

Terughaalbare opberging van radioactief afval in diepe zout- en kleiformaties

Modellen voor een veiligheidsstudie

J.B. Grupa
M. Houkema

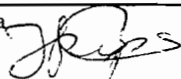
Petten, 16-6-00

21082/00.33017/P

FAS nummer 1273

In opdracht van het Ministerie van Economische Zaken

auteur : J.B. Grupa



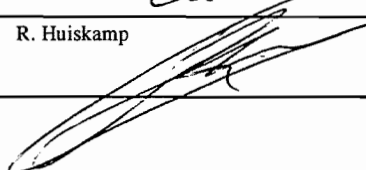
beoordeeld: A.D. Poley



196 blz RE/JG/ES

goedgekeurd : R. Huiskamp

metroiii_metzoutenklei4.doc



© NRG 2000

Behoudens hetgeen met de opdrachtgever is overeengekomen, mag in dit rapport vervatte informatie niet aan derden worden bekendgemaakt en is NRG niet aansprakelijk voor schade door het gebruik van deze informatie.

Inhoudsopgave

Lijst van tabellen	6
Lijst van figuren	7
Uitvoerige samenvatting	9
S.1 Inleiding	9
S.2 Scenario-ontwikkeling	11
S.3 Opberging in steenzout (METRO-I mijnontwerp)	13
S.4 Opberging in klei (TRUCK-II mijnontwerp)	21
S.5 Conclusies	26
1 Inleiding	29
1.1 Terughaalbaarheid	29
1.2 Het onderzoek naar opberging van radioactief afval	30
1.3 Het verwaarlozingsscenario	31
1.4 Projectopzet	32
1.5 Indeling van het rapport	32
2 Systematische scenario-ontwikkeling	34
2.1 De PROSA methodiek	35
2.2 Scenario ontwikkeling in het METRO project	36
2.3 Resultaten	38
2.4 Gevolgen van de implementatie van terughaalbaarheid	38
2.5 Conclusies	40
3 Opberging in een slecht-doorlatende kleilaag	40
3.1 Het TRUCKII-ontwerp voor een opbergfaciliteit in slecht-doorlatende klei	41
3.2 Processen die een rol spelen bij het ontsnappen van afval uit de faciliteit	43
3.2.1 Afval, radioactief verval en blootstelling	44
3.2.2 Het oplossen van het afval	44
3.2.3 Migratie door klei	45
3.2.4 Migratie door een ondergelopen galerij	49
3.2.5 Migratie door het afdekpakket	50
3.3 Modellen en data voor de verkennende berekeningen	50
3.3.1 Afval, radioactief verval en blootstelling	50
3.3.2 Het oplossen van het afval	52
3.3.3 Migratie door klei	54
3.3.4 Migratie door een ondergelopen galerij	58
3.3.5 Migratie door het afdekpakket	58
3.4 Beschrijving van de onderzochte scenario's	59
3.4.1 Diffusiescenario met intact afdekpakket	59
3.4.2 Diffusiescenario met diepe put	62
3.4.3 Verwaarlozingsscenario	62

3.5	Resultaten van de berekeningen	64
3.5.1	Het diffusiescenario met intact afdekpakket	65
3.5.2	Diffusiescenario met diepe put	69
3.5.3	Verwaarlozingsscenario	72
3.6	Aanbevelingen	76
3.6.1	De modellen	76
3.6.2	Extra scenario's	76
3.6.3	Ontwerp-verbeteringen:	77
3.7	Conclusie	77
4	Opberging in steenzout	80
4.1	Het METRO-I concept voor opberging in steenzout	81
4.2	Het verwaarlozingsscenario voor opberging in zout	83
4.3	Model van de faciliteit	84
4.4	'Fail safe' eigenschappen van de faciliteit	85
4.4.1	De convergentie door kruip van het steenzout	85
4.4.2	Het gedrag van de materialen en het ontwerp van de faciliteit	87
4.4.3	Compactiemodellen voor de zoutpluggen	87
4.4.4	Het model voor de berekening van de pekelstromen	91
4.5	Modellen voor de permeabiliteit van zoutpluggen	92
4.5.1	Het oorspronkelijke EMOS- model	93
4.5.2	De impermeabiliteit van zuiver steenzout	95
4.5.3	Het percolatiemodel volgens Peach	95
4.5.4	Koppeling met macroscopische grootheden: het Peach-percolatiemodel	102
4.5.5	Koppeling met macroscopische grootheden: het METRO-percolatiemodel	104
4.5.6	Het 'hybride' percolatiemodel	105
4.5.7	Discussie van het percolatiemodel	106
4.6	Berekeningen betreffende het 'fail safe' gedrag van de faciliteit	107
4.6.1	Berekening van het verloop van de permeabiliteit van de pluggen	107
4.6.2	Resultaat van de pekelstroomberekeningen	110
4.7	Modellen voor de migratie van afval door de verwaarloosde faciliteit	113
4.7.1	Model voor het uitloggen van verglaasd afval	114
4.7.2	Model voor advectioneel transport	119
4.7.3	Model voor diffusief transport	119
4.7.4	Model voor diffusief transport wanneer de porositeit de percolatiedrempel nadert	120
4.7.5	Model voor transport door mengprocessen	122
4.8	Resultaten van de berekeningen	124
4.8.1	Berekend transport vanuit opbergcel naar galerij en afdekpakket	124
4.8.2	Doses en radiotoxiciteit	127
4.9	Verschillen met de modellering in OPLA/1 en PROSA	133
4.10	Conclusies	134
	Executive summary	137

ES.1	Introduction	137
ES.2	Development of scenarios	139
ES.3	Disposal in salt rock (METRO-I design)	141
ES.3.1	The neglecton scenario	141
ES.3.2	Preliminary results of the neglecton scenario	144
ES.4	Disposal in clay (TRUCK-II design)	148
ES.4.1	The diffusion scenario for disposal in clay	149
ES.4.2	The neglecton scenario	150
ES.5	Conclusions	153
Appendix A FEP catalogi		155
Appendix B Beschrijvingen scenario's in termen van MBS en FEP's		161
Appendix C Transport door aquifer en biosfeer		167
Appendix D Overwegingen bij het verwaarlozingsscenario (in kleilaag)		171
Appendix E EMOS-invoerfile voor het verwaarlozingsscenario (steenzout)		174
Appendix F PORFLOW-invoerfile voor het verwaarlozingsscenario (klei)		193
Referenties		195

Lijst van tabellen

Tabel 1	FEPs die de isolatie van het opgeborgen afval bedreigen tijdens de operationele fase	12
Tabel 2	FEPs die de isolatie van het opgeborgen afval bedreigen tijdens de operationele fase	39
Tabel 3	Nucliden-inventaris van een COGEMA-container (vier jaar na ontladen)	51
Tabel 4	Dosis Conversie Coëfficiënten voor ingestie	52
Tabel 5	Transportparameters zoals gerapporteerd in SPA [8]	57
Tabel 6	Randvoorwaarden voor het rekendomein van het verwaarlozingsscenario	63
Tabel 7	Oplosbaarheidlimieten	65
Tabel 8	Maxima voor het diffusiescenario met intact afdekpakket	67
Tabel 9	Maxima voor het diffusiescenario met een diepe put	71
Tabel 10	Maxima voor het verwaarlozingsscenario	75
Tabel 11	Waarden voor de parameters in het kruipmodel (vergelijking 4-1)	86
Tabel 12	Initiële porositeit van zout-backfill	88
Tabel 13	Parameterwaarden voor het droge-compactie-model (vergelijking 4-3)	90
Tabel 14	Parameterwaarden voor het 'natte' compactie model (vergelijking 4-4)	91
Tabel 15	Parameterwaarden in het permeabiliteit-model (vgl. 4-8)	94
Tabel 16	Samenstelling van het verglaasde afval in één COGEMA-container	114
Tabel 17	Uitloggen van verschillende componenten van de glasmatrix	115
Tabel 18	Tijd in uren om 99% verzadiging met kiezelzuur te bereiken	117
Tabel 19	Oplossnelheid k^+ en uitloogsnelheid k ($\text{kg}/\text{m}^2\cdot\text{s}$) bij diverse temperaturen	117
Tabel 20	Tijd in jaren om 306 kg verglaasd afval (één container) uit te loggen	118
Tabel 21	FEP's die wel in de WIPP catalogus voorkomen maar niet in PROSA	156
Tabel 22	IFEP's die niet in de PROSA lijst voorkomen	157
Tabel 23	MBS beschrijving van de scenario's plus de secundaire FEP's (METRO-I)	163
Tabel 24	MBS beschrijving van de scenario's plus de secundaire FEP's (TRUCK-II)	164
Tabel 25	FEPs die een nieuwe systeembeschrijving nodig maken	165
Tabel 26	Transporttijden door het afdekpakket (uit PROSA [4])	167
Tabel 27	Retentie van de nucliden in het aquifersysteem in het afdekpakket [4]	168
Tabel 28	Data voor het biosfeer model [4]	169

Lijst van figuren

Figuur 1	Vrijzetting vanuit één opbergcel naar de galerijen (verwaarlozingsscenario, steenzout)	18
Figuur 2	Vrijzetting van het afval uit de gehele faciliteit naar de watervoerende laag (verwaarlozingsscenario, steenzout)	19
Figuur 3	Radiotoxiciteit van het radioactieve materiaal vrijgezet uit de opbergcellen, de faciliteit en in het oppervlaktewater (verwaarlozingsscenario, steenzout)	20
Figuur 4	Individuele effectieve dosis (verwaarlozingsscenario, steenzout)	21
Figuur 5	Dosistempo bij het diffusiescenario (opberging in een kleilaag)	23
Figuur 6	Individuele effectieve dosis bij het verwaarlozingsscenario -putwater (opberging in een kleilaag)	26
Figuur 7	Samenhang tussen de afzonderlijke delen in dit rapport	33
Figuur 8	Schematische weergave van de barrières rond het afval	35
Figuur 9	Weergave van het subrosiescenario met een MBS en - cursief - de FEPs	37
Figuur 10	Schematisch overzicht van de TRUCKII-opbergfaciliteit	42
Figuur 11	Model van de opbergfaciliteit gehanteerd in METRO-III	43
Figuur 12	De geometrie van het verwaarlozingsscenario (afgebeeld met verspringende x-as!)	63
Figuur 13	Het debiet (Bq/jaar) uit de klei voor de single nucliden in het diffusiescenario	66
Figuur 14	Het debiet (Bq/jaar) uit de klei voor de ketens in het diffusiescenario	68
Figuur 15	Het dosistempo bij een intact afdekpakket	68
Figuur 16	Het dosistempo van de single nucliden bij een diepe put	70
Figuur 17	Het dosistempo van de ketens bij een diepe put	70
Figuur 18	Het extra dosistempo van de single nucliden in het verwaarlozingsscenario	73
Figuur 19	Het extra dosistempo van transuranen in het verwaarlozingsscenario	73
Figuur 20	Het extra dosistempo van ketens in het verwaarlozingsscenario	74
Figuur 21	Schematische weergave van de opbergfaciliteit in steenzout (METRO-I ontwerp)	82
Figuur 22	Model van de METRO-I faciliteit	84
Figuur 23	Illustratie van 5 aaneengesloten microholtes (overgenomen uit Peach [22])	97
Figuur 24	Relatie tussen porositeit ϕ en permeabiliteit k volgens de besproken modellen	106
Figuur 25	Verloop van de porositeit van de plug zonder pekeldringen - In werkelijkheid mogelijk 2 à 3 ordes sneller.	108
Figuur 26	Compactie met 'optimale zoutmix' en 'droog zout' voor de pluggen	109
Figuur 27	Permeabiliteit van de zoutpluggen; pekeldringen na 200 jaar	110
Figuur 28	Het vollopen van de mijn en de opbergcellen	111
Figuur 29	Het uitpersen van de opbergcel en de galerijen	112
Figuur 30	Permeabiliteiten volgens verschillende modellen vergeleken met het effectiviteitsniveau	113
Figuur 31	P als functie van de porositeit ϕ voor het METRO-model	121
Figuur 32	Stromen die het opgeloste afval verplaatsen vanuit de opbercel naar de galerij	125
Figuur 33	Afvalstroom uit de opbergcel naar het compartiment galerijen/schachten	126
Figuur 34	Afvalstroom uit de galerijen/schachten naar het afdekpakket	127
Figuur 35	Radiotoxiciteit van vrijzet radioactief materiaal uit de opbergcel	129

Figuur 36	Radiotoxiciteit van de pekkel die de uit de faciliteit geperst wordt	130
Figuur 37	Maximaal collectieve dosis door het afval dat het oppervlaktewater bereikt	131
Figuur 38	Individuele effectieve dosis bij het verwaarlozingsscenario	132
Figuur 39	Twee varianten voor de aanleg van het opbergveld	172
Figuur 40	Galerijstelsel volgens het OPLA-ontwerp	172

Uitvoerige samenvatting

S.1 Inleiding

Radioactief afval ontstaat in ziekenhuizen, sommige laboratoria, kerncentrales en onderzoeksreactoren. Een in volume gering deel hiervan (in Nederland ca. 5%, voornamelijk geproduceerd in reactoren) bestaat uit hoogradioactief afval, dat echter wel het grootste deel van het (vaak langlevende) radioactief materiaal bevat (99%). Dit afval zal voor lange tijd geïsoleerd moeten blijven van het leefmilieu, onder goed beheersbare en controleerbare condities. Sommige gesteenteformaties in de diepe ondergrond zouden deze condities kunnen bieden. In diverse nationale en internationale onderzoeksprogramma's wordt de isolatiecapaciteit van potentiële 'gastgesteentes' onderzocht, en zijn een aantal conceptontwerpen van opbergfaciliteiten ontwikkeld. In dit rapport gaat het om de veiligheidsaspecten, met name de isolatie, van radioactief afval opgeborgen in diepe zout- of kleiformaties.

In Nederland zijn voor het OPLA-programma (OPLA-I: 1984 - 1989; OPLA-IA: 1989-1993) veiligheidsrapporten gepubliceerd voor opberging van radioactief afval in een zoutkoepel. De bedoeling was destijds om, bij voldoende politiek en maatschappelijk draagvlak, de opbergfaciliteit daadwerkelijk te gaan bouwen, eventueel op korte termijn. Het huidige regeringsbeleid gaat uit van de volgende voorwaarden:

- Het afval zal gedurende tenminste 50 à 100 jaar bovengronds opgeslagen blijven bij de COVRA NV in Zeeland.
- Naast opberging in een zoutkoepel dienen ook andere alternatieven onderzocht te worden.
- Het afval dient zo opgeborgen te worden, dat het opgeborgen afval gedurende lange tijd terughaalbaar is.

Een van de alternatieven voor opberging in een zoutkoepel is opberging in een slecht-doorlatende kleilaag in de diepe ondergrond. Een mogelijk geschikte kleilaag strekt zich uit onder Nederland en België: de Boomse klei. In België is het onderzoek betreffende eventuele opberging van radioactief afval in deze kleilaag in een gevorderd stadium. In Nederland was nog geen onderzoek verricht betreffende deze optie.

In het OPLA programma is slechts op zeer beperkte schaal onderzoek gedaan naar de mogelijkheid van langdurige terughaalbaarheid. Krachtens de opdracht van regeringswege werd terughaalbaarheid het hoofdthema in de CORA-fase. Daarmee werd de nadruk gelegd op het onderzoek van scenario's gerelateerd aan de operationele fase van een opbergfaciliteit: voor de post-operationele fase blijven de resultaten van het OPLA onderzoek geldig.

In het CORA programma zijn verscheidene concept-ontwerpen ontwikkeld waarin expliciet rekening is gehouden met een eventueel terughalen van het opgeborgen afval, waaronder het METRO-I ontwerp voor opberging in steenzout en het TRUCK-II ontwerp voor opberging in een slecht-doorlatende kleilaag. De implementatie van langdurige terughaalbaarheid in deze opbergconcepten heeft twee ontwerpaspecten:

- 1) De 'mijncompartimenten' waarin de containers met radioactief afval opgeborgen zijn, de zgn. opbergcellen, moeten zo ontworpen zijn dat de container relatief gemakkelijk teruggehaald kan worden. De terughaaloperatie moet technisch gezien niet (veel) complexer zijn dan het plaatsen van de container in de opbergcel.
- 2) De schachten en het ondergrondse netwerk van galerijen kan niet afgesloten worden zolang de wens bestaat om het afval relatief gemakkelijk te kunnen terughalen. Wanneer de galerijen en schachten nagevuld en verzegeld worden, kan het afval alleen nog teruggehaald worden door een nieuwe mijn te bouwen.

Bij zowel het METRO-I concept als het TRUCK-II concept is het ondergronds opbergen van afval een langdurige operatie die in een aantal fasen plaatsvindt. De overgang van de ene fase naar de andere kan naar believen uitgesteld worden. De beslissing om de opbergfaciliteit met daarin het opgeborgen afval af te sluiten hoeft pas genomen te worden wanneer er voldoende vertrouwen is in de gekozen opbergoptie.

In de beschrijving van het METRO-I opbergconcept wordt gesteld dat een gefaseerde opbergstrategie een zekere mate van passieve veiligheid biedt: gesteld wordt dat, ook wanneer de mijn nog open is (de zgn. operationele fase), de opbergcellen met daarin het verglaasde kernsplijtingsafval zodanig afgedicht zijn dat voldoende veiligheid wordt geboden in geval van onverwachte situaties zoals het onderlopen of verwaarlozen van de mijn. Deze stelling, die relevant is voor alle opbergconcepten, behoeft nader onderzoek.

Het OPLA-onderzoek (opberging in een steenzoutformatie) en het Belgische onderzoek (opberging in een kleilaag) met betrekking tot de veiligheid richtten zich op de 'post-operationele fase', d.w.z. de fase na het afsluiten en verzegelen van de faciliteit. Echter, de bovengenoemde 'passieve veiligheid' betreft de operationele fase, dus vóór het afsluiten van de faciliteit. De modellen die destijds ontwikkeld zijn, zijn niet zonder meer bruikbaar voor veiligheidsstudies betreffende de operationele fase. Daar komt bij dat de modellen ontwikkeld voor het Belgische opbergconcept nog 'vertaald' moesten worden naar de Nederlandse situatie: een grotere diepte van de kleilaag en een andere (kleinere) hoeveelheid op te bergen afval dan in België.

Daarom is de doelstelling van het hier beschreven onderzoek het verder ontwikkelen van de modellen voor veiligheidsstudies, zodat ze ook toegepast kunnen worden voor de operationele fase van het METRO-I opbergconcept en het TRUCK-II opbergconcept.

Dit onderzoek is het derde deel van de METRO-studie, die bestaat uit drie delen. METRO-I is het ontwerpen van een faciliteit voor terughaalbare opberging in steenzout, METRO-II is een kostenschattning van dit opbergconcept. Het voorliggende rapport is het eindresultaat METRO-III.

De resultaten (van METRO-III) kunnen in drie secties onderverdeeld worden:

1. In paragraaf S.2 wordt de scenario-ontwikkeling beschreven. Dit is een algemeen onderzoek dat nodig is om te bepalen in welke richting de modellen voor de veiligheidsstudies verder ontwikkeld dienen te worden.

2. In paragraaf S.3 wordt een verkennende analyse van het verwaarlozingsscenario voor het METRO-I ontwerp (opberging in steenzout) beschreven.
3. In paragraaf S.4 worden verkennende analyses van het zgn. diffusiescenario en het verwaarlozingsscenario voor het TRUCK-II ontwerp (opberging in slecht-doorlatende klei) beschreven. Het diffusiescenario beschrijft de normale, verwachte ontwikkeling van de faciliteit in de post-operationele fase.

