.

9 Th.H. Wassmann. Lozing van afval in niet-permeabele formaties. Cursus ondergrondse lozing van afvalstoffen. Stichting Postakademische Vorming Gezondheidstechniek (1972).

10 S. Serata en E.F. Gloyna. Principles of structural stability of underground salt cavities. Journal of Geophysical Research, Vol. 65 no. 9, (september 1960), 2979-2987.

11 R.D. Cheverton, W.D. Turner. Thermal considerations and analysis for radioactive waste repository. Nuclear Technology, 19 (juli 1963).

12 Y. van der Feer, B. Verkerk, "Afvallozing en -opslag bij opwerkingsfabrieken". Atoomenergie en haar toepassing 13, (1971), nr. 12, 334-338.

13 W.C. McClain, A.L. Boch. Disposal of radioactive waste in bedded salt formations. Nuclear Technology, Vol. 24 (december 1974), 398-408.

14 H.C. Claiborne, F. Gera. Potential containment failure mechanism and their consequences at a radioactive waste repository in bedded salt in New Mexico. ORNL-TM-4639. (Oktober 1974).

15 H.M. Hareveldt. Selectie steenzoutformaties. Rapport Rijks Geologische Dienst. 1973.

16 K.J. Schneider en A.M. Platt. High-level radioactive waste management alternatives, BNWL-1900 (mei 1974).

17 F.M. Empson, V. Tamura. Plugging of boreholes. ORNL-4824 (december 1972), 19-23.

18 P.M. Bryant, J.A. Jones. The future implications of some long-lived fission product nuclides discharged to the environment in fuel reprocessing wastes. Proceedings Symposium on management of radioactive wastes from fuel reprocessing. (Parijs, 1972), 143.

19 N. Calder. De weermachine. Bosch & Keuning, (1974), Baarn.

20 V.E. Blake. A prediction of the hazards from the random impact of meteorites on the earth's surface. SC-RR-68-838, (december 1968), 6.

21 F. Trusheim. Mechanism of salt migration in Northern Germany. Bull. Am. Assoc. Petrol. Geologists 44, (1960), 1519-1540.

22 D. Sanneman. Über Salzwerk-familien in N.W.-Deutschland. Erdoel-Z,79, H 11, Wenen Hamburg (1963), 499-506.

23 G. Richter-Bernberg. Stratigrafische Gliederung des deutschen Zechsteins. Z.Dtsch.Geol.Ges., 105. Hannover (1963). 843-854.

24 A.J. Stauble, G. Milius. Geology of Groningen gas field, Netherlands. Memoir 14, Am.Ass.Petr.Geol. (november 1970).

25 F. Lotze. Steinsalz und Kali lze. Gebr. Bornträger, (1957), Berlijn.

26 T.N.O. Studiegroep diepe ondergrondse lozing van afvalstoffen. Vooruitzichten tot ondergrondse verwijdering van afvalstoffen in Nederland (juli 1973), 83 en 50.

27 J.M. Smith. Estimations of the rate of penetration of rock-salt by fresh water. (Persoonlijke mededeling).

28 G.P. Dix, T.J. Dorby. Critical parameters in plutonium safety evaluations. Health Physics, Vol. 22, (juni 1972), 570.

29 A. van Dalen. Persoonlijke mededeling.

30 R.C. Routson. A review of studies on soil-waste relationships on the Hanford reservation from 1944 to 1967. BNWL-1464, (maart 1973), 25.

31 J. Mishima. A review of research on plutonium releases overheating and fires. HW 83668 (augustus 1964), 13.

32 Standardisation of Radioactive Waste Categories. Technical Report Series No. 101, IAEA, Wenen, 1970.

TABEL I

Radioactiviteit en Relatief Radiotoxisch Risico voor kernsplijtingsafval van lichtwaterreactoren na x jaren van verval.
Berekend per ton aplijtatof, met een versplijting van 33.000 MWd/ton bij een specifiek vermogen van 30 MW/ton.

			x = 10 jaar		x = 10^3 jaar		x = 10^4 jaar		x = 10^5 jaar		x = 10^6 jaar		x = 10^7 jaar	
Radio-nuclide	Halverings-tijd	MTC_w *) in Ci/m^3	Act. in Ci	RRR in m^3	Act. in Ci	RRR in m^3	Act. in Ci	RRR in m^3	Act. in Ci	RRR in m^3	Act. in Ci	RRR in m^3	Act. in Ci	RRR in m^3
^{90}Sr	28,1 j	4.10^{-7}	60.400	$1,51.10^{11}$	0,000	3,75								
^{137}Cs	30,0 j	2.10^{-5}	85.300	$4,27.10^{9}$	0,000	0,50								
^{129}J	$1,7\ 10^{7}$ j	4.10^{-7}	0,038	$9,5\ .10^{4}$	0,038	$9,5\ .10^{4}$	0,038	$9,5\ .10^{4}$	0,038	$9,5\ .10^{4}$	0,036	$9,0\ .10^{4}$	0,025	$6,2\ .10^{4}$
^{135}Cs	$2\ 10^{6}$ j	1.10^{-4}	0,432	$4\ .10^{3}$	0,432	$4\ .10^{3}$	0,431	$4\ .10^{3}$	0,417	$4\ .10^{3}$	0,036	$3\ .10^{3}$	0,014	$1\ .10^{2}$
^{93}Zr	$1,5\ 10^{6}$ j	8.10^{-4}	1,88	$2\ .10^{3}$	1,88	$2\ .10^{3}$	1,87	$2\ .10^{3}$	1,80	$2\ .10^{3}$	1,18	$2\ .10^{3}$	0,02	$2\ .10^{1}$
^{99}Tc	$2,1\ .10^{5}$ j	3.10^{-4}	14,20	$4,7\ .10^{4}$	14,15	$4,7\ .10^{4}$	13,74	$4,6\ .10^{4}$	10,21	$3,4\ .10^{4}$	0,52	$2\ .10^{3}$		
^{241}Am	433 j	4.10^{-6}	176	$4,40.10^{7}$	41,5	$1,04.10^{7}$	0,145	$3,6\ .10^{4}$	0,000	$2\ .10^{1}$				
^{243}Am	7950 j	4.10^{-6}	17,4	$4,35.10^{6}$	15,9	$3,98.10^{6}$	7,14	$1,79.10^{6}$	0,002	$5\ .10^{2}$				
^{239}Pu	$2,44\ 10^{4}$ j	5.10^{-6}	1,66	$3,32.10^{5}$	2,08	$4,16.10^{5}$	4,06	$8,12.10^{5}$	0,57	$1,14.10^{5}$				
^{240}Pu	6600 j	5.10^{-6}	4,48	$8,96.10^{5}$	8,22	$1,64.10^{6}$	3,30	$6,60.10^{5}$	0,000	$6\ .10^{1}$				
^{238}U	$4,51\ 10^{9}$ j	6.10^{-7}	0,002	$3\ .10^{3}$	0,002	$3\ .10^{3}$	0,002	$3\ .10^{3}$	0,002	$3\ .10^{3}$	0,002	$3\ .10^{3}$	0,002	$3\ .10^{3}$
^{234}U	$2,47\ 10^{5}$ j	4.10^{-6}	0,007	$2\ .10^{3}$	0,047	$1,2\ .10^{4}$	0,045	$1,1\ .10^{4}$	0,035	$9\ .10^{3}$	0,004	$1\ .10^{3}$	0,002	$4\ .10^{2}$
^{230}Th	$7,5\ .10^{4}$ j	2.10^{-6}	0,000	$1\ .10^{1}$	0,000	$2\ .10^{2}$	0,004	$2\ .10^{3}$	0,023	$1,2\ .10^{4}$	0,006	$3\ .10^{3}$	0,002	$1\ .10^{3}$
^{226}Ra	1600 j	1.10^{-8}	0,000		0,000	$6\ .10^{3}$	0,003	$2,9\ .10^{5}$	0,024	$2,37.10^{6}$	0,006	$5,70.10^{5}$	0,002	$2,30.10^{5}$
^{237}Np	$2,14\ 10^{6}$ j	3.10^{-6}	0,340	$1,13.10^{5}$	0,368	$1,23.10^{5}$	0,374	$1,25.10^{5}$	0,364	$1,21.10^{5}$	0,272	$9,1\ .10^{4}$	0,015	$5\ .10^{3}$
^{233}U	$1,62\ 10^{5}$ j	4.10^{-6}			0,002	$4\ .10^{2}$	0,016	$4\ .10^{3}$	0,129	$3,2\ .10^{4}$	0,289	$7,2\ .10^{4}$	0,015	$4\ .10^{3}$
^{229}Th	7340 j	3.10^{-7}			0,000	$2\ .10^{2}$	0,006	$1,9\ .10^{4}$	0,117	$3,90.10^{5}$	0,290	$9,67.10^{5}$	0,015	$5,0\ .10^{4}$
^{225}Ra	14,8 d	6.10^{-7}			0,000	$1\ .10^{2}$	0,006	$9\ .10^{3}$	0,117	$1,95.10^{5}$	0,290	$4,83.10^{5}$	0,015	$2,5\ .10^{4}$
^{225}Ac	10,0 d	5.10^{-6}			0,000	$1\ .10^{1}$	0,006	$1\ .10^{3}$	0,117	$2,3\ .10^{4}$	0,290	$5,8\ .10^{4}$	0,015	$3\ .10^{3}$
Totaal RRR				$1,6\ .10^{11}$		$2\ .10^{7}$		$4\ .10^{6}$		$3\ .10^{6}$		$2\ .10^{6}$		$4\ .10^{5}$
Aandeel van ^{226}Ra								0,1		0,7		0,3		0,6
Aandeel van ^{229}Th										0,1		0,5		0,1

*) Maximaal toegestane concentratie in drinkwater voor individuele personen van de bevolking, ontleend aan ICRP-publicaties 2 en 6.

TABEL II

Belangrijkste splijtingsprodukten voorkomende in LAVA

Nuclide	Halveringstijd		Maximale radioactiviteit in Ci per collo	Maximaal in opbergholte te accumuleren radioactiviteit in Ci na			
				12,5 jaar	25 jaar	37,5 jaar	50 jaar
^{89}Sr	50,5	d	$1,2.10^{-2}$	5,2	21,2	21,6	21,6
$^{90}Sr/^{90}Y$	28,1	j	$1,8.10^{-3}$	15,7	116,5	260	365
^{91}Y	58,8	d	$1,7.10^{-2}$	8,6	34,9	35,6	35,6
$^{95}Zr/^{95}Nb$	65,5	d	$2,2.10^{-2}$	12,3	50,2	51,3	51,3
$^{103}Ru/^{103}Rh$	39,5	d	$1,1.10^{-2}$	3,8	15,3	15,5	15,5
$^{106}Ru/^{106}Rh$	1,0	j	$5,6.10^{-3}$	14,5	64,8	72,7	72,7
^{125}Sb	2,7	j	$8,6.10^{-5}$	0,4	2,2	3,0	3,0
^{134}Cs	2,05	j	$2,0.10^{-4}$	0,85	4,2	5,2	5,2
^{137}Cs	30,0	j	$2,0.10^{-3}$	17,5	130,6	293,3	415,1
^{141}Ce	32,5	d	$1,5.10^{-2}$	4,2	17,2	17,3	17,3
^{143}Pr	13,6	d	$7,1.10^{-3}$	0,85	3,4	3,4	3,4
$^{144}Ce/^{144}Pr$	284	d	$2,3.10^{-2}$	48,6	212,4	232,4	232,4
^{147}Pm	2,62	j	$6,2.10^{-3}$	30,1	156,8	208,9	210,6
Totaal			ca. 0,1 Ci		ca. 830 Ci		

TABEL III

Belangrijkste actiniden voorkomende in LAVA

Nuclide	Halveringstijd	Maximale radioactiviteit in Ci per collo	Maximaal in opbergholte te accumuleren radioactiviteit in Ci na			
			12,5 jaar	25 jaar	37,5 jaar	50 jaar
^{238}Pu	86,4 j	$5,4.10^{-5}$	0,49	3,9	9,3	14,2
^{239}Pu	$2,44.10^{4}$ j	$6,5.10^{-6}$	$6,1.10^{-2}$	0,49	1,2	2,0
^{240}Pu	6600 j	$9,2.10^{-6}$	$8,6.10^{-2}$	0,69	1,7	2,8
^{241}Pu	14,0 j	$2,2.10^{-4}$	1,8	12,4	25,1	32,0
^{242}Pu	$3,8 .10^{5}$ j	$2,6.10^{-8}$	$2,4.10^{-4}$	$2,0.10^{-3}$	$4,9.10^{-3}$	$7,9.10^{-3}$
^{241}Am	433 j	$3,2.10^{-6}$	$3,0.10^{-2}$	0,24	0,59	0,94
^{242m}Am	152 j	$7,7.10^{-8}$	$7,1.10^{-4}$	$5,6.10^{-3}$	$1,3.10^{-2}$	$2,1.10^{-2}$
^{243}Am	7950 j	$3,4.10^{-7}$	$3,2.10^{-3}$	$2,6.10^{-2}$	$6,4.10^{-2}$	$1,0.10^{-1}$
^{242}Cm	163 d	$3,7.10^{-4}$	0,48	2,0	2,1	2,1
^{243}Cm	32 j	$7,7.10^{-8}$	$6,8.10^{-4}$	$5,1.10^{-3}$	$1,1.10^{-2}$	$1,6.10^{-2}$
^{244}Cm	18,11 j	$4,9.10^{-5}$	0,41	2,9	6,2	8,2
Totaal		10^{-3}	ca. 23 Ci			

TABEL IV

Belangrijkste activeringsprodukten voorkomende in LAVA

Nuclide	Halveringstijd		Maximale radioactiviteit in Ci per collo	Maximaal in opbergholte te accumuleren radioactiviteit in Ci na			
				12,5 jaar	25 jaar	37,5 jaar	50 jaar
^{51}Cr	27,8	d	0,34	82,59	333,3	336,2	336,2
^{54}Mn	303	d	0,02	44,6	195,9	215,6	215,6
^{55}Fe	2,6	j	0,60	2904	15088	20071	20249
^{59}Fe	45	d	$6,5.10^{-3}$	2,5	10,3	10,4	10,4
^{60}Co	5,26	j	$1,3.10^{-2}$	84,6	506	814,3	873,7
Totaal			1 Ci	ruim 16000 Ci			

TABEL V

Maximaal toegestane continue ingestie en inhalatie per dag en de verhouding ervan voor afzonderlijke radionucliden afgeleid van de I.C.R.P.-dosislimieten voor leden van de bevolking.

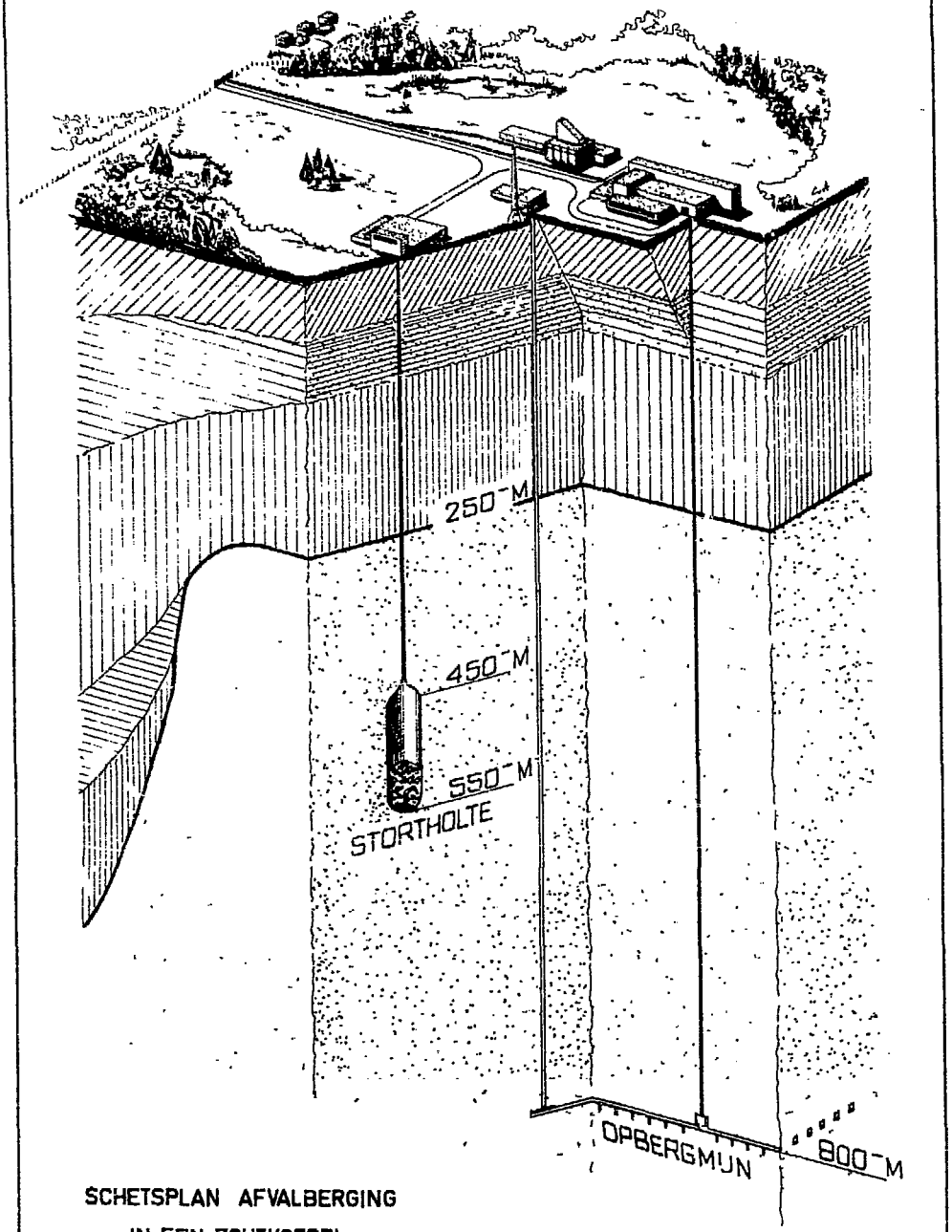
Radionuclide [1]	Kritiek orgaan [2]	Ingestie [3] µ Ci	Inhalatie [4] µ Ci	Verhouding toegestane ingestie / toegestane inhalatie
^{239}Pu	botweefsel	0,01	0,000001	10.000
^{240}Pu	botweefsel	0,01	0,000001	10.000
^{237}Np	botweefsel	0,007	0,000002	3.000
^{230}Th	botweefsel	0,004	0,000002	2.000
^{241}Am	nieren	0,009	0,000004	2.000
^{243}Am	botweefsel	0,009	0,000004	2.000
^{238}U	nieren	0,001	0,00006	20
^{226}Ra	botweefsel	0,00002	0,00002	1
^{90}Sr	botweefsel	0,0009	0,0008	1
^{129}J	schildklier	0,001	0,001	1
^{99}Tc	darm	0,7	1	1