Deze samenvatting wordt afgesloten met de conclusies in paragraaf S.5.

Dit onderzoek sluit aan bij eerder onderzoek. Bovendien is het inhoudelijk gezien slechts een kleine uitbreiding van het eerdere onderzoek. Het is moeilijk om voorbij te gaan aan de resultaten die destijds bereikt zijn. Bij de modelbeschrijvingen in dit rapport is daarom uitgegaan van bekendheid met het werk uitgevoerd in OPLA, en (in mindere mate) het werk uitgevoerd in België. Ook is uitgegaan van bekendheid met de andere onderzoeken uitgevoerd in CORA verband, met name de METRO-I en TRUCK-II rapportages.

S.2 Scenario-ontwikkeling

Een scenario is een beschrijving van een mogelijke ontwikkeling in de tijd van de opbergfaciliteit en de omgeving ervan. Zo'n beschrijving kan vertaald worden in een numeriek model waarmee de gevolgen voor mens en milieu geschat kunnen worden voor het desbetreffende scenario.

In een veiligheidsstudie worden veel verschillende scenario's ontwikkeld en geanalyseerd. De techniek die voor de analyse hiervan gebruikt wordt heet 'probabilistische analyse'. In de voorliggende studie is een definitie van 'scenario' ontwikkeld die aansluit bij een probabilistische analyse, en is getracht een strategie te ontwikkelen om nieuwe, voor de veiligheidsstudie mogelijk belangrijke scenario's op te sporen.

Een scenario wordt gekenmerkt door de processen of gebeurtenissen die verondersteld worden op te treden, bijvoorbeeld een lekkage. De variatie binnen scenario's is mogelijk door variaties toe te laten in de snelheid waarmee processen optreden of het tijdstip waarop een gebeurtenis optreedt, zoals bijvoorbeeld de grootte van het veronderstelde lek en het tijdstip waarop het optreedt. Variatie binnen een scenario leidt tot een (kwantitatieve) onzekerheid in het precieze verloop van een scenario, wat op zijn beurt weer leidt tot een zekere mate van onzekerheid in de berekende gevolgen van een scenario. De grootte van de onzekerheid in de berekende gevolgen kan bepaald worden met een probabilistische analyse. Een belangrijke waarneming is, dat het toelaten van variaties binnen een scenario rechtstreeks gekoppeld is aan een probabilistische analyse.

Om te voorkomen dat de veiligheidsstudies omissies bevatten, is een soort 'checklist' opgesteld: de FEP-catalogus, waarin FEP staat voor 'Feature, Event and Process'. Een FEP-catalogus is een lijst van processen en gebeurtenissen die een rol kunnen spelen in een of meer scenario's. Alle afzonderlijke gebeurtenissen en processen in een scenario zijn ook beschreven als FEP, zodat een scenario gezien kan worden als een combinatie van een aantal FEPs.

FEP-catalogi worden tegenwoordig algemeen gebruikt. Ze zijn bruikbaar om (evidente) omissies te traceren in een veiligheidsstudie. Echter, het maken van een goede FEP-catalogus is een zeer kostbare zaak.

Bij de scenario-ontwikkeling zijn twee uitgangspunten gebruikt:

1. De doelstelling van de methode

De methode is bedoeld om zichtbaar te maken wat wel en, vooral in dit stadium, wat niet in de analyses is beschouwd.

2. Samenhang met (probabilistische) analyse

Er zijn definities ontwikkeld (o.a. van ‘scenario’) die consistent zijn met de betekenissen in de probabilistische analyses.

De FEP-catalogi voor opberging in klei- en zoutformaties zijn geïnspecteerd op FEPs die de isolatie van het opgeborgen afval bedreigen gedurende de tijd dat het mijngebouw niet opgevuld en verzegeld is. Deze FEPs zijn gegeven in tabel 1. Problematisch was dat veel FEPs nogal vrijblijvend beschreven zijn, waardoor ze niet goed geclassificeerd kunnen worden.

Tabel 1 FEPs die de isolatie van het opgeborgen afval bedreigen tijdens de operationele fase

FEP	Veiligheidsaspect
Seismicity	Integriteit van de opbergcel, onderlopen van mijn door activering van een breuk
Undetected geological features	Onderlopen van het mijngebouw
Canister defects	Integriteit van de opbergcel
Poor quality construction	Integriteit van de opbergcel en/of de mijn
Improper waste placement	Integriteit van de opbergcel
Inadequate backfill compaction, voidage	Integriteit van de opbergcel
Co-disposal of reactive wastes	Integriteit van de opbergcel
Inadvertent inclusion of undesirable materials	Integriteit van de opbergcel
Deserted unsealed repository	Onderlopen van het mijn
Injection of fluids in (abandoned) repository	Integriteit van de opbergcel
Malicious intrusion	Schadelijk gebruik van het opgeborgen afval
Recovery of repository materials	Integriteit van de opbergcel
Underground nuclear testing in (abandoned) repository	Integriteit van de mijn
Gas generation effects	Integriteit van de opbergcel
Subsidence, collapse	Integriteit van de mijn
Nuclear criticality	Integriteit van de opbergcel
Release of stored (gamma) energy in rock salt	Integriteit van de opbergcel

De modellen ontwikkeld in de METRO-studie zijn bedoeld voor de analyse van de gevolgen van het zogenaamde 'verwaarlozingsscenario'. De FEP 'deserted unsealed repository' legt de basis voor dit scenario. Het zal echter duidelijk zijn dat beschouwing van de andere FEPs zal leiden tot nieuwe varianten op het verwaarlozingsscenario of zelfs nieuwe scenario's.

In het kader van de METRO-studie is nagedacht over een methode om op systematische wijze scenario's te ontwikkelen uit een FEP-catalogus. Hieruit zijn enkele verbeteringen van de bestaande methode voortgekomen. Echter, de methodologie voor scenario-ontwikkeling is nog onvolmaakt.

De studie leverde de volgende algemene bevindingen over scenario-ontwikkeling:

- Systematische scenario-ontwikkeling zou gebruikt kunnen worden als instrument om aan te tonen dat een veiligheidsstudie geen omissies bevat, m.a.w. compleet is. Echter, een procedure die deze belofte waar kan maken is niet in zicht.
- Het aanbrengen van systematiek in scenario-beschrijvingen (bijvoorbeeld m.b.v. FEPs) leidt tot een betere beschrijving van de scenario's, en een betere traceerbaarheid van de fenomenen die beschouwd zijn in een scenario.
- Scenario's zijn een algemeen gebruikt instrument bij veiligheidsstudies. Echter, de selectie van de fenomenen die door één scenario omvat worden is onderhevig aan enige willekeur. Dit komt bijvoorbeeld tot uiting wanneer het werk van verschillende onderzoeksgroepen vergeleken wordt: een scenario met dezelfde naam en dezelfde globale beschrijving kan bij de ene groep een veel breder scala aan fenomenen omvatten dan bij de andere onderzoeksgroep. De willekeur in de afbakening van afzonderlijke scenario's kan dus verwarring veroorzaken.
- Uitgaande van een goede scenariobeschrijving is het mogelijk om de resultaten van een veiligheidsstudie te vergelijken met andere studies. Bovendien is dit een methode om resultaten te presenteren voor een breder publiek.

S.3 Opberging in steenzout (METRO-I mijnontwerp)

Steenzout kan een geschikt gastgesteente zijn omdat:

- zoutformaties vaak in geologisch stabiele gebieden liggen;
- er bij de zoutformaties (bijna) geen grondwaterstroming is die het opgeborgen afval naar het oppervlak kan voeren, in dat geval zou immers de zoutformatie zelf al opgelost zijn;
- het een zeer lage permeabiliteit heeft en droog is, zodat het een hydraulische barrière vormt;
- het mechanisch zeer geschikt is voor het uitgraven van gangen en dergelijke, waardoor terughaalbaarheid relatief eenvoudig geïmplementeerd kan worden;
- het een goede thermische geleiding heeft, zodat eventuele vervalwarmte van het afval goed afgevoerd wordt;
- het chemisch inert is, zelfs bij hoge temperatuur;
- het visceus is vergeleken met andere gesteentetypes, waardoor het een zelfherstellend vermogen heeft. Zelfs de uitgravingen om de opberging mogelijk te maken vloeien langzaam dicht, zodat het afval uiteindelijk geïsoleerd wordt van de omgeving.

S.3.1 Het verwaarlozingsscenario

Het verwaarlozingsscenario beschrijft de ontwikkeling van de faciliteit wanneer deze verwaarloosd zou worden nadat het afval in de opbergcellen is geplaatst, maar voordat de faciliteit afgesloten en verzegeld is. Het eerste teken van verwaarlozen is dat het onderhoud stilvalt (of van onvoldoende niveau is). Het verwaarlozingsscenario bestaat ruwweg uit de volgende stappen, die nader toegelicht zullen worden:

1. Na stilvallen van het onderhoud aan de faciliteit loopt de faciliteit vol met grondwater, dat wordt omgezet in pekkel.
2. De pekkel wordt door de pluggen geperst, die de opbergcellen afsluiten.
3. Het afval (verglaasd kernsplijtingsafval) komt in contact met de pekkel, een deel van de radioactieve materialen lost op in de pekkel.
4. Door de convergentie van het steenzout wordt de pekkel, met daarin een deel van de radioactieve materialen, uit de faciliteit geperst, en wordt opgenomen in de grondwaterstromingen.
5. Via diverse routes kan het opgeloste materiaal het oppervlak bereiken, wat uiteindelijk tot blootstellingen kan leiden.

1. Het onderlopen van de faciliteit

De schachten (en mogelijk ook de galerijen) doorsnijden watervoerende lagen in de bodem. Inlek vanuit deze watervoerende lagen wordt zoveel mogelijk vermeden, maar zal nooit helemaal nul zijn. Wanneer het onderhoud aan de faciliteit stilvalt, stoppen de pompen waarmee het inlekkende water afgepompt wordt. Het is zelfs goed voorstelbaar dat, vanwege het ontbreken van onderhoud, de inleksnelheid na verloop van tijd toeneemt. De verwachting is daarom dat de faciliteit na verloop van tijd zal onderlopen met grondwater. Het vollopen van de faciliteit kan vele tientallen tot honderden jaren duren, afhankelijk van de inleksnelheid. Zout uit de wanden van de galerijen zal in oplossing gaan in het binnengedrongen grondwater, waardoor dit omgezet wordt in pekkel.

2. De pekkel wordt door de pluggen in de opbergcellen geperst

In een volgelopen mijn kan de hydrostatische druk oplopen tot 10 MPa. Door deze hoge druk en de langdurige inwerking op de pluggen dringt pekkel de opbergcellen binnen. De permeabiliteit van de pluggen kan een belangrijke grootte zijn in dit proces. De permeabiliteit hangt af van convergentie- en compactie-processen, zoals omschreven in de volgende alinea's.

De druk in het gesteente, waardoor het zoutgesteente omgeven is, is op een diepte van 800 m (de veronderstelde diepte van de mijn) ongeveer 20 MPa (200 atmosfeer). De druk in de niet-ondergelopen-mijn is atmosferisch, in de volledig ondergelopen mijn is de hydrostatische druk ongeveer 10 MPa. Vanwege het grote drukverschil gaat het steenzout vervormen (kruip), waardoor het mijnvolume kleiner wordt. Dit proces heet convergentie. Voorwerpen in de mijn, zoals de zoutpluggen, afvalcontainers, en ook zoutgruis dat als opvulmateriaal gebruikt wordt, worden samengedrukt door deze convergentie van het zout. Dit samendrukproces heet compactie.

De zoutpluggen die in het METRO-I concept de opbergcellen afsluiten, kunnen na voldoende compactie het afval in de opbergcellen volledig isoleren. Uit de analyses blijkt echter dat de compactie van deze pluggen voor en tijdens het vollopen van de mijn zeer langzaam verloopt. Zonder onderlopen zou het een miljoen jaar duren voordat deze pluggen impermeabel worden, dus volledig afsluiten. Na het vollopen verloopt de compactie sneller, maar duurt het nog steeds enkele duizenden jaren voordat de pluggen impermeabel worden. Hierdoor zal, wanneer de faciliteit ondergelopen is, door de hydrostatische druk van de pekel en de langdurige inwerking (duizenden jaren), de pekel ook doordringen in de opbergcellen.

Het permeabel blijven van de pluggen is een zwak punt in het METRO-I concept. Een geschikt alternatief zou zijn, om in plaats van gecompacteerd zout, natuurlijk steenzout te gebruiken als materiaal voor de pluggen. Natuurlijk steenzout geldt als impermeabel. De verwachting is dat spleten tussen de pluggen en het steenzout in enkele weken 'dichtconvergeren' en impermeabel worden. Dus, bij een betere keuze van het pluggenmateriaal kunnen de pluggen impermeabel zijn voordat de mijn onderloopt. Om dit zeker te stellen zal theoretisch en experimenteel onderzoek nodig zijn.

Een analyse van de situatie waarbij de pluggen niet volledig afsluiten blijft nuttig, omdat in de scenario-ontwikkeling-studie diverse FEPs geïdentificeerd zijn die een goede werking van de pluggen teniet kunnen doen: zoals constructiefouten, fouten bij het plaatsen van de containers, gevolgen van gas-ontwikkeling en de uitwerking van straling op het steenzout. Fouten kunnen nooit uitgesloten worden, het effect van een betere keuze voor het plugmateriaal is vooral dat de kans op een vrijzetting (veel) kleiner wordt. De uitwerking van gas-ontwikkeling en straling op het steenzout moet verder onderzocht worden: het ontwerp moet eventueel zodanig aangepast worden dat de gevolgen van deze processen altijd beperkt blijven.

3. *Het afval (verglaasd kernsplijtingsafval) komt in contact met de pekel, een deel van de radioactieve materialen lost op in de pekel.*

Het glas waarin het kernsplijtingsafval gefixeerd is, bevat een aantal toevoegingen om het verglazingsproces goed te laten verlopen. Het glas (silicaat) lost nauwelijks op in de relatief kleine hoeveelheid pekel die de opbergcel binnendringt. Echter, de toevoegingen aan het glas, met name B_2O_3 , worden uitgeloozd, waardoor uiteindelijk een groot deel van het afval in de pekel opgelost kan worden. De grootte van de uitloogsnelheid is erg onzeker bij de relatief lage temperaturen die optreden in de opbergcel. De centrale schatting is dat het 1.4 miljoen jaar zal duren voordat het glas volledig uitgeloozd is. Echter, de ondergrens van de onzekerheidsmarge van de uitloogtijd is 45 duizend jaar.

4. *Door de convergentie van het steenzout wordt de pekel, met daarin een deel van de radioactieve materialen, uit de faciliteit geperst, en wordt opgenomen in de grondwaterstromingen.*

Door het uitloggen van het glas kan het afval in opgeloste vorm uit de opbergcel migreren, en via de ondergelopen galerijen het grondwater buiten de steenzoutformatie bereiken. Door de

convergentie van het steenzout wordt de pekkel, met daarin het opgeloste afval door de pluggen geperst. Het afval bereikt op die manier de galerijen. Andere transportprocessen door de pluggen zijn: diffusief transport, gasgedreven transport, en transport door de temperatuurgradiënt. Warmte- of gasontwikkeling kunnen een circulatiestroming door de pluggen op gang brengen, wat leidt tot transport door de pluggen. Het transport verloopt bijzonder langzaam. Echter, door de lange duur ervan (vele duizenden jaren) kunnen significante hoeveelheden afval uit de opbergcel ontsnappen. Het transport wordt uiteindelijk afgebroken doordat de pluggen door compactie omgezet worden in impermeabel steenzout.

Deze overgang van permeabel naar impermeabel kan gemodelleerd worden met een zgn. percolatiemodel. In dit model worden de poriën in het poreuze steenzout gemodelleerd als een netwerk. De impermeabiliteit van steenzout bij zeer lage porositeit zou een gevolg zijn van het feit, dat het netwerk alleen bestaat uit onderling niet verbonden poriën of kleine clusters van poriën. Wanneer de porositeit iets toeneemt, bijvoorbeeld door het wegvallen van de grote gesteentedruk op een monster dat 'uitgesneden' wordt uit de steenzoutformatie, dan neemt het aantal verbindingen in het netwerk sterk toe, waardoor er een 'geleidend netwerk' of 'percolerend netwerk' ontstaat. Aangenomen wordt dat door compactie het omgekeerde proces kan plaatsvinden: door compactie daalt de porositeit en neemt het aantal verbindingen in het netwerk af, waardoor het percolerend netwerk uiteindelijk verdwijnt, zodat het transport stopt.

Het afval dat (in opgeloste vorm) de galerijen bereikt, zal verder migreren door diffusie en stromingen in de galerijen. Ook zal door convergentie van het steenzout pekkel (met daarin opgelost afval) uit de mijn geperst worden. Uiteindelijk wordt de pekkel met het afval opgenomen in de grondwaterstromingen.

De toepassing van het percolatiemodel betreft niet alleen gecompacteerd zout, hoewel het daar in eerste instantie voor ontwikkeld is. Ook wanneer er (verondersteld) impermeabel steenzout gebruikt wordt voor de pluggen, is de constructie als geheel in eerste instantie nog permeabel (vanwege spleten e.d.). Om de overgang van permeabel naar impermeabel van lekwegen te modelleren is het percolatiemodel een goed startpunt. Maar zoals eerder opgemerkt hoort hier zeker experimenteel onderzoek bij.

5. *Via diverse routes kan het opgeloste materiaal het oppervlak bereiken, wat uiteindelijk tot blootstellingen kan leiden.*

De pekkel en het daarin opgeloste afval worden vrijgezet in de grondwaterstromingen, op de plaats waar de schachten of galerijen een lekverbinding hebben met een watervoerende laag. Via deze watervoerende laag kan het afval het oppervlaktewater bereiken, waar het in de voedselketen opgenomen kan worden. Dit water, met daarin sporen van het afval, kan gebruikt worden als drinkwater, wat leidt tot een directe blootstelling. Een ander blootstellingspad is dat het water gebruikt wordt voor irrigatie, zodat de gekweekte producten sporen van het afval opnemen. Consumptie van deze producten leidt dan tot een ingestiedosis.

Een andere mogelijkheid is dat er een waterput geslagen wordt in de watervoerende laag waarin de pekels en het afval vrijgezet worden. Deze watervoerende laag moet zoveel waterdoorstroming bevatten, dat de pekels zoveel verdund worden dat het water drinkbaar is. Het transport naar het oppervlak kan dan aanzienlijk versneld worden. Een derde mogelijkheid doet zich voor als de put geslagen wordt op een punt waar het grondwater erg zout is door de pekelluitstoot. Dit zoute water zou gebruikt kunnen worden voor zoutproductie. Het geproduceerde (consumptie-)zout zou dan sporen van het afval kunnen bevatten.