1) In oplosbare vorm.

2) De dosis in dit orgaan is beperkend.

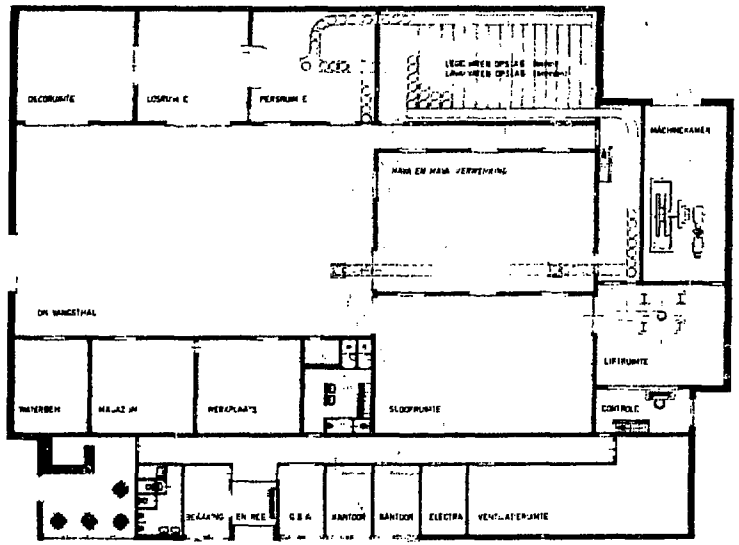
3) MPC_w (168 uur/week) x 0,1 x 2200.

4) MPC_a (168 uur/week x 0,1 x 2.10^7).

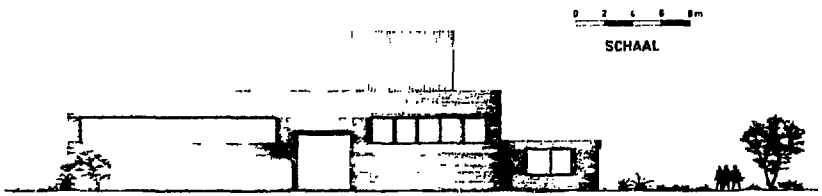


SCHETSPLAN AFVALBERGING
IN EEN ZOUTKOEPEL

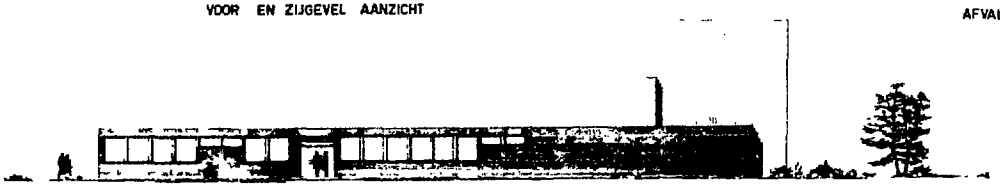
FIG 1

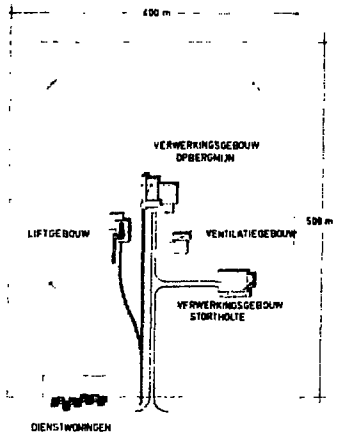


PLATTEGROND VERWERKINGSGEBOUW STORTHOLTE



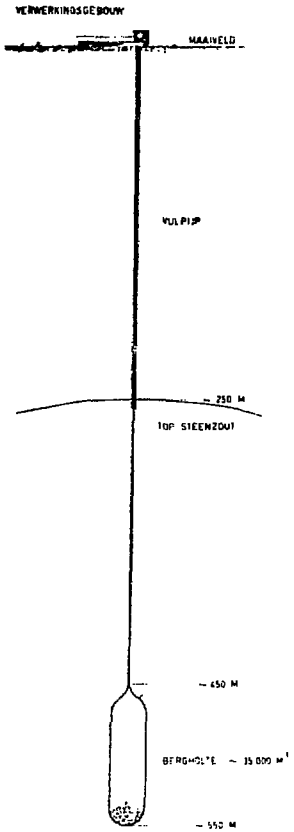
VOOR EN ZIJGEVEL AANZICHT





TERREIN SITUERING

SCHAAL



DWARSDOORSNEDE

SCHAAL

SCHETSPLAN EN SITUATIE
AFVALVERWERKINGSGEBOUWEN

FIG 2

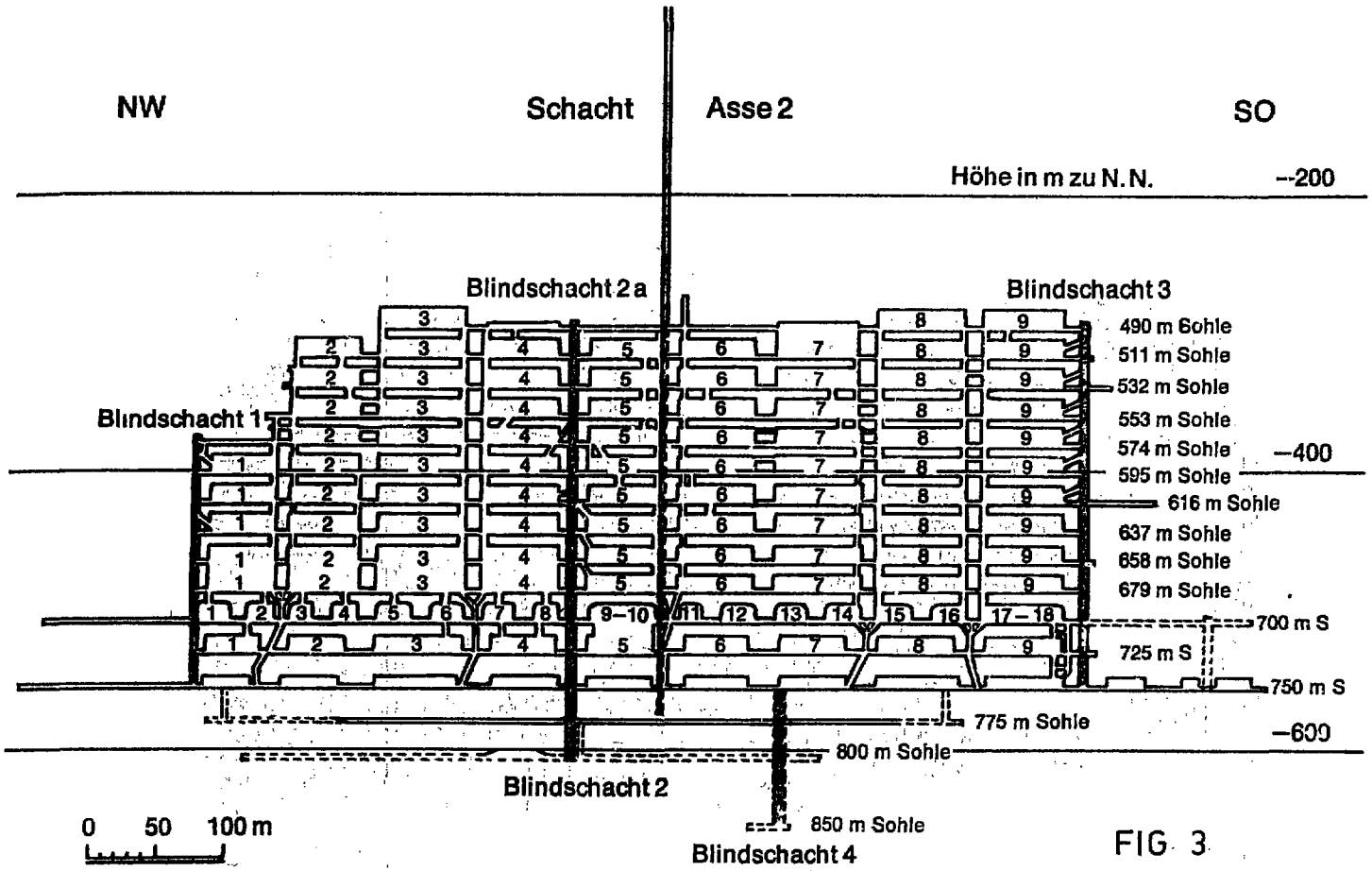
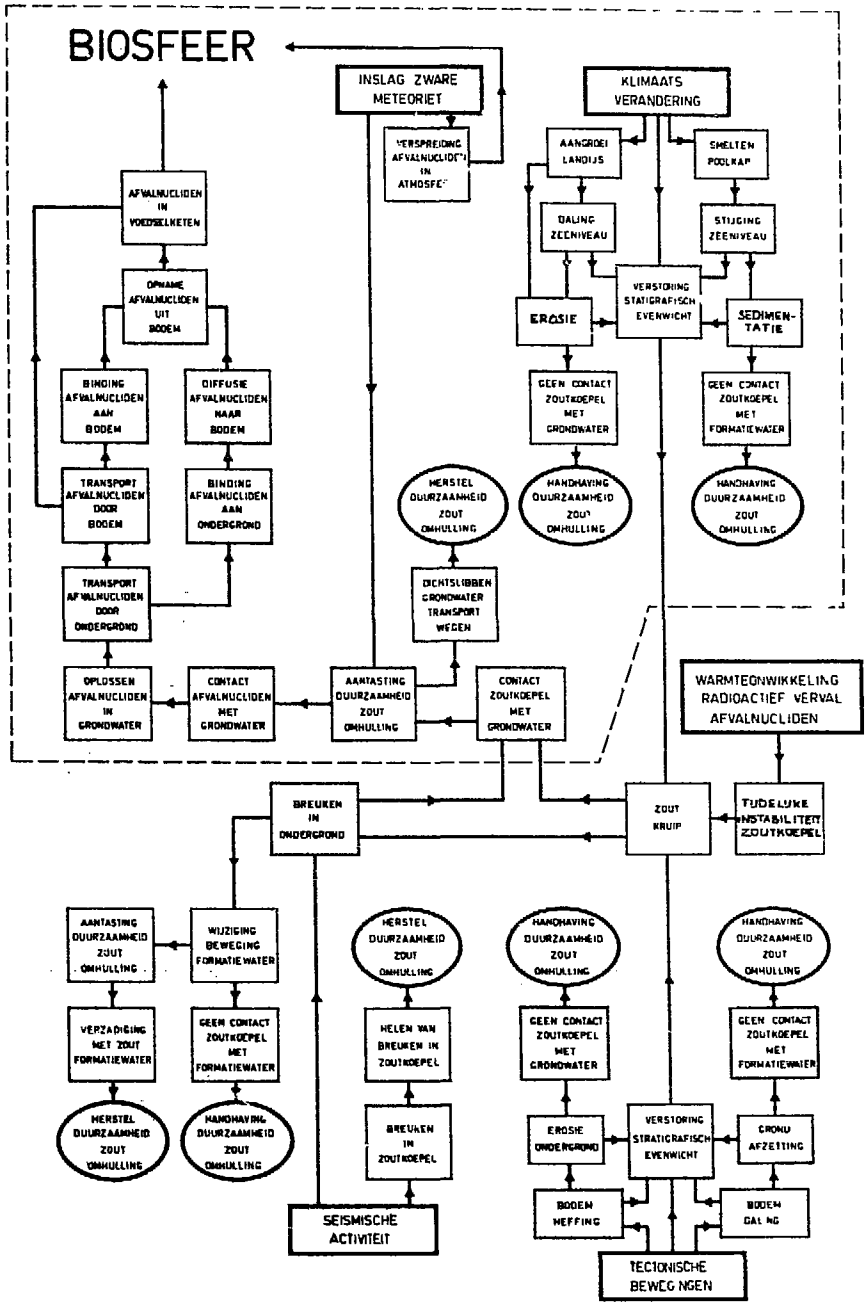
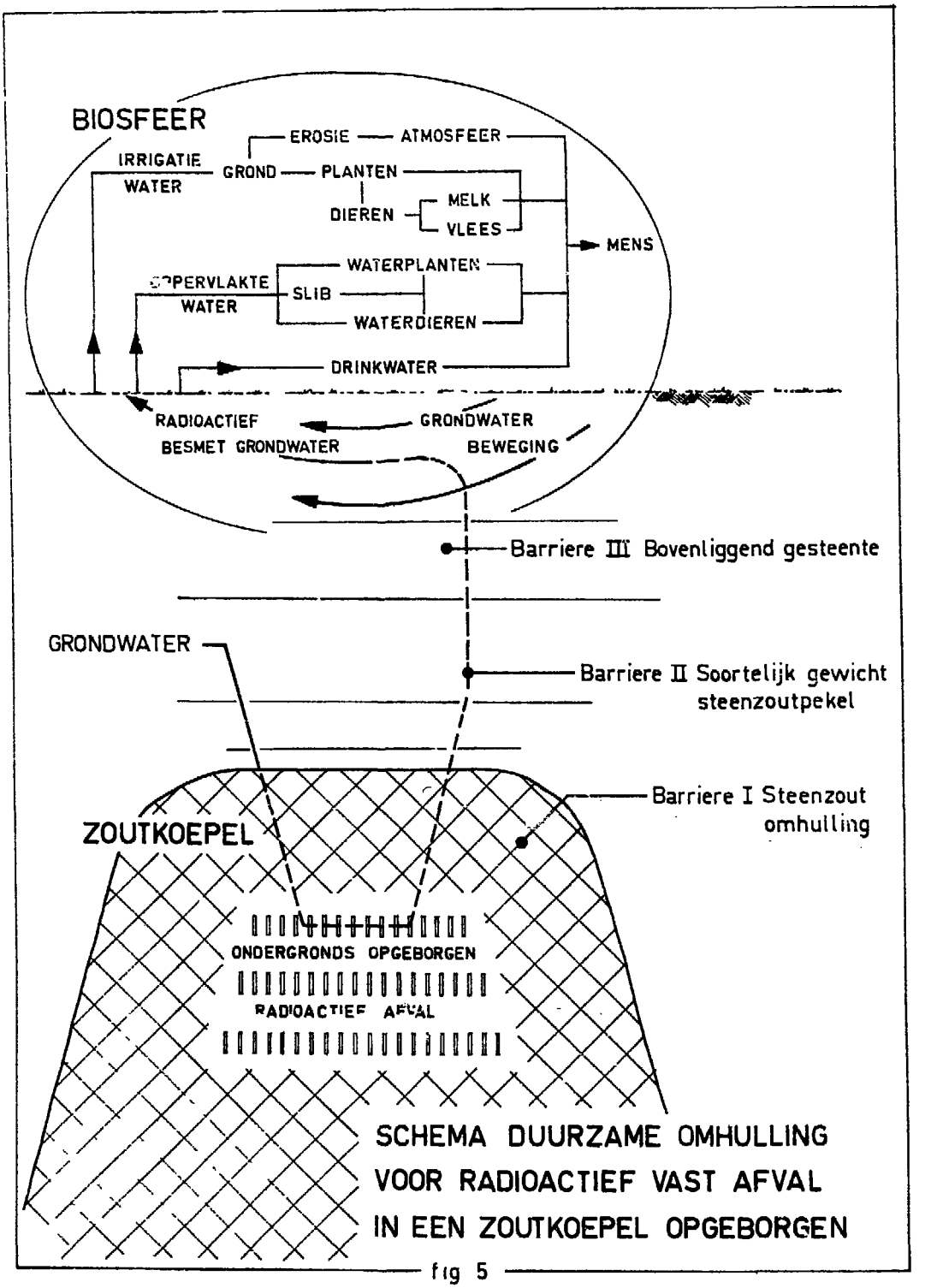

NW
Schacht
Asse 2
SO
Höhe in m zu N.N.
-200
Blindschacht 2a
Blindschacht 3
Blindschacht 1
490 m Sohle
511 m Sohle
532 m Sohle
553 m Sohle
574 m Sohle
595 m Sohle
616 m Sohle
637 m Sohle
658 m Sohle
679 m Sohle
-400
700 m S
725 m S
750 m S
775 m Sohle
800 m Sohle
-600
Blindschacht 2
850 m Sohle
Blindschacht 4
0 50 100 m