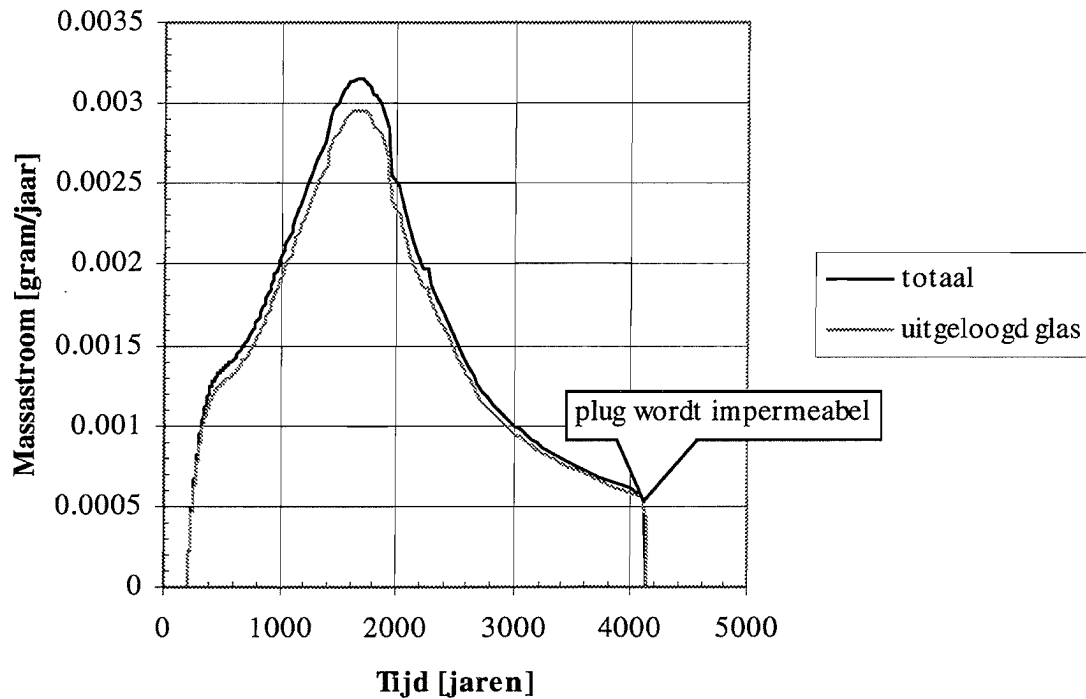
Betreffende een veiligheidsevaluatie van het ontwerp is in deze studie is alleen aandacht besteed aan individuele doses ten gevolge van toekomstige blootstellingen aan radioactief materiaal dat mogelijk uit de opbergfaciliteit ontsnapt. Onderzocht zou moeten worden of er meer (kwantitatieve) maten zijn om de risico's te evalueren.

S.3.2 Voorlopige resultaten verwaarlozingsscenario METRO-I mijnontwerp

Er zijn modellen ontwikkeld waarmee de gevolgen van het verwaarlozingsscenario berekend kunnen worden. Echter, er zijn een aantal aannamen in de berekeningen die nader geanalyseerd moeten worden. Zo is er nog onderzoek nodig naar het gedrag van verschillende mogelijke afsluitingen van de opbergcellen, vlak voordat ze impermeabel worden (bij gebruik van gecompacteerd zout, maar ook bij gebruik van andere materialen). Ook is nader onderzoek nodig naar processen die de werking van technische barrières (glasmatrix, container en pluggen) kunnen ondermijnen, bijvoorbeeld de uitwerking van gas-ontwikkeling en straling op het steenzout en de pluggen. Tenslotte zal ook de onzekerheid in deze resultaten in kaart gebracht moeten worden. De hier gepresenteerde resultaten hebben vooralsnog een verkennende functie. Verder onderzoek zal nodig zijn om ze robuuster te maken.

Hoeveelheid vrijgezet afval

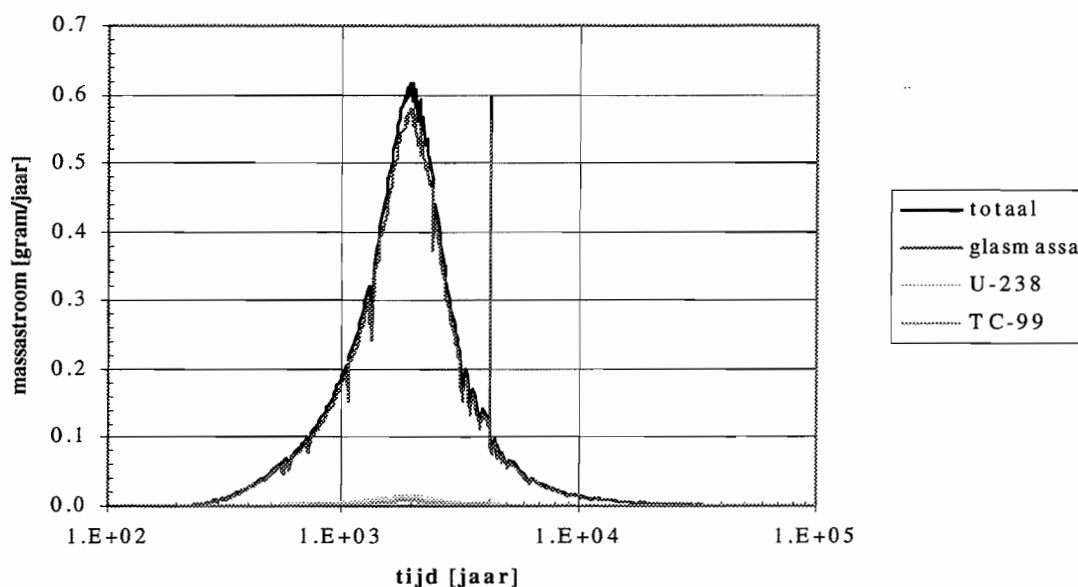
De hoeveelheid afval die vrijgezet wordt bij het verwaarlozingsscenario is berekend met het computerprogramma EMOS. Figuur 1 geeft aan hoeveel afval per jaar wordt vrijgezet vanuit één opbergcel naar de galerijen.



Figuur 1 Vrijzetting vanuit één opbergcel naar de galerijen (verwaarlozingsscenario, steenzout)

De massa van het glas plus de radioactieve bestanddelen in een opbergcel is 306 kg. De uitstroom vindt plaats gedurende 4000 jaar, met een gemiddelde snelheid van ongeveer 1.5 mgram/jaar. De totale hoeveelheid afval die uit één opbergcel vrijgezet wordt is dan 6 gram.

De METRO-I opbergfaciliteit bevat ca. 300 containers met kernsplijtingsafval. Figuur 2 geeft de vrijzetting vanuit de opbergfaciliteit naar de watervoerende laag. (De 'kartels' en de scherpe piek in de krommes zijn numerieke artefacten.)



Figuur 2 Vrijzetting van het afval uit de gehele faciliteit naar de watervoerende laag (verwaarlozingsscenario, steenzout)

Doses ten gevolge van de vrijzetting

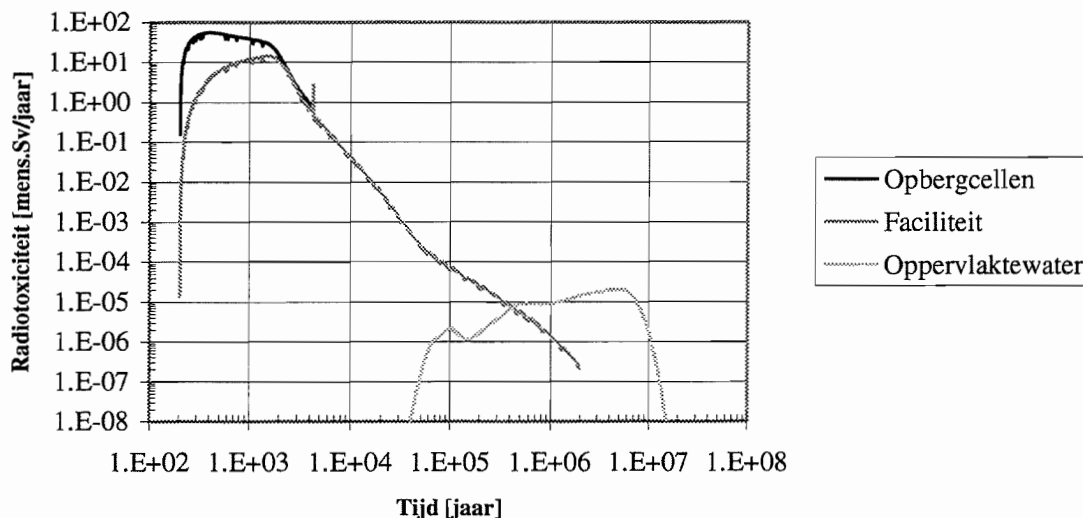
De radiologische maat voor blootstelling van een individu aan radioactief materiaal is de 'effectieve dosis', met de eenheid sievert (Sv). Gezondheidsschade of -risico's zijn maximaal ongeveer proportioneel met de effectieve dosis. Internationaal is geaccepteerd dat blootstellingen kleiner dan 1 mSv per jaar acceptabel zijn, mits de activiteit, die de oorzaak van de blootstellingen is, voldoende nuttig is; en mits de blootstelling zelf zo klein mogelijk gehouden wordt. Ter vergelijking, de dosis door de natuurlijke achtergrondstraling bedraagt enkele mSv per jaar; het extra overlidensrisico door een blootstelling van 1 mSv/jaar is hoogstens $5 \cdot 10^{-5}$ per jaar.

Naast de bovengenoemde 'individuele effectieve dosis' wordt ook de zgn. 'collectieve dosis' gebruikt om de gevolgen voor het milieu van een emissie van radioactief materiaal mee te evalueren. De collectieve dosis is de som van de doses van alle individuen die blootgesteld zijn aan het vrijgezette radioactief materiaal, de eenheid is mens·Sv. Voor de collectieve dosis bestaat geen norm. Er wordt naar gestreefd om zowel de individuele dosis als de collectieve dosis te minimaliseren.

Om het effect van verschillende barrières in een opbergsysteem te evalueren kan de grootte radiotoxiciteit (de 'radiotoxische potentie' van een hoeveelheid radioactief materiaal) gebruikt worden. Om de radiotoxiciteit te berekenen wordt aangenomen dat het radioactief materiaal dat op een gegeven tijdstip en plaats vrijgezet is, geconsumeerd wordt door een groep individuen. De hieruit te berekenen (meestal) hypothetische collectieve dosis is een maat voor de radiotoxiciteit, met de eenheid: mens·Sv/jaar.

Figuur 3 geeft de radiotoxiciteit van het vrijgezette radioactief materiaal:

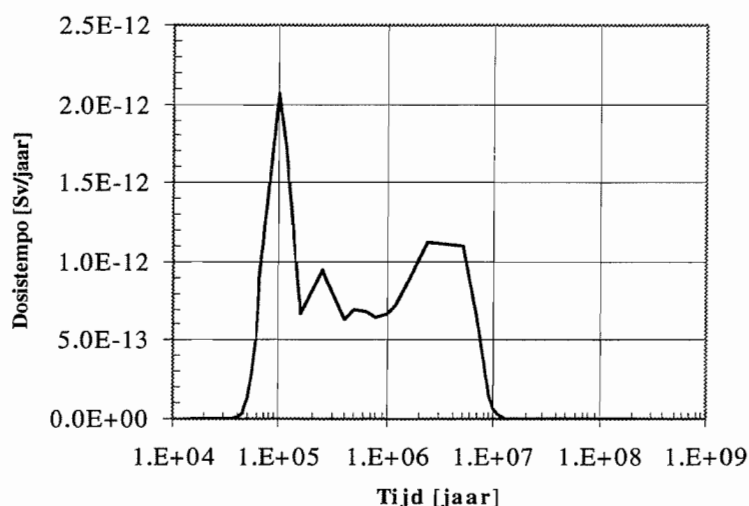
1. vanuit alle opbergcellen gezamenlijk naar de galerijen (zie figuur 1)
2. vanuit de gehele opbergfaciliteit (ondergelopen galerijen en schachten) naar de watervoerende laag (zie figuur 2)
3. vanuit de watervoerende laag naar het oppervlaktewater (nieuw berekend).



Figuur 3 Radiotoxiciteit van het radioactieve materiaal vrijgezet uit de opbergcellen, de faciliteit en in het oppervlaktewater (verwaarlozingsscenario, steenzout)

Figuur 3 laat zien dat na 200 jaar (het veronderstelde moment van onderlopen van de faciliteit) de vrijzetting uit de opbergcellen begint. De concentratie van radioactief materiaal in de pekkel in de opbergfaciliteit neemt dan geleidelijk toe, waardoor ook de vrijzetting uit de gehele faciliteit toeneemt. Na ruim duizend jaar is de concentratie in de pekkel in de opbergfaciliteit zo hoog geworden, dat er evenveel radioactief materiaal vrijgezet wordt uit de faciliteit als uit de opbergcellen. Het transport door de watervoerende laag in de bodem duurt enkele tienduizenden tot ruim tien miljoen jaar. Deze grote spreiding wordt veroorzaakt door verschillen in de transporttijd van de verschillende nucliden in het radioactief afval. De radiotoxiciteit bij vrijzetting in het oppervlaktewater is ongeveer een miljoen keer kleiner dan bij vrijzetting uit de faciliteit.

Figuur 4 toont de individuele effectieve dosis ten gevolge van de vrijzetting in het oppervlaktewater.



Figuur 4 Individuele effectieve dosis (verwaarlozingsscenario, steenzout)

Dit resultaat is afgeleid met de aanname dat het radioactieve afval het oppervlakte bereikt via de grondwaterstroming. Het zal ook nodig zijn om varianten hiervan te onderzoeken, bijvoorbeeld wanneer er een waterput geslagen zou worden in de watervoerende laag waarin de pekkel en het afval vrijgezet wordt.

S.4 Opberging in klei (TRUCK-II mijnontwerp)

Onder Nederland bevinden zich zeer dikke en uitgebreide kleiformaties, waaronder de Boomse klei. De Boomse klei kan een geschikt gastgesteente zijn voor de opberging van radio-actief afval, om de volgende redenen:

- De lage permeabiliteit van de klei onderdrukt grondwaterverplaatsingen in de klei, zodat de nucliden alleen kunnen migreren door het (langzame) diffusie proces (een hydraulische barrière).
- De hoge retentie van de klei voor het merendeel van de nucliden remt de migratie van nucliden verder af (een geochemische barrière).
- Door de plasticiteit is de klei 'zelfherstellend', d.w.z. dat verstoringen in de klei, bijvoorbeeld door activering van een breukvlak, na verloop van tijd weer terugkeren in de normale, slechtdoorlatende toestand.
- De kleilaag ligt in een geologisch stabiel gebied.
- De kleilaag is zeer homogeen, waardoor er grote, aaneengesloten volumes zijn van slechtdoorlatende klei.
- Terugneembaarheid kan in principe geïmplementeerd worden.

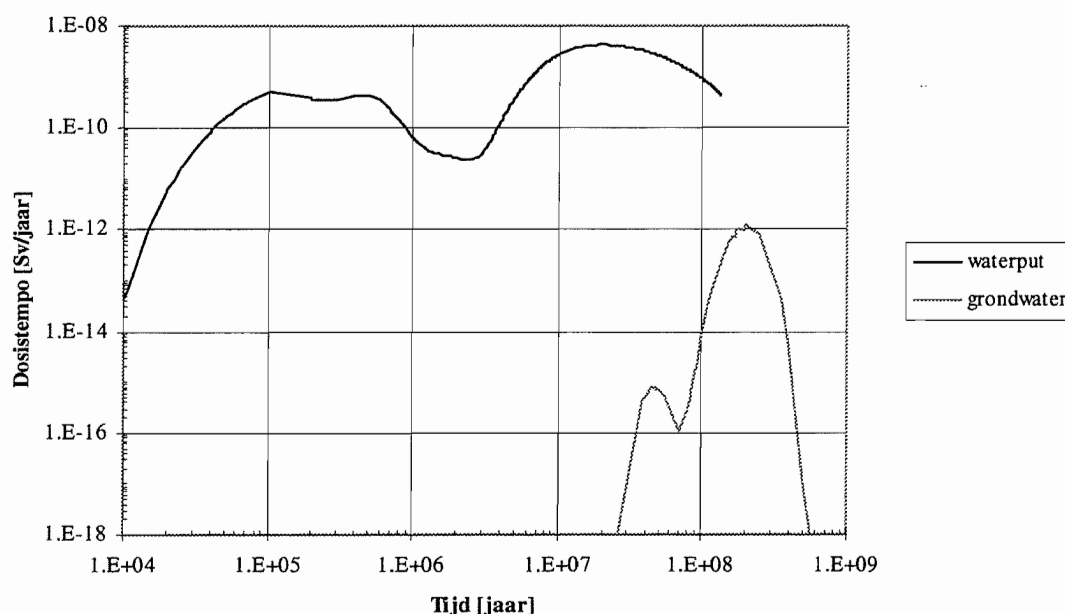
In normale omstandigheden kan afval, dat opgeborgen is in de Boomse klei, alleen uit de kleilaag ontsnappen door diffusie door het water in de poriën (de klei is verzadigd met water). De analyse

van dit scenario, het 'diffusiescenario', wordt behandeld in paragraaf S.4.1. In paragraaf S.4.2. wordt het verwaarlozingsscenario behandeld.

S.4.1 *Het diffusiescenario voor opberging in klei*

Diffusie is een traag proces; zelfs voor jodium, een 'snel' diffunderende radio-nuclide, duurt het 100 000 jaar voordat het door de 50 m dikke kleimantel is gediffundeerd. Het merendeel van de andere nucliden wordt geadsorbeerd aan de klei (retentie), waardoor het veel langer duurt voordat deze 'geretardeerde' nucliden door de kleimantel gediffundeerd zijn. Omdat diffusie in dit scenario een dominante rol speelt, wordt dit het diffusiescenario genoemd.

Wanneer nucliden door de kleimantel gediffundeerd zijn bereiken ze een watervoerende laag. Het vervolgetraject is sterk vergelijkbaar met een soortgelijk traject bij opberging in zout: via de grondwaterstroming kunnen de nucliden (na lange tijd) het oppervlaktewater bereiken, waar ze via het drinkwater of via de voedselketen een ingestiedosis kunnen veroorzaken. Er is een kans dat, gedurende de tijd dat de nucliden uit de kleilaag vrijgezet worden (miljoenen jaren), er een waterput geslagen wordt tot in de watervoerende laag waarin de nucliden vrijgezet worden. Deze waterput zal mogelijk gedurende enkele tientallen jaren gebruikt worden. Het dosistempo als gevolg van de vrijzetting van nucliden uit de kleilaag zal gedurende die tijd hoger zijn dan het dosistempo bij alleen transport door het grondwater. Het is zelfs redelijk waarschijnlijk dat er vaker dan eens een waterput geslagen wordt in de watervoerende laag. Wanneer dan een grafiek gemaakt wordt met het dosistempo als functie van de tijd, toont deze het dosistempo ten gevolge van het grondwatertransport, met af en toe een piek op de tijdstippen waarop een put geslagen is. In figuur 5 is dit weergegeven met een doorgetrokken lijn voor het grondwatertransport. De pieken door het slaan van de put kunnen maximaal het niveau bereiken dat aangeduid is met 'waterput'.



Figuur 5 Dosis tempo bij het diffusiescenario (opberging in een kleilaag)

Het dosistempo door (alleen) grondwatertransport na 10^8 jaar is 10^{-14} Sv/jaar. Zou op dat moment een waterput geslagen worden tot in de watervoerende laag waarin de nucliden vrijgezet worden, dan is het dosistempo bijna 10^{-9} Sv/jaar. Zou na 10^6 jaar een waterput geslagen worden, dan zou het dosistempo ongeveer $8 \cdot 10^{-11}$ Sv/jaar bedragen. Het dosistempo door grondwatertransport is dan (10^6 jaar) nog nul, omdat de nucliden het oppervlaktewater nog niet bereikt zullen hebben.