FIG. 3



SCHEMA NATUURLIJKE OORZAKEN EN GEVOLGEN BEPALEND VOOR MOGELIJKE TERUGKEER NAAR BIOSFEER VAN AFVALNUCLIDEN OPGEBORGEN IN EEN ZOUTFORMATIE

FIG 4



SCHEMA DUURZAME OMHULLING
VOOR RADIOACTIEF VAST AFVAL
IN EEN ZOUTKOEPEL OPGEBORGEN

fig 5

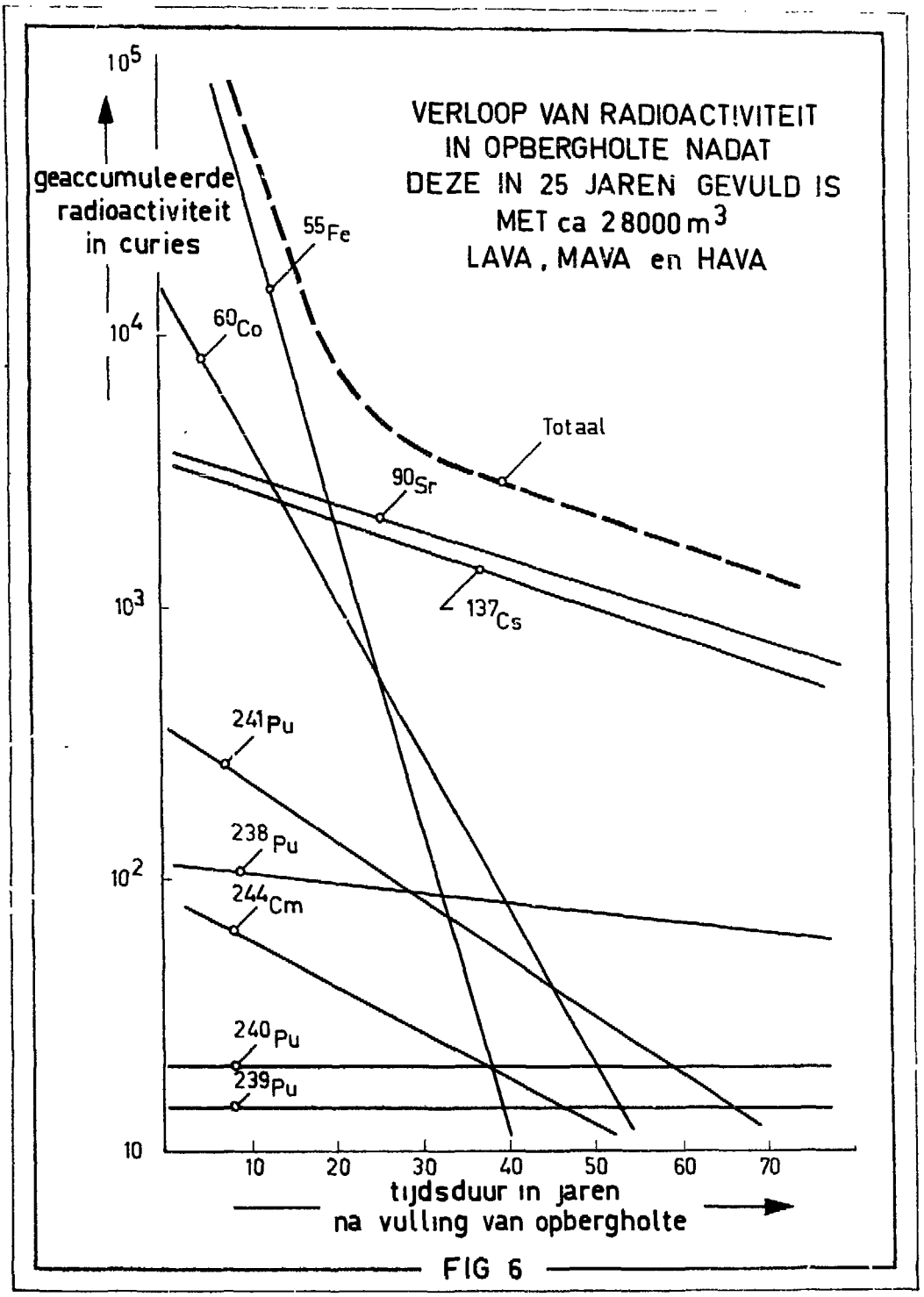

VERLOOP VAN RADIOACTIVITEIT
IN OPBERGHOLTE NADAT
DEZE IN 25 JAREN GEVULD IS
MET ca 28000 m3
LAVA, MAVA en HAVA
geaccumuleerde
radioactiviteit
in curies
10^5
10^4
10^3
10^2
10
55Fe
60Co
Totaal
90Sr
137Cs
241Pu
238Pu
244Cm
240Pu
239Pu
10
20
30
40
50
60
70
tijdsduur in jaren
na vulling van opbergholte

FIG 6

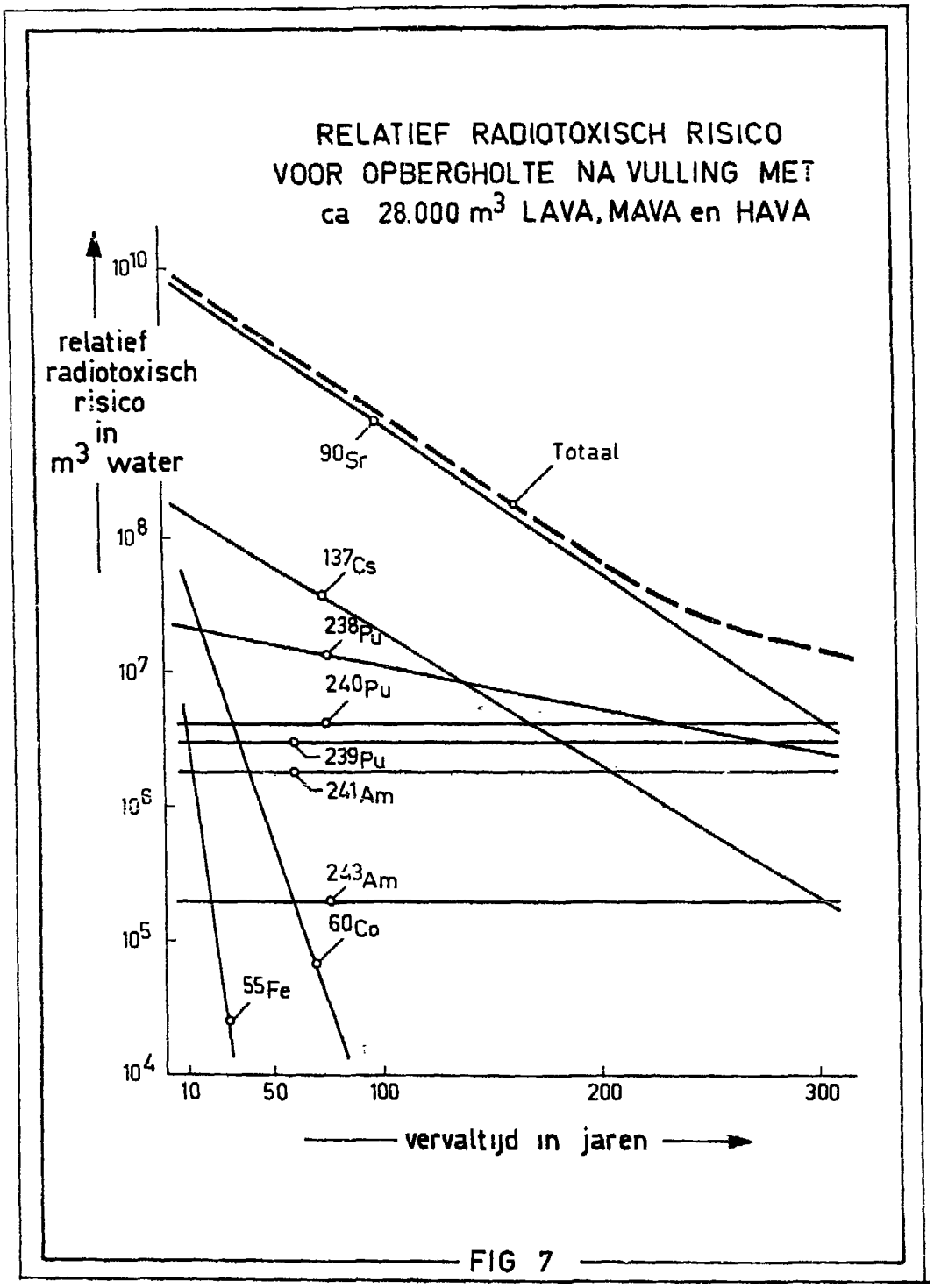

RELATIEF RADIOTOXISCH RISICO
VOOR OPBERGHOLTE NA VULLING MET
ca 28.000 m3 LAVA, MAVA en HAVA
relatief radiotoxisch risico in m3 water
10^10
10^8
10^7
10^6
10^5
10^4
90Sr
Totaal
137Cs
238Pu
240Pu
239Pu
241Am
243Am
60Co
55Fe
10
50
100
200
300
vervaltijd in jaren

FIG 7

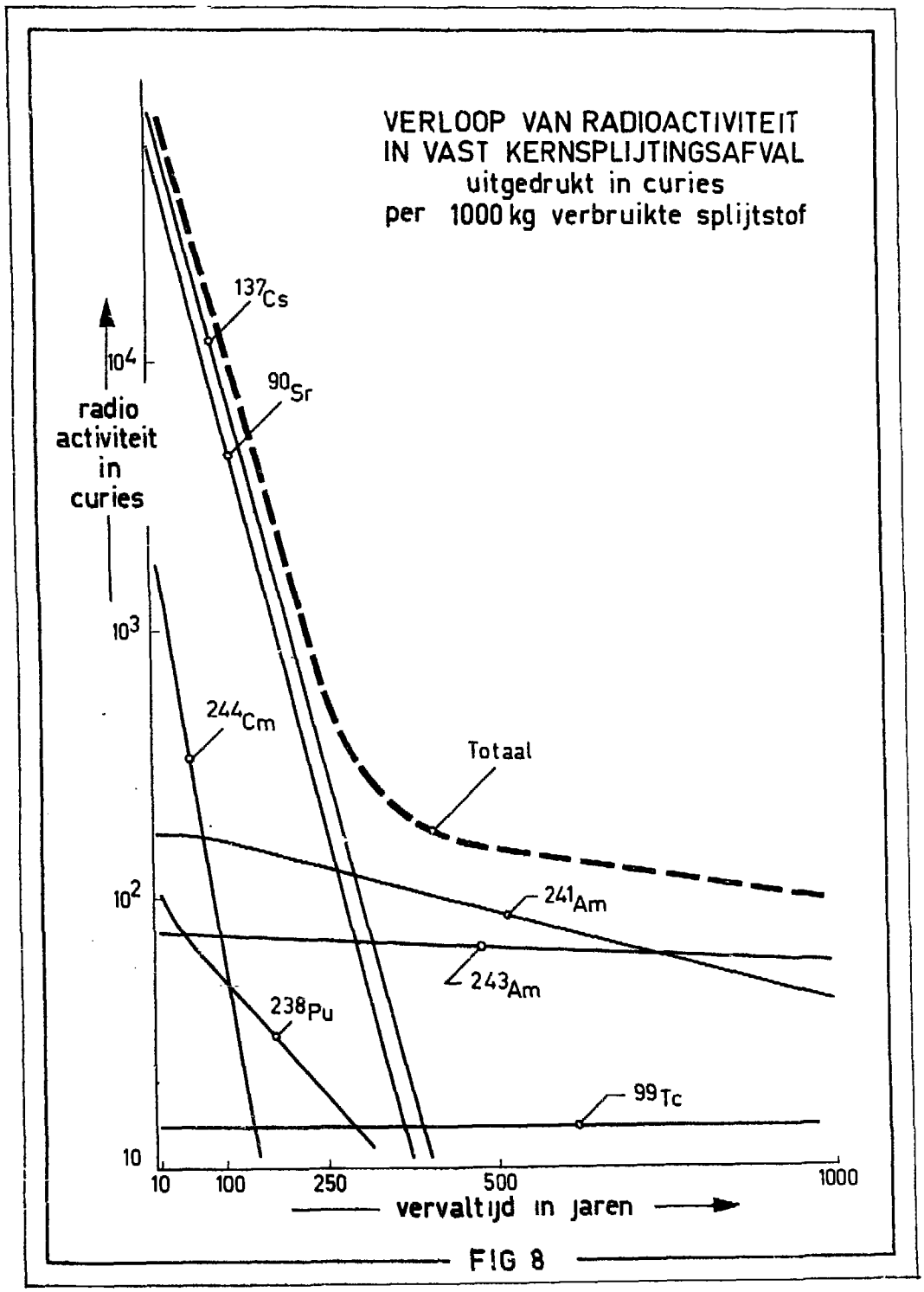

VERLOOP VAN RADIOACTIVITEIT
IN VAST KERNSPLIJTINGSAFVAL
uitgedrukt in curies
per 1000 kg verbruikte splijtstof
radio
activiteit
in
curies
10^4
10^3
10^2
10
^{137}Cs
^{90}Sr
^{244}Cm
Totaal
^{241}Am
^{243}Am
^{238}Pu
^{99}Tc
10
100
250
500
1000
vervaltijd in jaren

FIG 8

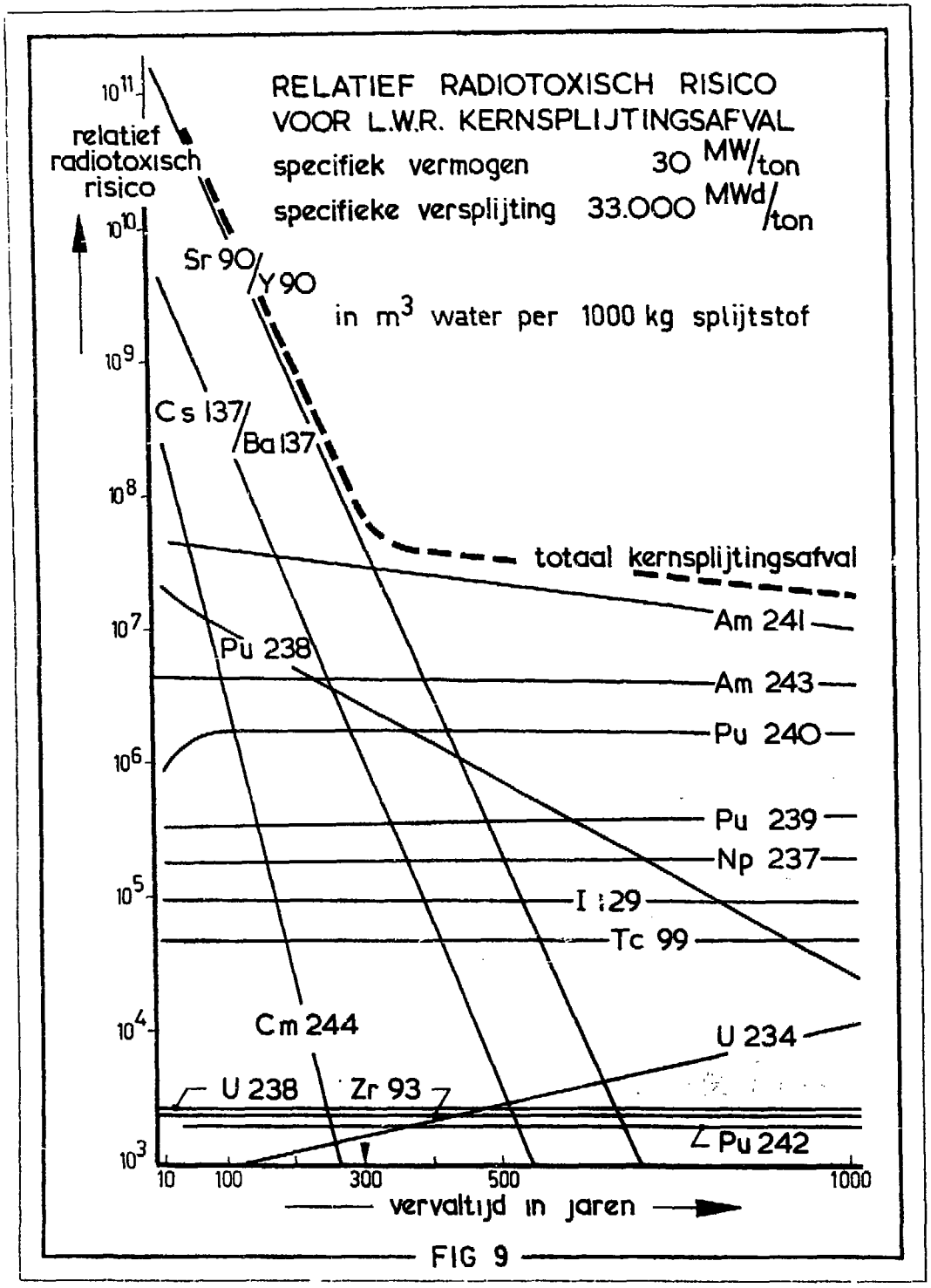

RELATIEF RADIOTOXISCH RISICO
VOOR L.W.R. KERNSPLIJTINGSAFVAL
specifiek vermogen 30 MW/ton
specifieke versplijting 33.000 MWd/ton
in m3 water per 1000 kg splijtstof
relatief radiotoxisch risico
10^11
10^10
10^9
10^8
10^7
10^6
10^5
10^4
10^3
Sr 90/Y 90
Cs 137/Ba 137
totaal kernsplijtingsafval
Am 241
Pu 238
Am 243
Pu 240
Pu 239
Np 237
I 129
Tc 99
Cm 244
U 234
U 238
Zr 93
Pu 242
10
100
300
500
1000
vervaltijd in jaren