In de behandeling van het diffusiescenario is geen rekening gehouden met de gevolgen van ijsbedekking tijdens toekomstige ijstijden. Deze kunnen tussen nu en een miljoen jaar regelmatig plaatsvinden. De ijskap kan een dikte bereiken van enkele kilometers. In Nederland bedraagt de verwachte dikte van de ijskap niet meer dan 1000 meter. In het TRAKTOR-project is onderzocht of het gewicht hiervan de isolatiecapaciteit van de kleiformatie kan beïnvloeden, en wat de consequenties hiervan zijn. Merk op dat deze ijsbedekkingen deel uitmaken van de 'normale' evolutie. Als uit de TRAKTOR-studie blijkt dat de ijsbedekking geen effect heeft op de isolatie van de kleilaag is de analyse van het diffusiescenario representatief voor het normale evolutiescenario.

S.4.2 Het verwaarlozingsscenario

Het verwaarlozingsscenario beschrijft de ontwikkeling van de faciliteit wanneer deze verwaarloosd zou worden (het onderhoud aan de faciliteit stopt om welke reden dan ook) nadat het afval in de opbergcellen is geplaatst, maar voordat de faciliteit afgesloten en verzegeld is. Het verwaarlozingsscenario bestaat ruwweg uit de volgende stappen, die nader toegelicht zullen worden:

1. Na stilvallen van het onderhoud aan de faciliteit loopt de faciliteit vol met grondwater.

2. Na verloop van tijd begeven de ondersteuningsconstructies in de galerijen het. De galerijen storten dan in. Ook de waterdichte afsluitingen van de opbergcellen begeven het na verloop van tijd. Water uit de poriën in de klei dringt de opbergcellen binnen.
3. Het afval (verglaasd kernsplijtingsafval) komt in contact met het water uit de klei, een deel van de radionucliden uit het afval lost op in het water.
4. De restanten van de galerijen, schachten en de opbergcel vormen een preferentiële route voor migratie van de nucliden uit het afval. Langs deze route bereiken de nucliden de watervoerende laag van waaruit de mijn is volgelopen.
5. Via diverse routes kunnen de nucliden het oppervlak bereiken, wat uiteindelijk tot blootstellingen kan leiden.

1. *Na stilvallen van het onderhoud aan de faciliteit loopt de faciliteit vol met grondwater*
 Evenals voor het METRO-I ontwerp in steenzout geldt voor de TRUCK-II ontwerp in klei, dat na stilvallen van het onderhoud de mijn na verloop van tijd zal onderlopen. Vanuit een watervoerende laag dringt grondwater de mijn binnen. Dit wordt niet meer weggepompt, waardoor de mijn langzaam volloopt. Het is goed voorstelbaar dat vanwege het ontbreken van onderhoud de inleksnelheid in de loop van de tijd toeneemt. Er wordt verondersteld dat de mijn in enkele tientallen jaren kan vollopen.

2. *Na verloop van tijd begeven de ondersteuningsconstructies het*
 De Boomse klei is plastisch. De druk op de betonnen ondersteuningsconstructies van de galerijen neemt daardoor geleidelijk toe tot de volledige gesteentedruk van ongeveer 10 MPa. De ondersteuning moeten lange tijd intact blijven om terughaalbaarheid te blijven garanderen. (Merk op dat in een opbergfaciliteit in steenzout geen ondersteuning in de galerijen nodig zijn.) Aangenomen mag worden dat bij verwaarlozing en na verloop van enkele honderden jaren in sommige galerijen de ondersteuning het begeeft. De klei drukt daar de galerijen langzaam dicht, zodat de hele, oorspronkelijk open, ondergelopen ruimte gevuld wordt met klei en betonbrokken van de ondersteuningsconstructies.

Ook wordt aangenomen dat de opbergcellen en de verpakkingen van de containers met afval het na verloop van tijd begeven, door corrosie van het staal en beton.

3. *Het afval (verglaasd kernsplijtingsafval) komt in contact met het water uit de klei*
 Het water bevat kleimineralen die het glas langzaam aantasten. Ook worden door de straling verbindingen gevormd die het glas aantasten. Naar schatting zal het glas op zijn vroegst in 60000 jaar uitgelooft zijn. De radionucliden gaan samen met het glas in oplossing.

4. *De restanten van de galerijen, schachten en de opbergcel vormen een preferentiële route voor migratie van de nucliden uit het afval.*

Een belangrijke barrièrewerking van de klei is de retentie (de geochemische barrière). Echter, door de grote hoeveelheden beton en water in eventuele niet-ingestorte secties van de galerijen is de retentie kleiner en daardoor is de effectieve diffusiesnelheid groter. Bovendien is het mogelijk dat

er door deze restanten van de galerijen stromingen zijn, die een transport veroorzaken dat sneller is dan het transport door diffusie. Langs deze route zouden de nucliden sneller uit de kleilaag kunnen ontsnappen, dan door diffusie door de kleilaag zelf (zoals beschreven wordt in het diffusiescenario).

5. *Via diverse routes kunnen de nucliden het oppervlak bereiken, wat uiteindelijk tot blootstellingen kan leiden.*

Evenals in het diffusiescenario kunnen de nucliden door grondwaterstromingen en via een eventuele waterput het oppervlaktewater bereiken. Een verschil is dat bij het diffusiescenario de nucliden vlak boven (of onder) de kleilaag in een watervoerende laag komen, terwijl in het verwaarlozingsscenario deze diepte afhangt van de plaats (in de schachten) waar het grondwater uit de watervoerende laag binnengedrongen is. De 'vrijzettingsdiepte' zou daarom aanzienlijk minder kunnen zijn dan bij het diffusiescenario.

Er zijn modellen ontwikkeld waarmee de gevolgen van het verwaarlozingsscenario berekend kunnen worden. Echter, er zijn een aantal aannamen in de berekeningen die nader geanalyseerd moeten worden. Zo is er nader onderzoek nodig naar processen die de werking van technische barrière (glasmatrix, container en pluggen) kunnen ondermijnen. Tenslotte zal ook de onzekerheid in deze resultaten in kaart gebracht moeten worden.

Omdat er geen studies verricht zijn naar de grootte van eventuele stromingen door de restanten van de galerijen, is er in de berekeningen de volgende pragmatische aanname gebruikt: Eenvoudigheidshalve is aangenomen dat er in de buurt van de opbergcel geen stroming optreedt, terwijl de stroming door de ingestorte galerijen in de buurt van de schachten zodanig sterk is, dat er sprake is van kortsluiting.

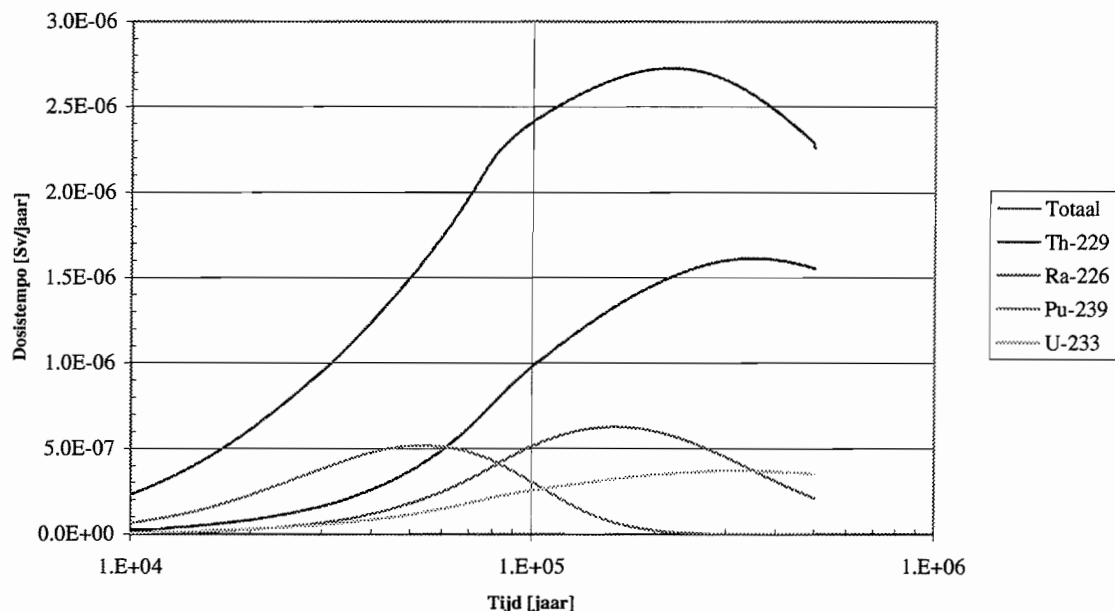
Voor de berekeningen is het volgende verondersteld:

- Op tijdstip nul loopt de faciliteit onder en begint het oplossen van het glas. Uit de berekeningen blijkt dat de vrijzetting van nucliden naar de watervoerende laag pas na vele duizenden jaren start en pas na ca. 100 000 jaar zijn maximum bereikt. Op deze tijdschaal kan de tijd tot onderlopen of falen van de containerverpakking verwaarloosd worden.
- Het preferentiële pad door de ingestorte mijngangen bestaat uit twee delen:
 1. het eerste deel is een traject waarin (door de instortingen en/of de geometrie van het gangenstelsel) geen stroming mogelijk is, maar alleen diffusie met verminderde retentie in het gebied met de oorspronkelijke grootte van de galerijen.
 2. het tweede deel is een traject waarin wel stroming mogelijk is, en dat in verbinding staat met de watervoerende laag buiten de kleilaag.
- Er wordt aangenomen dat er een waterput geslagen is in de watervoerende laag, waar de nucliden in vrijgezet worden. Transport door grondwaterstroming is niet beschouwd, omdat niet bekend is op welke diepte de watervoerende laag ligt.

Voor de berekeningen is voorlopig verondersteld dat de lengte van het traject, waarin alleen diffusie mogelijk is, 50 m is. Ook is verondersteld dat het transport door het tweede deel zoveel sneller is dan door het eerste deel, dat verondersteld mag worden dat de nucliden na het 'diffusietraject' onmiddellijk vrijgezet worden in de watervoerende laag.

Een belangrijke kanttekening bij deze aannamen is dat diffusie een zeer langzaam transportproces is. Zelfs een heel kleine stroming door de (ingestorte) galerijen geeft een veel sneller transport dan diffusie. In de toekomst zal daarom een goede schatting gemaakt moeten worden van de grootte van de stroming, en de processen die zo'n stroming aandrijven.

Figuur 6 geeft het resultaat van een verkennende berekening betreffende het verwaarlozingsscenario voor een opbergfaciliteit in slecht-doorlatende klei.



Figuur 6 Individuele effectieve dosis bij het verwaarlozingsscenario -putwater (opberging in een kleilaag)

S.5 Conclusies

Voor een opbergfaciliteit in steenzout (METRO-I) en in slecht-doorlatende klei (TRUCK-II) zijn modellen ontwikkeld waarmee de gevolgen van verwaarlozing van de faciliteit geanalyseerd kunnen worden. Enkele verkennende berekeningen zijn uitgevoerd. De berekende blootstellingen ten gevolge van de verwaarlozing van de faciliteit zijn heel klein: veel kleiner dan de blootstelling aan de natuurlijke achtergrondstraling. Echter, de berekeningen zijn niet volkomen conservatief, er

zijn een aantal processen die nog nader beschouwd moeten worden, zoals eventuele stromingen in de ondergelopen (ingestorte) galerijen.

Gezien de verschillen in eigenschappen (convergentie, retentie, e.d.) van de gastgesteenten zout en klei, alsmede de verschillen in het vooronderzoek voor een opslagfaciliteit in elk van beide gastgesteenten, zijn in dit rapport de scenario- en modelontwikkeling voor beide gastgesteenten naast elkaar gepresenteerd. Voor beide gastgesteenten is het verwaarlozingsscenario onderzocht. Het 'normale evolutiescenario' is alleen voor de opberging in klei bestudeerd. Voor het gastgesteente steenzout verschilt het 'normale evolutie' scenario voor het METRO-I ontwerp niet van het scenario dat al tijdens de voorgaande OPLA programma's is bestudeerd. Voor het gastgesteente klei is voorlopig het diffusiescenario als representatief voor de normale evolutie verondersteld. Hier geldt de kanttekening, dat voor de Nederlandse situatie de gevolgen van ijsbedekkingen nog beschouwd moeten worden. De resultaten van deze studie (de TRAKTOR studie) waren echter bij het verschijnen van deze rapportage nog niet beschikbaar.

Nader onderzoek is nodig naar het gedrag van de afsluitingen, waarmee in het METRO-I ontwerp (eventueel met betere afsluitpluggen) de opbergcellen worden afgesloten, vlak voordat ze impermeabel worden. Voor het TRUCK-II ontwerp zal ook de grootte van eventuele stromingen door de ondergelopen galerijen en het effect daarvan op het ontsnappen van afval uit de faciliteit onderzocht moeten worden. Voor beide ontwerpen is nader onderzoek nodig naar processen die de werking van technische barrières (glasmatrix, container en pluggen) teniet kunnen doen. Uiteindelijk zullen ook de (naar verwachting grote) onzekerheden in de resultaten in kaart gebracht moeten worden.

20-196

1 Inleiding

Op allerlei plaatsen in ons land ontstaat radioactief afval: in ziekenhuizen, sommige laboratoria, kerncentrales en onderzoeksreactoren. Een in volume gering deel hiervan (~5%, voornamelijk geproduceerd in reactoren) bestaat uit hoogradioactief afval, dat echter wel het grootste deel van het (vaak langlevende) radioactief materiaal bevat (99%). Omdat dit radioactieve afval gedurende een zeer lange tijd, langer dan duizenden jaren, een potentieel risico voor mens en milieu vormt, moet dit afval uiteindelijk zorgvuldig geïsoleerd worden. Aangezien een door de mens aangelegde constructie de gewenste isolatie slechts kan geven voor een beperkte periode, enige honderden jaren, is voor deze langdurige isolatie een andere oplossing nodig. Een van de mogelijkheden voor de opberging van het langlevende radioactieve afval dat in reactoren wordt gevormd, is ondergrondse opslag in bepaalde diepe geologische formaties (steenzout, klei of - voor Nederland minder relevant - graniet); daarbij moet de langdurige isolatie door de geologische eigenschappen van het gastgesteente geleverd worden.

1.1 Terughaalbaarheid

In Nederland is door de overheid het standpunt geformuleerd dat opberging van (radioactief) afval alleen is geoorloofd als het afval goed beheerd en gecontroleerd blijft en beschikbaar is voor, bijvoorbeeld, hergebruik of andersoortige bewerkingen [1]. Dit impliceert dat het opgeborgen afval terughaalbaar moet zijn. Een werkbare invulling van het begrip “terughaalbaarheid” is uitgewerkt in het eerste deel van het METRO-project [2] als interim-opslag waarvoor periodiek kan worden besloten tot afsluiting dan wel een volgende interim-opslagperiode op basis van de ‘rolling present’. Dit proces wordt tegenwoordig ook wel aangeduid met ‘staged decision’.

De in het verleden beschouwde opbergconcepten voldoen niet zonder meer aan de terughaalbaarheids-eis, zodat er dus nader onderzoek nodig is naar technische oplossingen die terughaalbare opslag in zout of klei mogelijk maken. Hierbij moeten vooral de mogelijke risico's (kansen op doses) van een dergelijke terughaalbare opslag en de kosten ervan bekeken worden.

De risico's verbonden met opslag van radioactief afval in de diepe ondergrond worden bepaald door de betrouwbaarheid van de barrières die geconstrueerd worden dan wel ontstaan door geologische processen tussen het afval en de biosfeer. Bij terughaalbare opslag van afval moet - zeker gedurende de terugneembaarheidsperiode - deze isolatie geheel door geconstrueerde barrières geleverd worden. Bij het gastgesteente steenzout zijn hierbij vooral de kruip-eigenschappen en compactie van als vulmateriaal gebruikt zoutgruis van belang, bij het gastgesteente klei wordt meer op de isolerende werking van speciale overpack containers gerekend.

1.2 Het onderzoek naar opberging van radioactief afval

Een essentieel probleem voor opberging van langlevend radioactief afval is de lange-termijn veiligheid. De vragen die hierbij gesteld worden zijn:

- isoleert de opbergfaciliteit in normale omstandigheden het afval voldoende lang (tenminste een miljoen jaar) van het leefmilieu?
- hoe groot is de kans dat afval uit de faciliteit onverhoopt eerder vrijkomt en wat zijn de gevolgen hiervan?

Om antwoord te geven op deze vragen worden scenario's ontwikkeld. Eén scenario beschrijft bijvoorbeeld hoe de faciliteit en het omliggende gastgesteente zich in normale omstandigheden op de lange termijn ontwikkelen. Met behulp van berekeningen kan dan bepaald worden wanneer het afval kan vrijkomen. Bij een goed functionerende faciliteit is de radioactiviteit van het afval dan zoveel afgenomen, dat het geen bedreiging meer vormt voor mens en milieu.

In Nederland zijn voor het OPLA-programma (OPLA-I: 1984 - 1989 [3]; OPLA-IA: 1989-1993 [4]) veiligheidsrapporten gepubliceerd voor opberging van radioactief afval in een zoutkoepel. Daarbij zijn de volgende scenario's beschouwd: subrosie, het langzaam oplossen van de zoutformatie in het grondwater (normale evolutie); grondwaterinbreuk in de mijnrestanten na het sluiten en verzegelen van de faciliteit, en een aantal gevallen van toekomstig menselijk indringen. Al deze scenario's zijn post-operationeel, d.w.z. dat ze starten na afsluiten en verzegelen van de faciliteit. De bedoeling was destijds om, bij voldoende politiek en maatschappelijk draagvlak, de opbergfaciliteit daadwerkelijk te gaan bouwen, eventueel op korte termijn. De OPLA-studies sloten feitelijk aan bij het toenmalige beleid.

Het huidige regeringsbeleid gaat uit van de volgende voorwaarden:

- Het afval zal gedurende tenminste 50 à 100 jaar bovengronds opgeslagen blijven bij de COVRA NV in Zeeland.
- Naast opberging in een zoutkoepel dienen ook andere alternatieven onderzocht te worden.
- Het afval dient zo opgeborgen te worden, dat het opgeborgen afval gedurende lange tijd terughaalbaar is.

De laatste twee voorwaarden hebben ook implicaties voor de veiligheidsstudies: in het OPLA-programma is geen onderzoek gedaan naar alternatieven, en is slechts op zeer beperkte schaal onderzoek gedaan naar de mogelijkheid van langdurige terughaalbaarheid. Het huidige beleid maakt daarom aanvullingen op de OPLA-studies noodzakelijk.

In het huidige CORA-programma (1996-2000) zijn terughaalbaarheid en het onderzoeken van de alternatieven de hoofdlijnen van het onderzoek. Zo is in het METRO-project het ontwerp uit de OPLA-onderzoek voor opberging in steenzout zo aangepast, dat het opgeborgen afval terughaalbaar is. Daarnaast is in het TRUCK-I en TRUCK-II project een ontwerp ontwikkeld van een faciliteit voor terughaalbare opberging in een slechtdoorlatende kleilaag. Hierbij drong zich natuurlijk de vraag op of voor deze nieuwe of aangepaste ontwerpen de lange termijn veiligheid wel gegarandeerd kon worden. Wat betreft de post-operationele veiligheid kan, voor opberging in zout, gesteund worden op de resultaten bereikt in het OPLA-programma. Voor opberging in

slechtdoorlatende klei moest voortgebouwd worden op de onderzoeken in België, waar het onderzoek naar opberging in deze kleiformaties al in een gevorderd stadium is. Betreffende de scenario's die starten in de operationele fase was nieuw onderzoek nodig. De voorliggende rapportage beschrijft dit nieuwe onderzoek, dat uitgevoerd is in het kader van het METRO-project.