FIG 9

GEOLOGISCHE DOORSNEDE OVER TWEE NEDERLANDSE ZOUTKOEPELS

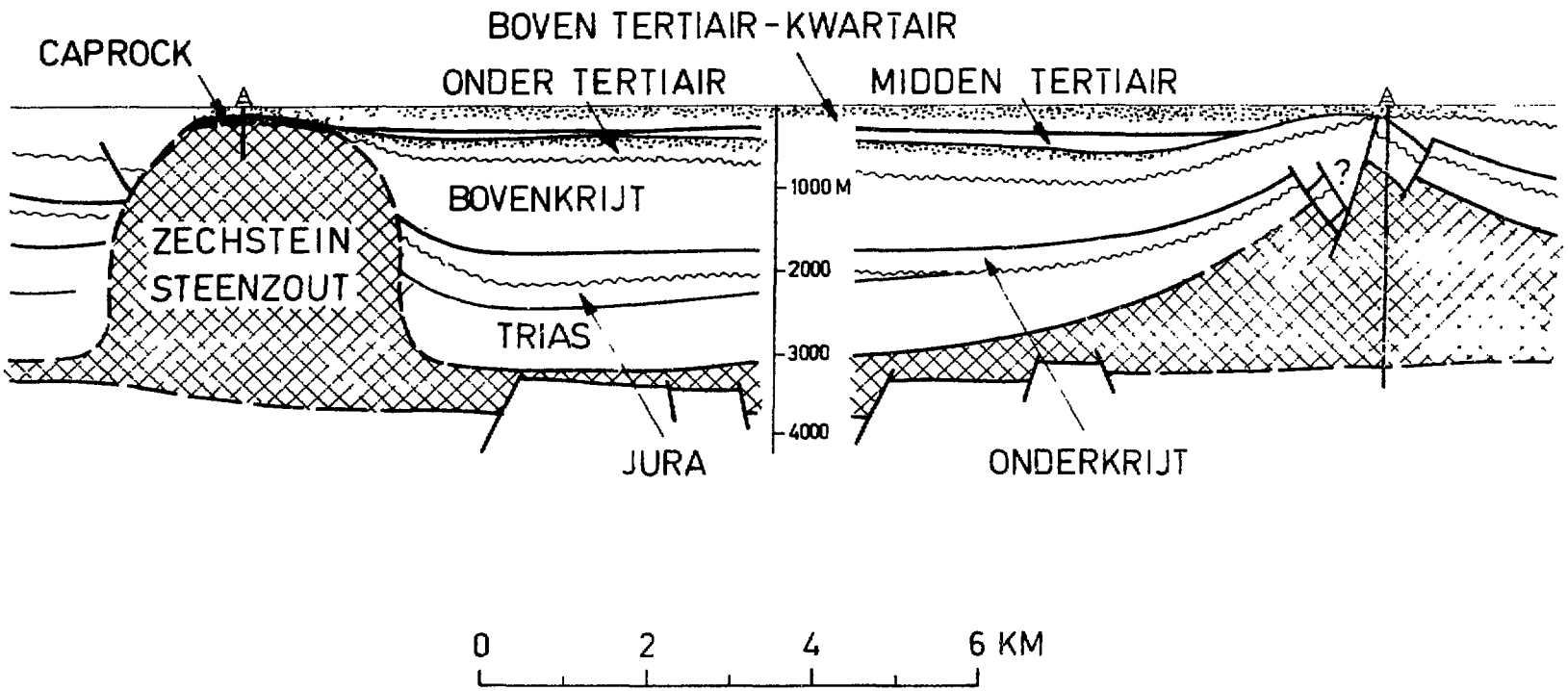
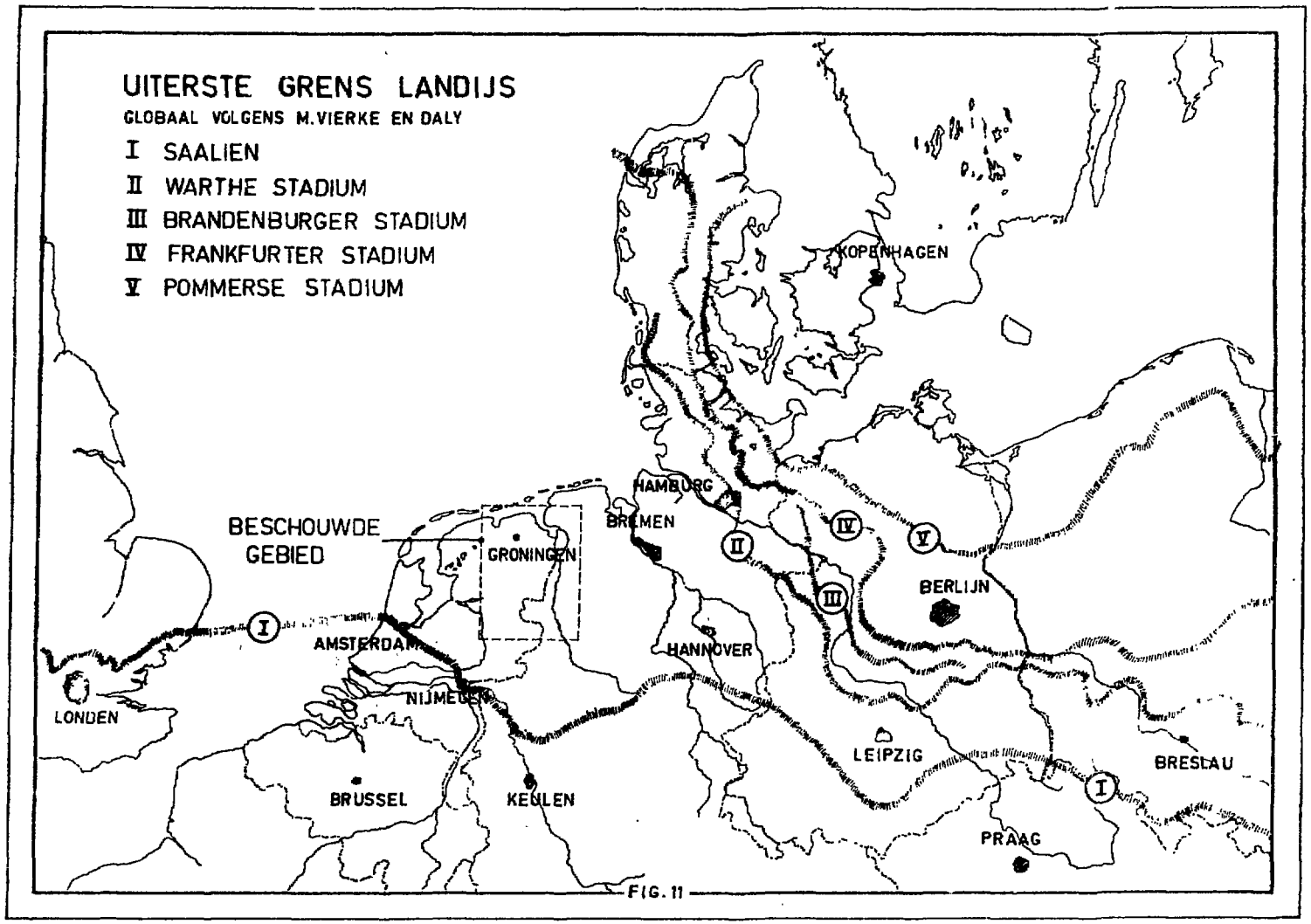
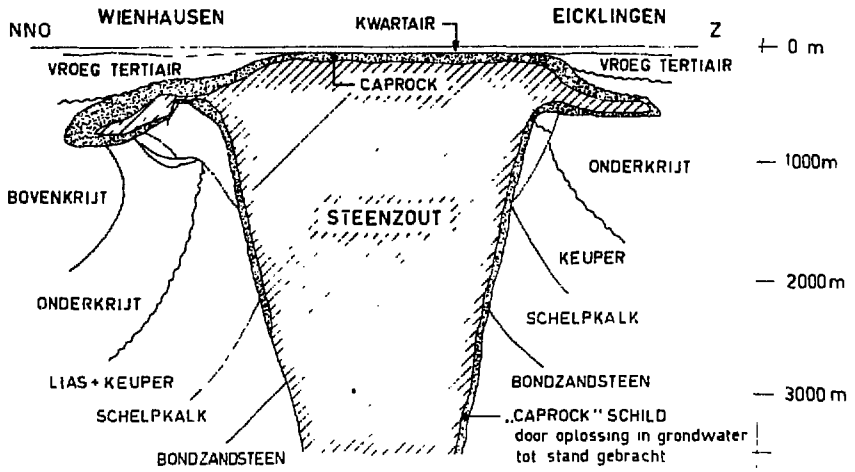