1.3 Het verwaarlozingsscenario

Aan het begin van het METRO-project was al duidelijk dat het belangrijkste nieuwe scenario het verwaarlozingsscenario is. Dit scenario houdt rechtstreeks verband met de manier waarop de langdurige terughaalbaarheid geïmplementeerd is in de METRO-I en TRUCK-II ontwerpen. Deze implementatie van langdurige terughaalbaarheid heeft twee ontwerpaspecten:

1. De 'mijncompartimenten' waarin de container met radioactief afval opgeborgen zijn, de zgn. opbergcellen, moeten zo ontworpen zijn dat de container relatief gemakkelijk teruggehaald kan worden. De terughaaloperatie moet technisch gezien niet (veel) complexer zijn dan het plaatsen van de container in de opbergcel.
2. De schachten en het ondergrondse netwerk van galerijen kan niet afgesloten worden zolang de wens bestaat om het afval relatief gemakkelijk te kunnen terughalen. Wanneer de galerijen en schachten nagevuld en verzegeld worden, kan het afval alleen nog teruggehaald worden door een nieuwe mijn te bouwen.

Bij zowel het METRO-I concept als het TRUCK-II concept is het ondergronds opbergen van afval een langdurige operatie die in een aantal fasen plaatsvindt. De overgang van de ene fase naar de andere kan naar believen uitgesteld worden. De beslissing om de opbergfaciliteit met daarin het opgeborgen afval af te sluiten hoeft pas genomen te worden wanneer er voldoende vertrouwen is in de gekozen opbergoptie.

Nadat het afval in de faciliteit opgeborgen is, kan er dus een lange periode zijn waarin de faciliteit nog open en toegankelijk is. Naarmate het sluiten en verzegelen van de faciliteit langer uitgesteld wordt, groeit de kans op verwaarlozing ervan. Omdat dit scenario zeker niet uit te sluiten is, moet de faciliteit zo ontworpen zijn dat verwaarlozing ervan niet leidt tot onaanvaardbare risico's.

De meest voor de hand liggende oorzaak van verwaarlozing is een plotse omslag in de maatschappelijke omstandigheden, waardoor men niet meer in staat is de faciliteit naar behoren te onderhouden. Dit soort omslagen zijn moeilijk of niet te voorspellen. Vaak hangen ze samen met economische ontwikkelingen. De meeste economische (lange termijn) modellen kijken zo'n 25 jaar vooruit. Daarom is in het METRO-I concept voorgesteld om, na in gebruikname van de faciliteit, eens in de 25 jaar te overwegen om de faciliteit te sluiten, dan wel deze open te houden voor een volgende periode.

Het verwaarlozingsscenario wordt wel eens gebruikt als argument tegen terughaalbaarheid. Echter, hierbij wordt vaak stilzwijgend voorbij gegaan aan het feit dat ook bij 'niet-terughaalbare' opberging de faciliteit gedurende lange tijd in bedrijf is: zeker wanneer grote hoeveelheden afval

opgeborgen dienen te worden kan de duur van de operationele fase oplopen tot 50 jaar of meer. De kans op het verwaarlozingsscenario (of een scenario met vergelijkbare uitwerking - bijvoorbeeld ten gevolge van een mijnbouwoongeval) is niet significant kleiner dan bij 'terughaalbare' opberging. Mogelijk is de isolatie bij terughaalbare opberging uiteindelijk zelfs beter, vanwege de grotere aandacht die gegeven is aan het verwaarlozingsscenario.

1.4 Projectopzet

Dit rapport is het resultaat van het derde deel van het METRO-project. De drie onderdelen van het METRO-project zijn:

- **METRO-I**

In dit projectdeel is een ontwerp gemaakt van een faciliteit voor opberging in een steenzoutformatie, waarin expliciet rekening is gehouden met langdurige terughaalbaarheid van het opgeborgen kernsplijtingsafval. Aangegeven is hoe dit afval teruggehaald kan worden. Bovendien zijn stralings- en temperatuurberekeningen uitgevoerd om te bepalen of de condities geschikt zijn voor het terughalen van het opgeborgen afval. Het resultaat van dit projectdeel is gerapporteerd in [2].

- **METRO-II**

In dit projectdeel zijn de kosten geschat van het opbergen van het afval volgens het METRO-I concept. Speciale aandacht is besteed aan de kosten van het langdurig toegankelijk houden van de opbergfaciliteit. Het resultaat is gerapporteerd in [5]. (De kosten van het TRUCK-II ontwerp voor opberging in slecht-doorlatende klei zijn gerapporteerd in de TRUCK-II rapportage [6].)

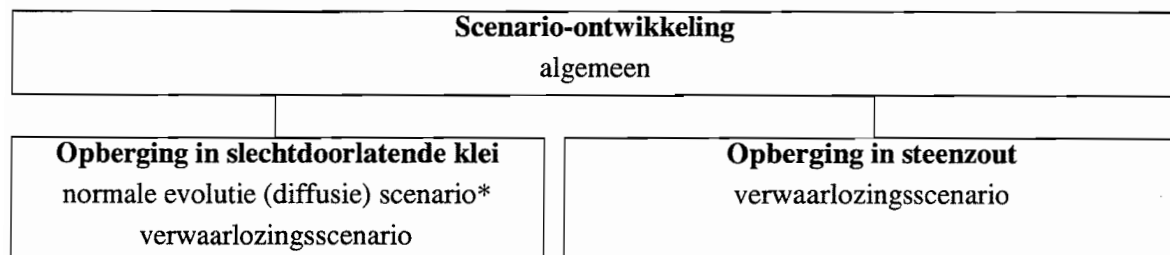
- **METRO-III**

In dit projectdeel zijn modellen ontwikkeld ten behoeve van veiligheidsstudies, waarbij de nadruk ligt op die modellen die nodig zijn vanwege de implementatie van terughaalbaarheid in twee opbergconcepten: opberging in steenzout volgens het METRO-I concept, en opberging in een slecht-doorlatende kleiformatie volgens het TRUCK-II concept [6]. Het resultaat is het voorliggende rapport.

1.5 Indeling van het rapport

Dit rapport bestaat in feite uit drie delen. In het eerste deel (hoofdstuk 2), systematische scenario ontwikkeling, wordt besproken wat een scenario is, hoe ermee omgegaan dient te worden in een (probabilistische) veiligheidsanalyse, en hoe eventuele ontbrekende scenario's opgespoord kunnen worden. Het tweede deel (hoofdstuk 3) behandelt hoofdzakelijk het verwaarlozingsscenario voor opberging in slecht-doorlatende klei (het TRUCK-II ontwerp), maar gaat ook in op het normale evolutiescenario (omdat dit voor het Nederlandse onderzoek een nieuw gastgesteente is). Het derde deel (hoofdstuk 4) behandelt het verwaarlozingsscenario voor opberging in steenzout (het METRO-I ontwerp). Deze drie delen zijn inhoudelijk gezien (bijna) onafhankelijk van elkaar, en kunnen ook onafhankelijk van elkaar worden gelezen. Elk van deze delen bevat dan ook een eigen inleiding en eigen conclusies.

Er is wel een hiërarchie aan te brengen. Op het hoogste niveau staat de scenario-ontwikkeling, omdat dit uiteindelijk de aanzet is tot analyse van scenario's. Overigens is de scenario-ontwikkeling inhoudelijk het minst omvangrijk. Op een wat lager niveau staan, onderling gelijkwaardig, de scenario-analyses voor opberging in klei en zout. Deze structuur is weergegeven in figuur 7.



Figuur 7 Samenhang tussen de afzonderlijke delen in dit rapport

* In de behandeling van het diffusiescenario wordt geen rekening gehouden met de gevolgen van ijsbedekking tijdens toekomstige ijstijden. Deze kunnen tussen nu en een miljoen jaar regelmatig plaatsvinden. De ijskap kan een dikte bereiken van enkele kilometers. In Nederland bedraagt de verwachte dikte van de ijskap niet meer dan 1000 meter. In het TRAKTOR-project is onderzocht of het gewicht hiervan de isolatiecapaciteit van de kleiformatie kan beïnvloeden, en wat de consequenties hiervan zijn. Merk op dat deze ijsbedekkingen deel uitmaken van de 'normale' evolutie. Als uit de TRAKTOR-studie blijkt dat de ijsbedekking geen effect heeft op de isolatie van de kleilaag is de in hoofdstuk 3 gepresenteerde analyse van het diffusiescenario representatief voor het normale evolutiescenario.

Hoofdstuk 2, scenario-ontwikkeling, sluit aan bij werk uitgevoerd in OPLA-IA: het PROSA-project [4]. In het hoofdstuk wordt een werkbare definitie gegenereerd van het begrip 'scenario', waarbij met name aandacht besteed is aan een goede aansluiting met (probabilistische) veiligheidsanalyses. Ook wordt inzicht gegeven in de veiligheidsfilosofie die ten grondslag ligt aan de opberging: het 'multi-barrière systeem', en hoe dit op zijn beurt weer samenhangt met scenario-ontwikkeling. Veiligheidsfilosofie op zich is geen onderwerp dat in het METRO-project behandeld is. Dit onderwerp is controversieel (er bestaan verschillende en elkaar tegensprekende ideeën over), wat een behandeling ervan te complex maakt om het te kunnen inpassen in het METRO-project.

Hoofdstuk 3 gaat zeer gedetailleerd in op de modellen en data die nodig zijn om het transport van het opgeborgen afval door de slechtdoorlatende kleiformatie te analyseren. Het sluit nauw aan bij de inbreng van SCK-CEN in het EVEREST project [7] en het SPA project [8]. Overigens is door SCK-CEN geen analyse van een verwaarlozingsscenario uitgevoerd.

Hoofdstuk 4 gaat zeer gedetailleerd in op de modellen die nodig zijn om het transport door een verwaarloosde faciliteit in een zoutkoepel te analyseren. Het sluit nauw aan bij de resultaten die bereikt zijn in OPLA-I en OPLA-IA. Er wordt ingegaan op een aantal correcties die nodig zijn in

de bestaande modellen, en op een nieuw model dat nodig is voor de analyse van het verwaarlozingsscenario.

Voor beide opbergconcepten zijn enkele verkennende berekeningen uitgevoerd betreffende het verwaarlozingsscenario. Uit de trends in de berekeningsresultaten kunnen enkele mogelijkheden tot ontwerpverbeteringen gedestilleerd worden. Echter, in kwantitatieve zin hebben de resultaten weinig betekenis. Uit de analyses in OPLA-IA (PROSA) en EVEREST blijkt dat de onzekerheidsbanden enorm groot zijn, zodat één getal uit deze 'band' weinig zegt. Bovendien zijn de voor het verwaarlozingsscenario ontwikkelde modellen nog onvoldoende getest, en schieten ze in bepaalde opzichten nog tekort.

Er zijn geen pogingen ondernomen om de kwaliteiten van de beide opbergconcepten met elkaar te vergelijken. De reden hiervoor is o.a. het verkennende karakter van de berekeningen. Bovendien is het nog niet duidelijk hoe de verschillende concepten vergeleken moeten worden: welke facetten moeten vergeleken worden, en hoe moeten de verschillen gewogen worden.

2 Systematische scenario-ontwikkeling

Een scenario is een beschrijving van een mogelijke ontwikkeling in de tijd van de opbergfaciliteit en de omgeving ervan. Zo'n beschrijving kan vertaald worden in een numeriek model waarmee de gevolgen voor mens en milieu geschat kunnen worden voor het desbetreffende scenario. Met een rekenkundige modellering kan een antwoord gegeven worden op de vraag welke consequenties voor mens en milieu verwacht mogen worden wanneer de opbergfaciliteit zich daadwerkelijk volgens zo'n scenario ontwikkelt.

Met het analyseren van scenario's kunnen twee doelen bereikt worden: als eerste kan de 'status' van een installatie (of het ontwerp daarvan) bepaald worden: bijvoorbeeld of een installatie wel of niet voldoet aan de risiconormen. Het tweede doel is het optimaliseren van een installatie, ontwerp of strategie. Immers, met een scenario-analyse kunnen zwakke punten blootgelegd worden, die vervolgens verbeterd kunnen worden.

Het eerste doel kan in sommige gevallen op eenvoudige wijze bereikt worden, bijvoorbeeld: als in geval van een 'worst case' scenario de risico's beneden de strengste eisen blijven, zal de installatie aan de risiconormen voldoen. Echter, deze aanpak werkt niet voor installaties met grote hoeveelheden radioactief materiaal (zoals kerncentrales en opbergfaciliteiten): de gevolgen van het vrijkomen van een grote fractie van het radioactieve materiaal kunnen leiden tot zeer ernstige gevolgen voor mens en milieu. Deze gevolgen zijn alleen acceptabel als de kans van optreden voldoende klein is. Het is dan heel goed denkbaar dat andere scenario's, met een grotere kans van optreden, maar met minder ernstige gevolgen dan het 'worst case' scenario, het risico domineren, vanwege de grotere kans van optreden. Overigens, zo'n uitspraak (risico-dominant) hangt af van de definitie van risico. Bijvoorbeeld: in Nederland zijn twee risico-definities geïntroduceerd [9], het individuele risico (dat in de praktijk de kans op 'kleine' ongevallen aan banden legt), en het

groepsrisico (dat de kans op grote ongevallen aan banden legt). Feitelijk betekent dit dat voor een opbergfaciliteit voor grote hoeveelheden radioactief afval zowel grote als kleine ongevallen beschouwd moeten worden, en dus niet volstaan kan worden met analyse van het 'worst case scenario'.

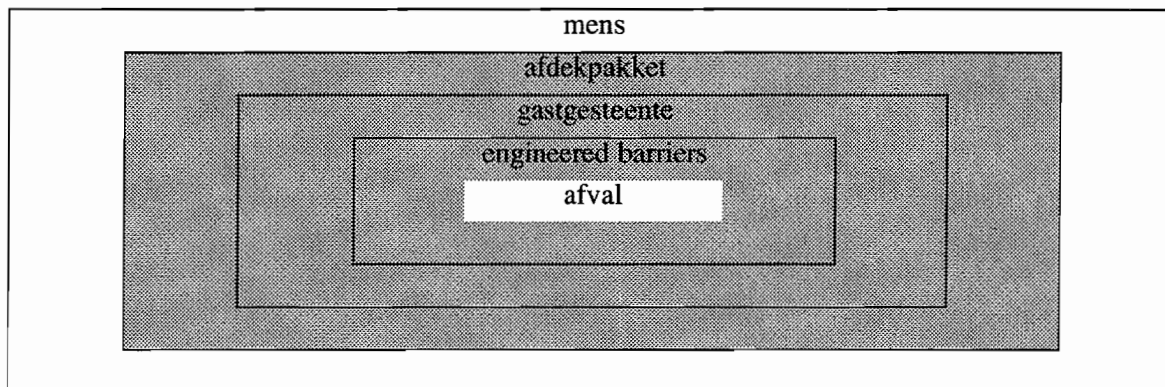
Het tweede doel, het optimaliseren, vereist analyse van veel scenario's: zelfs een scenario met weinig of geen gevolgen kan een zwak punt in het ontwerp blootleggen. In deze rapportage is het, gezien de status van het METRO-I en het TRUCK-II ontwerp (beide zijn concepten), vooral de bedoeling om op basis van scenario-analyse tot ontwerpverbeteringen te komen. Daarnaast kan, op basis van verkennende analyses van de scenario's, ook iets gezegd worden over de 'performance' van de ontwerpen voor de geanalyseerde scenario's.

In fase I/a van OPLA [4] zijn op systematische wijze scenario's ontwikkeld. Hiertoe is een zogenaamde FEP catalogus ontwikkeld, een catalogus met een lange lijst van FEPs (Features, Events and Processes) die van invloed kunnen zijn op de isolatie van het opgeborgen afval. Het streven was om aan te tonen dat de consequenties van al deze FEPs in de veiligheidsanalyse zijn meegenomen.

In het METRO project is getracht om met de PROSA-systematiek scenario's te ontwikkelen die specifiek verband houden met de implementatie van langdurige terughaalbaarheid. Al vrij snel bleek echter dat de PROSA-systematiek verder ontwikkeld moest worden om bruikbaar te zijn voor METRO. Om te beginnen is een nieuwe definitie van 'scenario' ontwikkeld, die beter past bij de probabilistische aanpak die gebruikt is in PROSA. Daarnaast is een aangepaste systematiek ontwikkeld, die meer gericht is op het identificeren van nieuwe scenario's, die nog geanalyseerd moeten worden. De PROSA-systematiek was vooral bedoeld om te laten zien hoe de FEPs gebruikt zijn in de geanalyseerde scenario's.

2.1 De PROSA methodiek

In PROSA wordt de faciliteit gemodelleerd als een multi-barrière-systeem, waarbij elke barrière naar verwachting functioneert of kortgesloten is. In figuur 8 zijn deze barrières schematisch weergegeven.



Figuur 8 Schematische weergave van de barrières rond het afval

Een kortsluiting van een barrière kan veroorzaakt worden door een zgn. FEP:

- een ‘Feature’ van de opbergfaciliteit en/of de omgeving ervan;
- een ‘Event’ die na verloop van tijd kan optreden (bijvoorbeeld een aardbeving);
- of een ‘Process’ (bijvoorbeeld corrosie van de container).

In het kader van PROSA is een FEP-catalogus ontwikkeld (met 144 FEPs). Voor elke FEP is beoordeeld of deze een (of meer) van de barrières kan kortsluiten, en op basis daarvan zijn scenario's ontwikkeld. Al deze scenario's konden op hun beurt weer geclassificeerd worden aan de hand van welke barrières al dan niet kortgesloten zijn in het scenario. Deze classificatie loopt van ‘alle barrières functioneren normaal’ tot ‘alle barrières zijn kortgesloten’.

Echter, een nadere beschouwing van de PROSA methode bracht een aantal tekortkomingen aan het licht, vooral wanneer een afbeelding gemaakt wordt van de scenario-classificatie, dus de kortgesloten barrières, op de performance-analyses van de scenario's. In de berekeningen blijken de barrières niet zozeer kortgesloten zijn; de ‘kortgesloten’ barrière functioneert ‘slecht’ of ‘anders’, terwijl de ‘niet-kortgesloten’ barrières toch wel nucliden blijken door te laten. Hieruit blijkt dat de beoordeling van de FEPs, of ze een barrière kortsluiten of niet, erg subjectief is. In extreme gevallen leidde dit zelfs tot inconsistenties in de FEP-classificatie.

2.2 Scenario ontwikkeling in het METRO project

Om de PROSA-methodiek te verbeteren zijn een aantal aspecten beschouwd:

- De doelstelling van de methode

In PROSA was de doelstelling: plausibel maken dat alle mogelijke toekomstige ontwikkelingen meegenomen zijn in de analyses. METRO is minder ambitieus: de methode is bedoeld om zichtbaar te maken wat wel en (in dit stadium: vooral) wat niet in de analyses is beschouwd.

- Samenhang met (probabilistische) performance analyses

In PROSA zijn de definities van ‘scenario’ en ‘multi-barrière-systeem’ ad hoc. In METRO zijn definities ontwikkeld (van ‘scenario’ en ‘MBS’) die consistent zijn met de betekenissen in de probabilistische analyses.

De definitie van ‘scenario’

In de statistiek leer wordt ‘scenario’ niet gedefinieerd. Toch wordt statistiek wel gebruikt voor voorspellingen. Wanneer een korte termijn voorspelling gedaan is, kan deze naderhand vergeleken worden met de uiteindelijke ‘realisatie’. Is een scenario dan een ‘potentiële realisatie’? Dit is niet het geval: in PROSA laat de probabilistische analyse van één scenario nog steeds heel veel verschillende realisaties toe, in de vorm van de onzekerheid van de precieze afloop van een scenario. Een bruikbare definitie is: ‘een scenario is een set van realisaties die op elkaar lijken’.