FIG 10


UITERSTE GRENS LANDIJS
GLOBAAL VOLGENS M.VIERKE EN DALY
I SAALIEN
II WARTHE STADIUM
III BRANDENBURGER STADIUM
IV FRANKFURTER STADIUM
V POMMERSE STADIUM
BESCHOUWDE GEBIED
GRONINGEN
AMSTERDAM
NIJMEGEN
LONDEN
BRUSSEL
KEULEN
BREMEN
HAMBURG
HANNOVER
KOPENHAGEN
BERLIJN
LEIPZIG
PRAAG
BRESLAU
FIG. 11



WIENHAUSEN ZOUTKOEPEL

IN NOORD-WEST DUITSLAND

Volgens Schott (1956)

FIG 12

BIJLAGE I

BEGRIPPENLIJST

LAVA	-laag-actief vast afval, dat een te verwaarlozen hoeveelheid α-stralers bevat en waarvan de stralingsdosis op het oppervlak van de verpakking kleiner is dan 0,2 röntgen per uur (32).
MAVA	-middel-actief vast afval, dat eveneens een te verwaarlozen hoeveelheid α-stralers bevat, maar waarvan de stralingsdosis op het oppervlak van de verpakking hoger is dan 0,2 röntgen per uur en ten hoogste 2 röntgen per uur (32).
HAVA	-hoog-actief vast afval, dat al het overig radioactief afval omvat en waarvan het kernsplijtingsafval als afzonderlijke categorie wordt behandeld (32).
Kernsplijtingsafval	-hoog-actief afval dat ontstaat bij de splijtstofopwerking en dat na verloop van jaren in glas of in een matrix van metaal wordt vastgemaakt.
Splijtstofopwerking	-chemische bewerking waarbij het nog niet verspleten uranium en plutonium in gebruikte splijtstofelementen afgescheiden wordt van de splijtingsprodukten en de niet-bruikbare transuranen.
Actiniden	-groep elementen beginnend met atoomnummer 89 (actinium) tot en met atoomnummer 103 (lawrencium). De eerste vier elementen actinium (Ac), thorium (Th), protactinium (Pa) en uraan (U) komen in de natuur voor, de overigen zijn door kernreacties kunstmatig bereid.
Transuranen	-samenvattende benaming voor alle elementen die in het periodiek systeem volgen op uraan.
Activeringsnucliden	-door neutronen bombardement in een reactor radioactief geworden kernen, die oorspronkelijk inactief waren.
Radionucliden	-kernen van natuurlijke of kunstmatige herkomst met een instabiele opbouw, die onder uitzending van deeltjes en begeleidende straling overgaan in kernen van een andere atoomsoort.
Isotopen	-atoomkernen die hetzelfde atoomgetal bezitten dus hetzelfde aantal protonen, maar waarvan het aantal neutronen verschilt. Isotopen zijn kernen met een verschillend massagetal van hetzelfde chemisch element.

BEGRIPPENLIJST

Dochternuclide -een door radioactief verval uit een radionuclide ontstaan ander nuclide.

Ioniserende straling-energierijke straling die o.a. wordt uitgezonden door radioactieve stoffen, en die in staat is ionisaties te doen ontstaan in de bestraalde materie.

Roosterfout -een onregelmatigheid in een zich in drie dimensies uitstrekkende regelmatige herhaling van materiedeeltjes.

MWe -Megawatt electrisch het miljoenvoudige van een watt.

GWe -Gigawatt electrisch het miljardvoudige van een watt.

Biosfeer -dat deel van de aardbol dat door levende organismen bewoond wordt, te weten land (en bodem), water en lucht (de onderste lagen van de atmosfeer).

Hydrologische kringloop -kringloop van het zoete water, dat door regen in- en op de bodem wordt in stand gehouden, dat bovengronds en door de bodem in ondiepe ondergrond afstroomt naar open water, dat door verdamping in de atmosfeer komt en via wolkenvorming en condensatie weer tot regen wordt.

Maaiveld -is de aanduiding van de hoogte van het oppervlak op land.

Bodem -oppervlaktelaag van de aardkorst waarin onder invloed van klimaat en atmosfeer en door dierlijk en plantaardig leven als ook menselijke activiteit, mijnbouw uitgezonderd, veranderingen optreden of opgetreden zijn.

Diepe(re) ondergrond-is dat deel van de onder de als bodem gedefinieerde laag gelegen ondergrond waarin het water aan de kringloop onttrokken is en blijft.

Porositeit -is de eigenschap van een stof om holle ruimten te hebben. Hangt bij gesteenten af van korrelvorm, korrelgrootte verdeling en samendrukking. De doorlatendheid van gesteenten is er mede afhankelijk van.

Hydrostatische druk -elastische druk, in dit geval veroorzaakt in grondwater, die in een bepaald punt gelijk is aan het produkt van de relatieve dichtheid van de vloeistof en de afstand van dat punt tot het vloeistof oppervlak.

Stratigrafische druk-druk opgebouwd in een gesteente door de bovenliggende aard- en gesteentelagen.

Grondwater -water in de ondiepe ondergrond.

BEGRIPPENLIJST

Formatiewater	-water in de diepe(re) ondergrond.
Zoet water	-water met een NaCl-gehalte tot 350 mg/l.
Brak water	-water met een NaCl-gehalte van 350 tot 10.000 mg/l.
Zout water	-water met een NaCl-gehalte van 10.000 tot 100.000 mg/l.
Pekel	-water met een NaCl-gehalte van meer dan 100.000 mg/l.
Zoute kwel	-het indringen van sterk verzilt water in een zoet water gebied.
Tektonische bewegingen	-bewegingen betrekking hebbend op veranderingen in de aardkorst.
Seismische activiteit	-trillingen in de bodem en ondergrond, veroorzaakt door bodembewegingen (aarbevingen) elders.
Zoutkruip	-of halokinese, het als gevolg van het plastisch gedrag van steenzout onder druk, optreden van vloeiing in steenzout.
Zoutkoepel	-door zouttektoniek ontstane zuil- of pijlervormige doorbraak door de bedekkende sedimenten van het onderliggende steenzout.
Kwartair	-geologische naam voor het thans nog voortdurende tijdperk.
Pleistoceen	-geologische naam voor het oudste van de twee tijdvakken waarin het kwartair verdeeld wordt; wordt ook wel het ijstijdvak genoemd.
Boven-Krijt	-geologisch tijdperk 70 tot 100 miljoen jaar geleden.
Zechstein	-geologisch tijdperk 225 tot 270 miljoen jaar geleden.
Anhydriet	-mineraal (rhombisch calcium sulfaat), dat aan lucht blootgesteld onder opname van water langzaam overgaat in gips.
Calciet	-of kalkspaat (calcium carbonaat), de stof waaruit marmer, kalk en mergel is opgebouwd.
Dolomiet	-mineraal uit de carbonatengroep, ontstaat uit calcietrijke sedimenten door reactie met magnesium zouten.

BEGRIPPENLIJST

Glauconiet	-mineraal uit de glimmergroep, waartoe ook mica behoort.
Pyriet	-messinggeel mineraal (ijzer sulfide).
Caprock	-uit minder oplosbare zouten als kalk, gips en anhydriet door verdichting ontstane afdekking op de top en ook op de flanken van een zoutkoepel.
Migratie	-ruimtelijke verplaatsing van ionen en atomen, in deze deels in een bewegend grondwatersysteem.
Diffusie	-thermische beweging van atomen respectievelijk moleculen onder invloed van een concentratiegradient,waardoor het concentratieverschil uiteindelijk teniet gedaan wordt.
Adsorptie	-aan het grensvlak van een absorberende stof opeenhopen van een andere stof (adsorbaat).
Pertechnetaat	-verbinding van technetium.
Gammastraallog	-een registrerende meting van natuurlijke gammastraling van de door het boorgat doorboorde formaties.
Caliperlog	-een registrerende meting van de variaties in diameter van het boorgat.
Sonic log	-een registrerende meting van de tijd die een geluidsgolf nodig heeft om door een bepaalde formatiedikte heen te komen. Hieruit wordt de voortplantingssnelheid van het geluid in de formatie gemeten.
Laterolog	-meting van de weerstand van dunne lagen in het boorgat.
Neutronlog	-uit deze meting resulteert kwantitatieve evaluatie van de vloeistof saturatie in de gesteenten die doorboord zijn.
Densitylog	-wordt gebruikt voor het meten van de gesteentedichtheid van de door het boorgat doorboorde formaties.
Helling meet survey	-meting van de helling en strekking van de lagen in het boorgat.