Een voorbeeld is de probabilistische behandeling van het subrosiescenario zoals in PROSA. Dit scenario omvat o.a. een heel bereik aan subrosiesnelheden (de snelheid waarmee de zoutformatie kan oplossen); elke subrosiesnelheid in dit bereik kan gezien worden als een afzonderlijke realisatie.

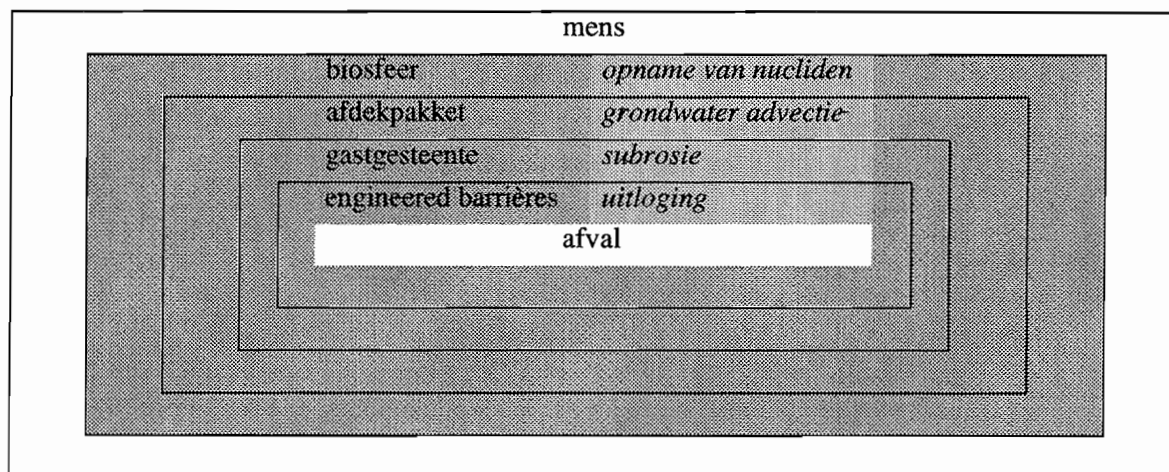
De samenhang tussen de definitie van scenario en probabilistische analyses is:

- Een scenario is een set van realisaties die op elkaar lijken.
- De waarschijnlijkheid van een scenario is de som van de waarschijnlijkheden van al deze op-
elkaar-lijkende realisaties.
- De gevolgen van een scenario worden weergegeven in de vorm van een bereik, dus niet één
getal. Dit bereik bestaat uit de gevolgen van elke realisatie afzonderlijk.

Deze definitie stelt hoge eisen aan de omschrijving van het verloop van een scenario. Immers, het moet mogelijk zijn om aan de hand van deze omschrijving objectief te kunnen bepalen (en te kunnen reproduceren) of een willekeurige potentiële realisatie deel uitmaakt van een scenario of niet.

Beschrijving van het verloop van een scenario en het ‘multi-barrière-systeem’

Een goed hulpmiddel voor de beschrijving van het verloop van een scenario is het MBS: het multi-barrière-systeem (paragraaf 2.1). De barrièrewerking hoeft niet als aan/uit behandeld te worden (zoals in PROSA). Het blijkt namelijk dat de FEP-catalogus de FEPs bevat aan de hand waarvan het transport en de transportsnelheid door de barrière beschreven kunnen worden. Het verloop van een scenario kan dan beschreven worden met het MBS en de FEPs die het transport door de barrières beschrijven. Een voorbeeld is gegeven in figuur 9.



Figuur 9 Weergave van het subrosiescenario met een MBS en - cursief - de FEPs

FEP classificatie m.b.v. Multiple-Barrière-Systemen

Uitgaande van een scenario, een MBS plus FEP's, zoals bijvoorbeeld weergegeven in figuur 9, kunnen alle andere FEP's in een catalogus geclassificeerd worden. Het doel hiervan is:

1. het nader preciseren van het beschouwde scenario door aan te geven welke FEP's er wel in thuis horen, en welke FEP's niet.

2. het identificeren van die FEP's, die zo ingrijpen op de scenario-afloop, dat deze FEP's het nodig maken om een nieuw scenario te ontwikkelen. Het is ook mogelijk dat deze FEP leidt tot een ander, al beschouwd scenario.

Dit laatste type FEP's, dat het nodig maakt om naar een ander, misschien nieuw, scenario over te schakelen, duiden we aan met primaire FEP's. De FEP's die het scenario specificeren, zijn (voorlopig) opgedeeld in twee categorieën: secundaire FEP's, die het transport door een subsysteem beschrijven, en variatie-FEP's, die de snelheid van dit transport beïnvloeden.

Wanneer alle secundaire- en variatie-FEP's van een scenario bepaald zijn, is er een goed startpunt voor de probabilistische analyse van dit scenario. Immers, deze FEP's geven aan welke variatie binnen het scenario mogelijk is (de 'onzekerheid' in het scenario die gekwantificeerd wordt met behulp van de probabilistische analyse).

De primaire FEP's kunnen op den duur tot een zekere volledigheid leiden van de analyses: immers, als alle primaire FEP's leiden tot scenario's die ook in de veiligheidsanalyse beschouwd zijn, zou de analyse volledig (alles dekkend) zijn, aangenomen dat de FEP lijst volledig is.

2.3 Resultaten

Voor de scenario-ontwikkeling zijn de volgende resultaten verkregen:

1. De PROSA FEP-catalogus is vergeleken met de Internationale-FEP-database [10] en met de WIPP FEP-catalogus.
2. Een aantal scenario's die geanalyseerd zijn in VEOS, PROSA en METRO zijn beschreven in de vorm van MBS en FEP's.
3. Er is een voorlopige FEP-classificatie uitgevoerd om die (primaire) FEP's te identificeren die kunnen leiden tot nieuwe scenario's.

De opsomming van FEPs die toegevoegd moeten worden aan de PROSA FEP-catalogus is gegeven in Appendix A. De beschrijving van scenario's in termen van MBS en FEPs, en de resultaten van de voorlopige FEP-classificatie zijn gegeven in Appendix B.

2.4 Gevolgen van de implementatie van terughaalbaarheid

Optionele terughaalbaarheid van het opgeborgen afval is zowel in TRUCK-II als in METRO-I als volgt geïmplementeerd:

1. De opbergcellen zijn zo ontworpen dat de verzegeling van de opbergcel weer verwijderd kan worden en het afval teruggehaald kan worden.
2. De opbergcellen blijven gedurende lange tijd bereikbaar door het mijngebouw open te houden.

De FEP-catalogi voor opberging in zoutgesteente en opberging in een kleifformatie zijn beide nogmaals geïnspecteerd op FEPs die de isolatie van het opgeborgen afval bedreigen gedurende de tijd dat het mijngebouw niet opgevuld en verzegeld is. Deze FEPs zijn gegeven in tabel 2.

Tabel 2 FEPs die de isolatie van het opgeborgen afval bedreigen tijdens de operationele fase

FEP	Veiligheidsaspect
Seismicity	Integriteit van de technische barrières
Undetected geological features	Onderlopen van het mijngebouw
Canister defects	Integriteit van de technische barrières
Poor quality construction	Integriteit van het mijngebouw
Improper waste placement	Integriteit van de technische barrières
Inadequate backfill compaction, voidage	Integriteit van de technische barrières
Co-disposal of reactive wastes	Integriteit van de technische barrières
Inadvertent inclusion of undesirable materials	Integriteit van de technische barrières
Deserted unsealed repository	Onderlopen van het mijngebouw
Injection of fluids in (abandoned) repository	Integriteit van de technische barrières
Malicious intrusion	Schadelijk gebruik van het opgeborgen afval
Recovery of repository materials	Integriteit van de technische barrières
Underground nuclear testing in (abandoned) repository	Integriteit van het mijngebouw
Gas generation effects	Integriteit van de technische barrières
Subsidence, collapse	Integriteit van het mijngebouw
Nuclear criticality	Integriteit van het mijngebouw

Tabel 2 bevat een deel van de FEPs die in Appendix B gepresenteerd zijn. Het verschil is dat in tabel 2 alleen de FEPs gegeven zijn die betrekking hebben op de fase vóór het sluiten van de faciliteit, terwijl in Appendix B ook de FEPs zijn gegeven die na het sluiten van de faciliteit tot nog te onderzoeken scenario's kunnen leiden.

In tabel 2 zijn ook veiligheidsaspecten gesuggereerd voor de analyse. Hier volgt een korte bespreking van deze veiligheidsaspecten:

- Onderlopen van het mijngebouw

De FEPs die leiden tot onderlopen van het mijngebouw zijn inmiddels geanalyseerd.

- Integriteit van de technische barrières

Een groot aantal FEPs tasten de integriteit van de technische barrières aan (inclusief het glas waarin het kernsplijtingsafval gefixeerd is). Onderloopscenario's met verzwakte technische barrières moeten onderzocht worden. Een aantal FEPs zouden kunnen leiden tot grote gasproductie. Ook dit moet onderzocht worden.

- Integriteit van het mijngebouw

Eén van de gevolgen van aantasting van het mijngebouw is dat het waarschijnlijk zal onderlopen. Bovendien kunnen ook de technische barrières aangetast worden en kan extra gasontwikkeling optreden. In zeer ernstige gevallen kan ook de barrière-werking van het afdekpakket verstoord worden.

- Schadelijk gebruik van het opgeborgen materiaal

Zolang het afval terughaalbaar opgeborgen is, is dit misbruik mogelijk.

2.5 Conclusies

De PROSA-methodologie voor scenario-ontwikkeling is verbeterd. Op basis van de werkwijze in probabilistische analyses is een consistente definitie voor het begrip 'scenario' ontwikkeld. Er is een methode ontwikkeld voor FEP-classificatie die aansluit bij deze definitie. Het resultaat van het doorlopen van de procedure is een lijst met FEPs die mogelijk leiden tot de ontwikkeling van nog niet geanalyseerde scenario's.

De verbeteringen van de methode hebben vooral betrekking op de benodigde afbakening van de al uitgevoerde analyses (om te bepalen of een FEP wel of niet beschouwd is in een analyse). Dit is gerealiseerd door in het classificatie-schema expliciet rekening te houden met de al uitgevoerde analyses. De methode is nog niet volmaakt: er is onder andere meer differentiatie nodig binnen de klasse van 'transport FEPs' (secondaire FEPs).

De verbeterde procedure is toegepast voor het METRO-I ontwerp en het TRUCK-II ontwerp. Bij de resultaten moeten echter de volgende kanttekeningen geplaatst worden:

- In verband met het beperkte budget in METRO is veel gebruik gemaakt van de motivatie voor FEP-classificaties gerapporteerd in PROSA [4] en EVEREST [11]. Hierdoor is de classificatie niet volledig consistent.
- De methodologie voor scenario-ontwikkeling is nog onvolmaakt.
- De FEP-beschrijvingen zijn soms nogal vrijblijvend. Op basis van de methodologie kunnen voorwaarden opgesteld worden waaraan een FEP-beschrijving moet voldoen. In de PROSA- en EVEREST-catalogi zijn zeker FEPs die niet aan zulke voorwaarden zullen voldoen.

Uit de 'ad hoc' FEP-classificatie komen de volgende FEP-classes naar voren waarvoor de gevolgen nog niet geanalyseerd zijn:

- Volledig ontwrichtende FEPs
- FEPs die de technische barrières ontwrichten
- Gas-productie
- Chemisch toxische stoffen in het afval

FEP's die specifiek onderzocht moeten worden in verband met 'fail safe' gedrag (in de periode dat het mijngebouw nog niet opgevuld en afgesloten) van de faciliteit zijn:

- FEPs die de technische barrières ontwrichten
- FEPs die het mijngebouw ontwrichten

Speciale aandacht moet uitgaan naar de 'human intrusion' FEPs die in deze periode kunnen optreden.

3 Opberging in een slecht-doorlatende kleilaag

In het TRUCKII-project [6] is een ontwerpvoorstel gemaakt voor een opbergingsfaciliteit van o.a. hoogradioactief kernsplijtingsafval (KSA) in een laag-permeabele kleiformatie in de diepe ondergrond. Dit hoofdstuk behandelt de radiologische gevolgen van opberging van KSA in klei

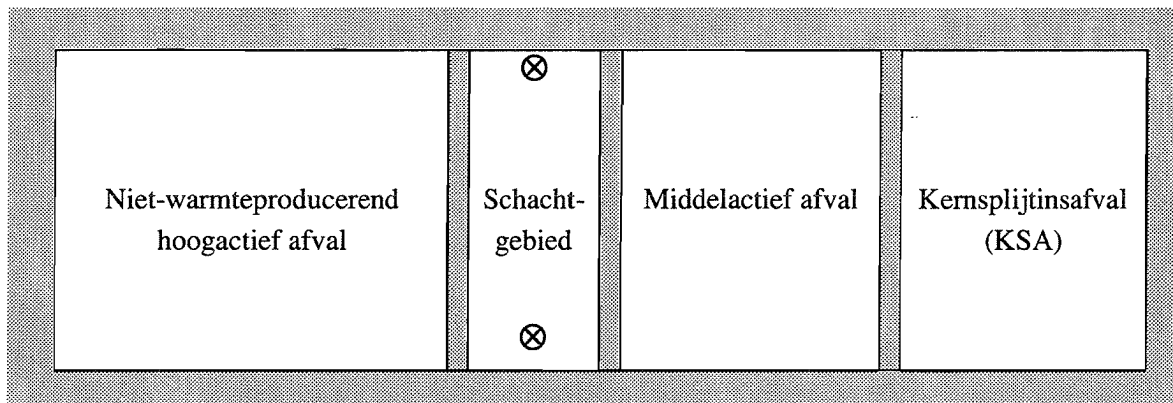
volgens dit zogenaamde TRUCKII-ontwerp. Er zal antwoord gegeven worden op de tweeledige vraag: “Welke modellen zijn ontwikkeld en welke blootstellingen zijn daarmee berekend?”. Met modellen wordt hier bedoeld modellen van processen die kunnen optreden en die van invloed zijn op de hoogte van een uiteindelijke blootstelling aan nucliden uit een opbergingsfaciliteit in klei. Het in dit rapport gepresenteerde onderzoekswerk dient ter ondersteuning van de beoordeling of het huidige ontwerp voldoende veiligheid biedt.

De bedoeling is dat de lezer na het lezen van de tekst weet hoe verschillende processen van migratie van nucliden door NRG zijn gemodelleerd en tot welke blootstellingen deze modellering leidt indien verschillende processen gecombineerd worden tot een scenario. Omdat de modellering een belangrijk onderdeel van dit project is, is gepoogd alle modelaspecten die van belang zijn op te nemen in de tekst en niet in een bijlage. Naar believen kan de lezer passages, waar in detail getreden wordt, overslaan.

In het TRUCKII-project [6] is een ontwerpvoorstel gemaakt voor een opbergingsfaciliteit in klei. Dit zogenaamde TRUCKII-ontwerp wordt beschreven in paragraaf 3.1. Vervolgens geeft paragraaf 3.2 een overzicht van de processen die van belang zijn voor de veiligheid van deze faciliteit. Paragraaf 3.3 presenteert de modellen die ontwikkeld zijn voor de beschrijving van deze processen. Combinatie van deze modellen heeft geresulteerd in drie scenario's, te weten het diffusiescenario met intact afdekpakket, het diffusiescenario met diepe put en het verwaarlozingsscenario. De precieze inhoud van deze scenario's wordt gedefinieerd in paragraaf 3.4, de resultaten van de berekeningen met deze scenario's volgen in paragraaf 3.5. Paragraaf 3.6 geeft aanbevelingen voor verbetering van de modellen, verder onderzoek en voor het ontwerp van de opslagfaciliteit. Tenslotte volgen de conclusies in paragraaf 3.7.

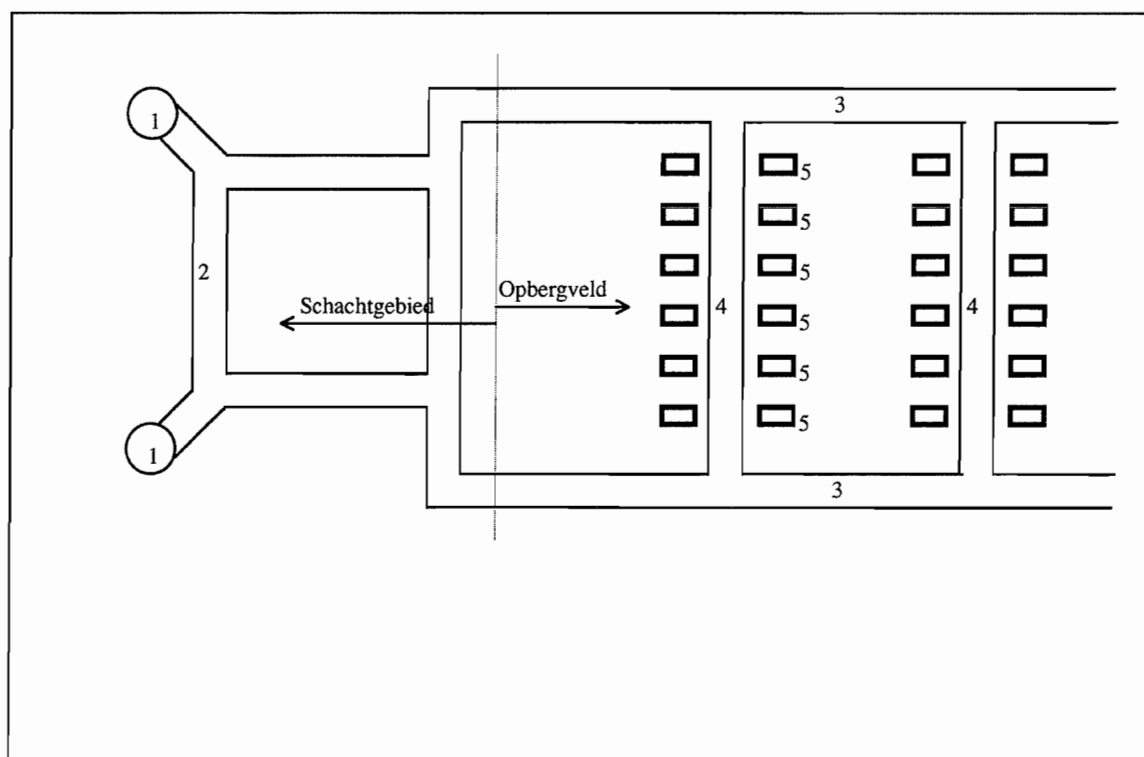
3.1 Het TRUCKII-ontwerp voor een opbergfaciliteit in slecht-doorlatende klei

Een voorlopig ontwerp voor een opbergfaciliteit in een laag-permeable kleilaag is gegeven in het TRUCKII eindrapport [6]. In dit ontwerp is de opberging (en het eventuele terughalen van) de containers met verglaasd kernsplijtingsafval (KSA) in detail beschreven. Verder is op schematische wijze aangegeven hoe het andere radioactieve afval opgeborgen kan worden in deze faciliteit. Het initiële TRUCKII-ontwerp is schematisch weergegeven in figuur 10.



Figuur 10 Schematisch overzicht van de TRUCKII-opbergfaciliteit

Het METRO-project beperkt zich tot het KSA. Hier zijn een aantal redenen voor. Om te beginnen waren de beschikbare middelen in het METRO-project beperkt. Er moesten dus keuzes gemaakt worden. Bovendien was het bij aanvang van het METRO-project niet duidelijk of de terughaalbaarheids-eis van toepassing is op laag- en middelactief afval. Voorts zijn, met name voor laagactief afval en kortlevend middelactief afval, andere verwerkingstrajecten misschien te prefereren boven diepondergrondse opberging, zeker als ook dit afval terughaalbaar opgeborgen dient te worden. Dit overwegende was het redelijk om het onderzoek binnen het METRO project te beperken tot het KSA. Er is daarom verondersteld dat alleen het schachtgebied en het KSA-opbergveld aangelegd zijn. Een schematisch overzicht is gegeven in figuur 11.



Figuur 11 Model van de opbergfaciliteit gehanteerd in METRO-III

1: schachten, 2: verbindingsgalerij; 3: hoofdgalerij, 4: galerij, 5: opbergcellen.

In België verricht het SCK (Studiecentrum voor kernenergie) onderzoek naar de mogelijke geschiktheid van Boomse klei als gastgesteente voor een opbergfaciliteit. In Mol, waar een ondergronds laboratorium gevestigd is, is deze kleilaag ongeveer 100 m dik en ligt op een diepte van 230 m. Deze Boomse kleilaag strekt zich uit tot onder Nederland.

Er is binnen het METRO project gekozen voor een hypothetische opbergfaciliteit in klei met dezelfde eigenschappen als Boomse klei. Voor de dikte van de kleilaag is 100 m aangenomen. Voorts is verondersteld dat de opbergfaciliteit zich op een diepte van tenminste 500 m bevindt. De reden hiervoor is dat de klei in dat geval ongestoord blijft tijdens een ijstijd: Nederland kan dan bedekt worden met een dik en zwaar ijspakket en uit geologische studies is gebleken dat zo'n ijsbedekking tot op een diepte van enkele honderden meters verstoringen veroorzaakt.

3.2 Processen die een rol spelen bij het ontsnappen van afval uit de faciliteit

Deze paragraaf beschrijft de processen die van belang zijn voor de bepaling van de uiteindelijke blootstelling die resulteert wanneer het KSA wordt opgeslagen in een ondergrondse kleilaag. Ook zijn afleidingen gegeven van de modellen die uiteindelijk in de berekeningen toegepast zijn (paragraaf 3.3).

3.2.1 Afval, radioactief verval en blootstelling

Een groot deel van de nucliden die voorkomen in de inventaris van het KSA is radioactief; de nucliden desintegreren (=vervallen) in de tijd, onder uitzending van radioactieve straling. Een maat voor de activiteit van een hoeveelheid stof is de becquerel (Bq). Eén becquerel staat voor één desintegratie per seconde. De halveringstijd $T_{1/2}$ geeft de tijd aan waarin de helft van een oorspronkelijk aantal nucliden vervalst. Elke nuclide heeft een eigen, karakteristieke halveringstijd.

Veel van de nucliden in het KSA vormen vervalketens. Een nuclide die vervalst in een keten vervalst tot een andere radioactieve nuclide (die op deze manier zogeheten ingroeit heeft). Deze nuclide vervalst op haar beurt ook weer, totdat uiteindelijk een stabiele nuclide overblijft.

De radioactieve straling die bij verval wordt uitgezonden leidt tot schade aan levend weefsel (en aan “dode” materie). De binnen het METRO project ontwikkelde modellen dienen uiteindelijk deze schade zo goed mogelijk te voorspellen, wanneer het afval ondergronds wordt opgeborgen.

De radiologische maat voor blootstelling van een individu aan radioactief materiaal is de ‘individuele dosis’. Er zijn verschillende definities voor individuele dosis, voorbeelden zijn geabsorbeerde dosis, equivalente dosis en effectieve dosis. Voor het type blootstelling dat in dit rapport besproken wordt is de effectieve dosis met de eenheid sievert (Sv) het geschiktst. Gezondheidsschade of -risico's zijn maximaal ongeveer proportioneel met de effectieve dosis. Internationaal is geaccepteerd dat blootstellingen kleiner dan 1 mSv per jaar acceptabel zijn, mits de activiteit, die de oorzaak van de blootstellingen is, voldoende nuttig is; en mits de blootstelling zelf zo klein mogelijk gehouden wordt. Ter vergelijking, de dosis door de natuurlijke achtergrondstraling bedraagt enkele mSv per jaar; het extra overlidensrisico door een blootstelling van 1 mSv/jaar is hoogstens $5 \cdot 10^{-5}$ per jaar.

3.2.2 Het oplossen van het afval

Door de hoge (gesteente-)druk kan de container defect raken, maar de opbergcel is zo ontworpen dat deze dit moet kunnen verdragen. Waarschijnlijker is dat de verpakkingen van het verglaasd afval zullen devalueren door contact met het water van de klei. Zodra er gaten in zitten begint het eigenlijke oplosproces. Het glas en gelijktijdig de zich daarin bevindende nucliden kunnen oplossen in het water om vervolgens door de klei te migreren. De oplosnelheid is afhankelijk van meerdere factoren, zoals de zuurgraad, de hoeveelheid mineralen in het water en de temperatuur (door het radioactieve verval van het afval zijn de containers warmer dan de omgeving). Ook kan de oplosbaarheidslimiet van het glas of van een element worden bereikt. Als de oplossing verzadigd is, wordt het oplosproces geremd.

Voor een uitgebreidere beschrijving van de processen die van invloed zijn op het oplosproces wordt verwezen naar EVEREST [7].

3.2.3 Migratie door klei

Zoals in paragraaf 3.3.3 onderbouwd zal worden, wordt convectie door de klei verwaarloosd, alleen diffusief transport wordt beschouwd. Daarom wordt in de nu volgende alinea's uitsluitend het diffusieve transportproces, met bijbehorende retentie, beschreven (in een homogeen medium, dus op macroscopische schaal). Omdat dit vooral chemisch-fysische processen zijn, wordt de concentratie in eerste instantie beschreven in (mol/m^3), in plaats van (Bq/m^3) zoals in de uiteindelijke op te lossen differentiaalvergelijking. Om geen onnodige extra informatie op te nemen worden bij deze procesbeschrijving modelaannamen gebruikt die in paragraaf 3.3.3 expliciet opgesomd zullen worden.

Diffusie van materialen door het water in een poreus medium als Boomse klei kan beschreven worden met de volgende differentiaalvergelijking:

$$\frac{\partial}{\partial t} C - \sum_{i,j} \frac{\partial^2}{\partial x_i \partial x_j} (D_{a,ij} C) = 0 \quad (3-1)$$

waarbij:

x_i	:	afstand in richting i (m)
t	:	tijd (jaar)
C	:	concentratie (mol/m^3) van de radionuclide in het poriënwater
$D_{a,ij}$:	"apparent diffusion coefficient" (m^2/jaar)

Deze differentiaalvergelijking kan worden afgeleid uit de wet van Fick [12], die voor moleculaire diffusie in een vloeistof luidt:

$$\underline{flux} = -D_m \nabla C, \text{ en in eendimensionale vorm: } flux = -D_m \frac{\partial C}{\partial x}.$$

Hierin is:

\underline{flux}	:	hoeveelheid opgelost materiaal dat per tijdseenheid stroomt door een vlak dat loodrecht op de flux-vector staat ($\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{j})$).
D_m	:	coëfficiënt voor moleculaire diffusie (m^2/j). Het transport door diffusie wordt aangedreven door de Brownse beweging van de moleculen.
∇C	:	concentratiegradiënt (mol/m^4), waarbij C de concentratie in de vloeistof is.

Ten behoeve van de overzichtelijkheid wordt in verdere afleidingen van het eendimensionale geval uitgegaan; diffusie in de x -richting. Bovenstaande vergelijking gaat op voor diffusie in een niet-poreuze, zuivere vloeistof. In de klei geldt echter voor de flux door een kleioppervlak:

$$flux = -\eta_{da} \tau D_m \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3-2)$$

De porositeit η en de tortuositeit τ worden hier geïntroduceerd. De flux door een vlak klei neemt af met de porositeit η , omdat diffusie door dit vlak slechts plaatsvindt door het deel η van dit vlak. Merk echter op dat bij een vaste hoeveelheid nucliden de concentratie toeneemt bij kleiner wordende porositeit en dat daardoor de flux gelijk kan blijven. De diffusie-toegankelijke (diffusion accessible) porositeit η_{da} wordt gebruikt omdat de toegankelijkheid van de poriën voor

verschillende nucliden verschillend is. Nauwere poriën zijn niet toegankelijk voor grote ionen (bijv. Ra^{2+}) en negatief geladen ionen (bijv. Cl^-). Dergelijke ionen 'zien' daardoor meer doodlopende poriën.

De tortuositeit τ is een maat voor de bochtigheid van een porie. Door de bochtigheid is de weglengte die de deeltjes afleggen effectief langer. De gradiënt in een porie is daarom altijd kleiner of gelijk aan de macroscopische gradiënt, die in dit geval in x-richting staat. Het effect van deze vergroting van de af te leggen weg is, samen met het effect van doodlopende poriën, uitgedrukt in de tortuositeit τ . In plaats van op microschaal te kijken naar de werkelijke concentratiegradiënt in de poriën wordt gekeken naar de macroscopische gradiënt en wordt de diffusiecoëfficiënt gecorrigeerd met een factor τ . Volgens de gebruikte definitie is de waarde van τ kleiner dan 1. In sommige literatuur wordt de tortuositeit echter als de inverse gedefinieerd, waardoor die waarde groter dan 1 is.

Klei bestaat uit kleine, platte kleideeltjes. De formatie is ontstaan door depositie van deze kleiplaatjes, waarna ze samengedrukt zijn. De plaatjes liggen meestal ongeveer horizontaal. Hierdoor is de bochtdichtheid van de poriën in verticale richting groter dan in horizontale richting. Om de non-isotropie van de klei in vergelijking (3-2) in te voeren, moet de scalar τ vervangen worden door een 3x3-matrix $\underline{\tau}$, waarin onderscheid wordt gemaakt tussen de horizontale en verticale component. In een assenstelsel (X,Y,Z) waarbij X en Y de horizontale richtingen zijn en Z de verticale, wordt de flux door diffusie gegeven door:

$$\underline{flux} = -\eta_{da} \begin{pmatrix} \tau_{hor} & 0 & 0 \\ 0 & \tau_{hor} & 0 \\ 0 & 0 & \tau_{ver} \end{pmatrix} D_m \nabla C \quad (3-3)$$

Het SCK-CEN in Mol heeft voor de meeste nucliden de diffusiecoëfficiënt $D_{a,ij}$ zoals in vergelijking (3-1) experimenteel bepaald. Het blijkt dat voor het merendeel van de nucliden de gemeten diffusiecoëfficiënt in Boomse klei $D_{a,ij}$ veel lager is dan de diffusiecoëfficiënt in zuiver water D_m . De aanwezigheid van de klei heeft dus voor de meeste nucliden een remmende werking.

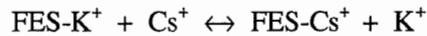
Deze remmende werking van de klei op de diffusie is een gunstige eigenschap, omdat het de insluiting van het opgeborgen afval verbetert. De Boomse klei, zoals die voorkomt in Mol, heeft een goede remmende werking. In de volgende alinea's wordt dieper ingegaan op deze eigenschap.

Voor de meeste nucliden is de voornaamste oorzaak van de remmende werking van de klei op het diffusieproces de retentie van de nucliden aan de klei. Retentie aan de klei is een geochemisch proces, dat hier aan de hand van een voorbeeld voor Cs (uit [13]) beschreven wordt:

Adsorptie aan de klei

Het Cs^+ -ion wordt voornamelijk geadsorbeerd aan de 'frayed edges' [13] van de illiet mineralen die in de Boomse klei voorkomen. In de Boomse klei zijn deze 'frayed edge sites' bezet met K^+ -

ionen, die in een vrij hoge concentratie in het poriënwater van de Boomse klei voorkomen (ongeveer 10^{-6} mol/m³). Het uitwisselingsproces kan beschreven worden met de volgende reactievergelijking:



De uitwisselingscoëfficiënt K_C wordt gedefinieerd als:

$$K_C = \frac{[\text{FES} - \text{Cs}][\text{K}^+]}{[\text{FES} - \text{K}][\text{Cs}^+]} \quad (3-4)$$

waarin:

- K_C : uitwisselingscoëfficiënt
- $[\text{FES-Cs}]$: aantal Cs⁺-ionen geadsorbeerd aan de frayed edge sites (FES) per kg klei (gedroogd) in (mol/kg)
- $[\text{FES-K}]$: aantal K⁺-ionen geadsorbeerd per kg klei (gedroogd) in (mol/kg)
- $[\text{K}^+]$: concentratie K⁺ in poriënwater in (mol/m³)
- $[\text{Cs}^+]$: concentratie Cs⁺ in poriënwater in (mol/m³)

Voor berekeningen mag meestal aangenomen worden dat de Cesiumconcentratie in het water zo klein is, dat slechts bij een kleine fractie van de ‘frayed edge sites’ het K-ion vervangen is door een Cs-ion. In dat geval kan uit vergelijking (3-4) een distributiecoëfficiënt K_D afgeleid worden, die de relatie geeft tussen de hoeveelheid geadsorbeerd Cs en de hoeveelheid Cs in oplossing:

$$K_D = \frac{[\text{FES} - \text{Cs}]}{[\text{Cs}^+]} = \frac{K_C [\text{FES}]}{[\text{K}^+]} \quad (3-5)$$

waarin:

- K_D : distributiecoëfficiënt (m³/kg)
- $[\text{FES}]$: aantal ‘frayed edge sites’ per kg gedroogde klei in (mol/kg)
- $[\text{K}^+]$: concentratie K⁺ in poriënwater in (mol/m³)

Deze afleiding laat zien dat de distributiecoëfficiënt een constante is als ten eerste de Cs-concentratie in het poriënwater voldoende klein is. Ten tweede moet K_C onafhankelijk zijn van de (kleine) Cs-concentratie. Deze tweede voorwaarde is experimenteel bevestigd. De eerste voorwaarde kan vertaald worden in:

$$[\text{FES-Cs}] \ll [\text{FES-K}]$$

Substitutie in formule (3-4) geeft:

$$[\text{Cs}^+] \ll [\text{K}^+] / K_C$$

Experimenten hebben laten zien dat de waarde van K_C voor de Cs-adsorptie ongeveer 240 is. Dus, wanneer de Cs-concentratie in het poriënwater veel kleiner is dan $4 \cdot 10^{-9}$ mol/m³, kan het adsorptieproces beschreven worden met de distributiecoëfficiënt K_D .

De relatie tussen K_D en de retentiefactor R is af te leiden uit de volgende definitie van R :

$$C_{\text{totaal}} = \eta_{da} RC \quad (3-6)$$

waarin:

- C_{totaal} : totale hoeveelheid nucliden per volume-eenheid klei (in water plus geadsorbeerd) in mol per m^3 natte klei
- η_{da} : diffusie toegankelijke porositeit: fractie van het volume dat middels diffusie bereikbaar is voor de nuclide
- R : retentiefactor
- C : concentratie van de nucliden in het poriënwater (mol/m^3)

Wanneer wordt aangenomen dat de diffusietoegankelijke porositeit gelijk is aan de volumefractie water in de klei, kan uit formule (3-5) een relatie tussen C_{totaal} en C afgeleid worden:

$$\begin{aligned} C_{\text{totaal}} &= [FES - Cs] \rho_s (1 - \eta_{da}) + C \eta_{da} = \eta_{da} \left(\frac{[FES - Cs] \rho_s (1 - \eta_{da})}{C \eta_{da}} + 1 \right) C = \\ &= \eta_{da} \left(K_d \frac{\rho_s (1 - \eta_{da})}{\eta_{da}} + 1 \right) C \end{aligned} \quad (3-7)$$

waarin:

- ρ_s : gedegen dichtheid van de klei: massa droge klei per m^3 droge klei (kg/m^3)
- η_{da} : diffusie toegankelijke porositeit, hier gelijk genomen aan de water-toegankelijke porositeit

Uit (3-6) en (3-7) volgt:

$$R = 1 + \frac{\rho_s K_D (1 - \eta_{da})}{\eta_{da}} \quad (3-8)$$

Met behulp van de definitie van de retentie kan de differentiaalvergelijking van de massabalans worden afgeleid. De massabalans wordt opgesteld voor een klein volume in de klei. Dit volume heeft een inhoud V en een oppervlak S . De uitstroom uit het volume V is uitsluitend een gevolg van de diffusie via de poriën door het oppervlak S . De concentratieverandering in V hangt via een massabalans samen met de flux door het oppervlak S :

$$\iiint_V \frac{\partial C_{\text{totaal}}}{\partial t} d\kappa = - \iint_S (n, \text{flux}) d\sigma \quad (3-9)$$

Hierbij is verondersteld dat er geen ingroei of verval van de nucliden in het volume V is. Het rechterdeel van vergelijking (3-9) wordt met behulp van vergelijking (3-2) en de vectorstelling van Gauss (divergentiestelling), waarmee de oppervlakte-integraal omgezet wordt in een volume-integraal:

$$- \iint_S (n, \text{flux}) d\sigma = \iint_S \eta_{da} \tau D_m (n, \nabla C) d\sigma = \iiint_V \eta_{da} \tau D_m \text{div grad}(C) d\kappa \quad (3-10)$$

Vergelijkingen (3-6), (3-9) en (3-10) geven, in de limiet van $V \rightarrow 0$:

$$\frac{\partial C_{\text{total}}}{\partial t} = \eta_{da} R \frac{\partial C}{\partial t} = \eta_{da} \tau D_m \nabla^2 C \xrightarrow{1D} \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\tau D_m}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (3-11)$$

Hieruit volgt dat \underline{D}_a uit vergelijking (3-1) gelijk is aan:

$$\underline{D}_a = \frac{\tau D_m}{R} \quad (3-12)$$

Deze "apparent diffusivity" D_a is de schijnbare of effectieve diffusiecoëfficiënt voor diffusie van de betreffende nuclide.

De volledige differentiaalvergelijking

In de voorgaande afleiding kan ook het radioactief verval worden gemodelleerd. Na verval moet een nuclide niet meer in beschouwing worden genomen. Verval wordt dus beschreven met een putterm (negatieve bronterm). Omgekeerd kan er ingroei zijn door verval van een moeder-nuclide. Dat geeft een bronterm in de differentiaalvergelijking, die daarmee wordt:

$$\frac{\partial}{\partial t} C - \sum_{i,j} \frac{\partial^2}{\partial x_i \partial x_j} (D_{a,ij} C) + \lambda C - \frac{\eta_{da}^* R^*}{\eta_{da} R} \lambda C^* = 0 \quad (3-13)$$

Voor de volledigheid worden alle grootheden nogmaals benoemd:

x_i	:	afstand in richting i (m)
t	:	tijd (jaar)
C	:	concentratie (Bq/m^3) van de radionuclide in het poriënwater
$D_{a,ij}$:	"apparent diffusion coefficient" (m^2/jaar)
R	:	retentiefactor [1]
λ	:	vervalconstante (jaar^{-1})
η_{da}	:	"diffusion accessible porosity" [1]
p^*	:	grootheid p van een eventuele moedernuclide.

Merk op dat de concentratie C nu wordt gegeven in Bq/m^3 . Het equivalent van de vergelijking, met C uitgedrukt in mol/m^3 , kan verkregen worden door de factor λC^* te vervangen door $\lambda^* C^*$. Er is aangenomen dat een nuclide volledig (100%) vervalt naar haar dochter (een opbrengstfactor kan indien nodig gemakkelijk ingebracht worden).

3.2.4 Migratie door een ondergelopen galerij

In een ondergelopen galerij (zie Appendix D voor de achtergrond hiervan) kan zowel convectief transport als diffusief transport plaatsvinden. Het convectieve transport is tot op heden buiten beschouwing gelaten, maar aanbevelingen hiervoor staan in paragraaf 3.6.1. Als verondersteld wordt dat een galerij gevuld is met zuiver water dan wordt de diffusievergelijking (3-13) iets eenvoudiger:

$$\frac{\partial}{\partial t} C - \sum_{i,j} \frac{\partial^2}{\partial x_i \partial x_j} (D_m C) + \lambda C - \lambda C^* = 0 \quad (3-14)$$

De porositeit is nu gelijk aan 1 (volledig poreus medium), de retentie is 1 en de effectieve diffusiecoëfficiënt D_a is gelijk aan de moleculaire diffusiecoëfficiënt D_m .

Maar er vindt ook nog steeds diffusie in de klei plaats, indien de wand van de galerij permeabel is. In een tweedimensionaal rotatiesymmetrisch assenstelsel, waarin naast de asrichting x ook een radiale coördinaat r geïntroduceerd wordt, is de diffusievergelijking:

$$\frac{\partial}{\partial t} C - D_a \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial C}{\partial r} \right) \right) + \lambda C - \frac{\eta_{da}^* R^*}{\eta_{da} R} \lambda C^* = 0 \quad (3-15)$$

waarin voor het gebied met zuiver water geldt: $\eta=1$, $D_a=D_m$ en $R=1$.

3.2.5 Migratie door het afdekpakket

Onderzoek naar migratie van nucliden in het afdekpakket, de aardlagen die zich tussen de bovenkant van de kleilaag en het aardoppervlak bevinden, is verricht in het project PROSA [4]. De transportprocessen door het afdekpakket staan beschreven in [4] en in Appendix C.

3.3 Modellen en data voor de verkennende berekeningen

Deze paragraaf beschrijft de modellen die ontwikkeld zijn, en waarmee verkennende berekeningen uitgevoerd zijn. Het accent van het METRO-project ligt op de modellering van de nuclidenmigratie in de klei, omdat de kleilaag als best isolerende barrière wordt beschouwd. De subparagrafen van deze paragraaf komen overeen met die van paragraaf 3.2, waarin de onderliggende processen beschreven zijn.

3.3.1 Afval, radioactief verval en blootstelling

Het KSA zit verpakt in 300 COGEMA-containers. De activiteit per container is per nuclide aangegeven in tabel 3 [14]. Er zijn vier ketens te onderscheiden. Verval is opgenomen in de modellering van het transport: door de klei en door het afdekpakket. Halveringstijden zijn van de nuclidenkaart overgenomen.

Tabel 3 Nucliden-inventaris van een COGEMA-container (vier jaar na ontladen)

Nuclide	Bq	Thorium reeks		Neptunium reeks		Uraan-Radiumreeks		Americium reeks	
		Nuclide	Bq	Nuclide	Bq	Nuclide	Bq	Nuclide	Bq
C-14	3.9e+07	Cm-248	2.1e+03	Cm-245	5.9e+09	Cm-246	1.1e+09	Cm-247	4.8e+03
Ni-59	1.8e+09	Pu-244	1.5e+02	Pu-241	4.9e+13	Am242m	4.1e+11	Am-243	8.5e+11
Se-79	2.0e+10	Cm-244	7.1e+13	Am-241	3.9e+13	Pu-242	7.4e+08	Pu-239	1.2e+11
Rb-87	9.3e+05	Pu-240	1.5e+11	Np-237	1.6e+10	U-238	2.4e+07	U-235	1.6e+06
Zr-93	9.1e+10	U-236	2.0e+07	U-233	7.7e+04	Pu-238	1.0e+12	Pa-231	8.2e+05
Mo-93	3.1e+07	Th-232	3.1e+00	Th-229	4.5e+03	U-234	9.3e+07		
Nb-94	2.6e+08					Th-230	3.1e+06		
Tc-99	6.5e+11					Ra-226	5.3e+03		
Pd-107	5.3e+09								
Sn-126	4.6e+10								
I-129	1.5e+06								
Cs-135	1.8e+10								
Sm-147	1.8e+05								

Als maat voor de biologische schade is gekozen voor de extra effectieve dosis, uitgedrukt in sievert (Sv), die een mens oploopt door de opberging van het KSA. Die dosis kan dan vergeleken worden met het effect van natuurlijke achtergrondstraling. Een Nederlander krijgt jaarlijks een gemiddelde dosis van ongeveer 2 mSv ten gevolge van natuurlijke achtergrondstraling. Daarnaast leveren kunstmatige bronnen een dosis van ongeveer 0.5 mSv. Naar de gevolgen voor overige organismen is niet op een directe manier gekeken, omdat de mens erg gevoelig is voor radioactieve straling; de dosis van een mens ten gevolge van ondergrondse opberging is een representatieve maat voor de schade aan de biosfeer. Berekende nuclidendebiten zijn uitgedrukt in becquerel per jaar. De effectieve dosis die dit tot gevolg heeft zijn berekend met de Dosis Conversie Coëfficiënten (DCC's) uit [15], conform ICRP-60. Tabel 4 toont de waarden die gebruikt zijn. De laatste kolom geeft de veronderstelde F1 waarde van de chemische vorm die de nuclide heeft in de voedselketen. De F1 waarde die de grootste waarde van de DCC geeft is steeds gekozen.

Tabel 4 Dosis Conversie Coëfficiënten voor ingestie

nuclide	Ingestie DCC (Sv/Bq)	F 1	nuclide	Ingestie DCC (Sv/Bq)	F 1
C- 14	5.60E-10	1	U-236	3.70E-08	5.00E-02
CL- 36	8.40E-10	0.3	TH-232	1.80E-06	1.00E-03
CO- 60	3.00E-09	5.00E-02	U-232	1.70E-07	5.00E-02
NI- 59	6.80E-11	5.00E-02	CM-245	5.90E-07	1.00E-03
NI- 63	1.90E-10	5.00E-02	PU-241	1.40E-10	1.00E-05
SE- 79	1.60E-09	0.8	AM-241	5.70E-07	1.00E-03
RB- 87	1.30E-09	0.3	NP-237	6.40E-07	1.00E-03
SR- 90	2.80E-08	0.3	U-233	4.00E-08	5.00E-02
ZR+93	1.21E-09	1.00E-02	TH-229	2.40E-06	1.00E-03
MO- 93	2.60E-10	0.8	CM-246	5.90E-07	1.00E-03
NB- 94	2.30E-09	1.00E-02	PU-242	1.20E-08	1.00E-05
TC- 99	6.70E-10	0.8	AM-242m	4.30E-10	1.00E-03
PD-107	6.20E-11	1.00E-02	PU-238	1.20E-08	1.00E-05
SN-126	6.90E-09	2.00E-02	U-238	3.60E-08	5.00E-02
I-129	1.10E-07	1	U-234	3.90E-08	5.00E-02
CS-135	1.90E-09	1	TH-230	4.90E-10	1.00E-03
CS-137	1.30E-08	1	RA-226	2.20E-07	0.2
SM-147	9.70E-08	1.00E-03	PB-210	8.60E-07	0.2
SM-151	1.70E-10	1.00E-03	CM-247	5.40E-07	1.00E-03
EU-154	3.10E-09	1.00E-03	AM-243	5.70E-07	1.00E-03
CM-248	2.20E-06	1.00E-03	PU-239	1.20E-08	1.00E-05
PU-244	5.30E-07	1.00E-03	U-235	3.80E-08	5.00E-02
PU-240	1.30E-08	1.00E-05	PA-231	1.40E-06	1.00E-03
CM-244	3.20E-07	1.00E-03	AC-227	2.20E-06	1.00E-03

De ingroei van dochters tijdens het transport is in PORFLOW gemodelleerd. De maximale ketenlengte in PORFLOW is 4. Echter, sommige ketens zijn veel langer (10 nucliden). Dit kan ondervangen worden, doordat veel nucliden in deze lange ketens in evenwicht zijn met hun moeder. In de PORFLOW emulatie van de ketens kunnen deze dochternucliden overgeslagen worden. Wanneer een nuclide dochters heeft, die in evenwicht zijn, is dat aangegeven met een '+' teken. Bijvoorbeeld: 'U+238' in tabel 9 staat voor U-238 en de dochters Th-234 en Pa-234.

3.3.2 Het oplossen van het afval

Er wordt verondersteld dat enige honderden jaren na het afsluiten van de mijn de verpakkingen van het verglaasd afval defect zullen raken, zodat het water van de klei in contact komt met het verglaasde afval. Voor het defect raken van de verpakkingen is geen model gemaakt en de geschatte tijdsduur van enige honderden jaren is verwaarloosd; voor de berekeningen is op het begintijdstip geen verpakkingsmateriaal meer aanwezig rond de glasmatrix. De isolerende werking van de verpakkingen is verwaarloosd, omdat de verwachte levensduur kort is ten opzichte van de voor deze veiligheidsstudie interessante periode.

Glas lost erg langzaam op in water. Uit metingen volgt dat de oplosnelheid bij contact met zuiver water gelijk is aan $5 \cdot 10^{-7}$ m³ glas per jaar per m² contactoppervlak tussen water en glas, ofwel 0.5 µm/jaar. De oplosnelheid bij contact met water uit de kleilaag is hoger, omdat dit water opgeloste chemicaliën uit de klei bevat, die het oplosproces versnellen tot ongeveer 2 µm/jaar [7].

De grootte van het manteloppervlak van de glascilinder in de COGEMA-container is 1.7 m². Echter, bij het stollen van het glas in de container ontstaan er breuken en scheuren in de glascilinder. Hierdoor is het effectieve contactoppervlak zo'n twaalf maal groter [7]. Als er geen oplosbaarheidslimieten voor het glas zijn, lost per container $3 \cdot 10^{-5}$ m³ glas per jaar op, mits het contactoppervlak constant blijft. Het buitenoppervlak van de glascilinder zal slinken door het oplossen, maar het contactoppervlak bij scheuren in het glas, dat veel groter is dan het buitenoppervlak, slinkt nauwelijks. De inhoud van een container (0.175 m³) zou dan op kunnen lossen in 6 000 jaar, ware het niet dat de oplosbaarheidslimiet van de silicaten het oplossen van de glasmatrix sterk vertraagt. Om de uiteindelijke oplosnelheid als functie van de tijd te bepalen kunnen verschillende modellen gebruikt worden. Maar vooralsnog is uitgegaan van de gegevens gerapporteerd door SCK in EVEREST [7]: de glasinhoud van een container lost op in 75 000 jaar. De verwachting is dat het afval in werkelijkheid langzamer oplost; de schatting is conservatief. Overigens is de precieze waarde van deze oplostijd, mits kort ten opzichte van de tijd tot blootstelling, van gering belang (voor de hoogte van een uiteindelijke blootstelling), evenals het verloop van het oplosproces. Daarom is een constante oplosnelheid van het glas verondersteld in deze periode van 75 000 jaar.

Er is aangenomen dat de in het glas aanwezige elementen hun oplosbaarheidslimiet niet bereiken (een conservatieve aanname). Wel is gekeken welke elementen deze grens zullen bereiken met dit model, zodat aangegeven kan worden voor welke nucliden een lagere dosis verwacht wordt. Door het geleidelijke oplossen van het verglaasde afval worden de nucliden geleidelijk vrijgezet in de klei. Omdat de oplosnelheid vastgelegd is, ligt het vrijzettingstempo van de nucliden ook vast, tenzij de oplosbaarheidslimiet van een nuclide overschreden wordt. In dat geval is er onvoldoende capaciteit in het water van de klei om de vrijgezette nucliden op te nemen. Het teveel aan nucliden slaat neer. Deze neergeslagen nucliden gaan pas in oplossing wanneer de concentratie daalt (vanwege diffusie) tot beneden de oplosbaarheidslimiet. Om de berekeningen niet al te gecompliceerd te maken en om zeker te zijn van conservatieve resultaten is in het METRO-project verondersteld dat geen enkele nuclide een oplosbaarheidslimiet heeft (wel is bijgehouden welke nucliden hun limiet zouden overschrijden). Dit leidt tot een overschatting van de nuclidevrijzetting uit de bron voor die nucliden waarvan de concentratie de oplosbaarheidslimiet overschrijdt, wat uiteindelijk leidt tot een overschatting voor de berekende maximale blootstelling in de biosfeer.

In PORFLOW wordt de ingroei van dochters in het nog-niet-opgeloste-afval niet automatisch in rekening gebracht (eenmaal opgelost wordt de ingroei wel in rekening gebracht). Dit is gecompenseerd door in de invoerfiles voor PORFLOW de inventaris van de dochter zoveel te verhogen dat de totale vrijzetting van deze nuclide uit het glas precies overeenkomt met de vrijzetting die zou optreden wanneer de ingroei wel in rekening wordt gebracht. Merk op dat bij

deze methode de vrijzettingssnelheid als functie van de tijd verschilt met het verloop dat feitelijk bij ingroei optreedt. Vanwege de grote onzekerheden over het verloop van het oplosproces in combinatie met de grote transporttijden na oplossen van het afval wordt een nauwkeurigere correctie niet nodig geacht. Een nauwkeurigere correctie is overigens wel mogelijk met PORFLOW, door het verloop van de vrijzetting in de tijd in tabelvorm als invoer aan te bieden.

Samenvattend:

Voor het lek raken van de container en het oplossen van de nucliden is het in EVEREST [7] ontwikkelde model gebruikt. De isolerende werking van de verpakking is verwaarloosd en de gehele nuclideninventaris lost geleidelijk op in 75 000 jaar.

3.3.3 Migratie door klei

Deze paragraaf geeft de modellen en data die gebruikt zijn voor de berekening van het nuclidentransport door de klei. Eerst wordt aangetoond dat het convectieve transport verwaarloosd kan worden, dan volgen de modelparameters en aannamen voor de kleilaag en de Disturbed Rock Zone.

Verwaarlozing convectief transport

Transport van de radionucliden door de kleilaag kan veroorzaakt worden door grondwaterstroming (convectie) en diffusie. Echter, er wordt verondersteld dat de kleilaag die in aanmerking komt als gastgesteente, een zeer lage permeabiliteit heeft, vergelijkbaar met die van de Boomse klei. In deze Boomse klei is de hydraulische conductiviteit $3 \cdot 10^{-12}$ m/s; zie EVEREST [7]. Dit komt overeen met een intrinsieke permeabiliteit van ongeveer $3 \cdot 10^{-4}$ mDarcy (is $3 \cdot 10^{-19} \text{m}^2$).

Volgens de wet van d'Arcy is de snelheid \underline{u} van het grondwater gelijk aan:

$$\underline{u} = \frac{K}{\mu} (\rho \underline{g} - \nabla p) \quad (3-16)$$

met:

K	:	de intrinsieke permeabiliteit van de klei: $3 \cdot 10^{-19} \text{m}^2$
μ	:	dynamische viscositeit van water: $1 \cdot 10^{-3} \text{kg}/(\text{m}\cdot\text{s})$
ρ	:	soortelijke massa van het water (1000 kg/m ³)
g	:	zwaartekrachtversnelling (10 m/s ²)
p	:	druk (Pa)

Voor de Mol site is de verticale gradiënt van de "hydrostatic head" geschat op 200 Pa/m (zie [7]):

$$|\rho \cdot g - \text{grad}(p)| = 200 \text{ Pa/m}$$

De maximale stationaire Darcysnelheid is dan ongeveer $6 \cdot 10^{-14}$ m/s. Dat betekent voor een kleimantel met een dikte van 50 m een transporttijd voor het afval van enkele tientallen miljoenen

jaren. Het vertragende effect van retentie van de opgeloste materialen is daarbij nog niet in rekening gebracht. Een typische transporttijd voor diffusie door 50 m klei is, zonder retentie in rekening te brengen, tweehonderdduizend jaar. Diffusief transport verloopt dus ruim honderd maal sneller dan convectief transport voor de beschouwde kleilaag.

Ook eerdere studies (bijvoorbeeld EVEREST [7]) laten zien dat in laag-permeabele klei het transport door diffusie vele malen sneller verloopt dan transport door convectie (stroming van grondwater). Daarom wordt in de METRO-studie alleen diffusief transport beschouwd.

Modelparameters

De differentiaalvergelijking (3-13) is geïmplementeerd in PORFLOW [16]. De volgende parameters zijn hiervoor benodigd:

η_{da}	:	diffusie toegankelijke porositeit: fractie van het volume dat via diffusie bereikbaar is voor de nuclide (-)
R	:	retentiefactor (-)
D_m	:	moleculaire diffusiecoëfficiënt (m ² /jaar)
τ	:	tortuositeit (-)
S	:	oplosbaarheidlimiet (mol/m ³)

Merk op dat kennis van $\underline{D}_a = \tau D_m / R$ voldoende is om de diffusievergelijking (3-13) met randvoorwaarden op te lossen. Voor de concentratie van vergelijking (3-6) volstaat $\eta_{da}R$. En daarmee is ook de flux $\eta_{da}\tau D_m$ van vergelijking (3-2) bepaald, omdat die gelijk is aan $\tau D_m / R$ maal $\eta_{da}R$. Anderzijds volgt hieruit dat uit diffusie-experimenten alleen waarden voor \underline{D}_a en $\eta_{da}R$ bepaald kunnen worden, R is niet onafhankelijk van bijvoorbeeld η_{da} te bepalen.

De waarden van \underline{D}_a en $\eta_{da}R$ hangen af van de chemische eigenschappen van de nuclide. Ze moeten dus gelijk zijn voor elk isotoop van hetzelfde element. Daarom worden de diffusieparameterwaarden gegeven voor de elementen, in de chemische verbinding zoals ze in oplossing zijn.

De waarden van de diffusie-parameters zijn gebaseerd op:

- experimenteel werk van het SCK [7,8];
- geochemisch-onderzoek aan de Boomse klei;
- literatuurdata over andere kleisoorten.

Er zijn twee typen experimenten uitgevoerd om de waarden van de diffusie-parameters te bepalen:

- Diffusie-experimenten. Met dit type experimenten kan binnen enkele weken tot maanden de $\underline{D}_a = \tau D_m / R$ van een nuclide bepaald worden van complex-U, Sr²⁺, Cs⁺ en organisch gebonden Tc.
- Diffusie-debiet experimenten. Met dit type experimenten konden in enkele jaren de waarde van $\eta_{da}R$ en \underline{D}_a bepaald worden van I, Sr²⁺ en organisch materiaal.

Voor de radiologisch belangrijk geachte nucliden is experimenteel bepaald wat de waarde is van $\eta_{da}R$ en, voor zover mogelijk binnen een tijdsbestek van enkele jaren, de waarde van \underline{D}_a . Voor de nucliden waarvoor \underline{D}_a niet gemeten is, kan op basis van een schatting van η_{da} en $\underline{\tau}D_m$ bepaald worden wat de waarde van \underline{D}_a is. Dit is een tamelijk betrouwbare schatting, omdat η_{da} en $\underline{\tau}D_m$ slechts zwak afhangen van de chemische eigenschappen van de nuclide.

De opnamecapaciteit (bijvoorbeeld de FES-capaciteit) van de Boomse klei kan voor een aantal nucliden in een chemisch laboratorium bepaald worden. Op deze wijze is de K_d bepaald voor Am, Eu, Pu, Tc, Np, Th en Pa. Via vergelijking (3-8) geeft dit kwantitatieve informatie over η_{da} en R .

Voor de resterende nucliden (isotopen van C, Ni, Se, Zr, Mo, Nb, Pd, Sn, Sm, Ra en Cm) is volstaan met de gegevens uit literatuuronderzoek. Het dient te worden opgemerkt dat de nuclide Ra-226 mogelijk radiologisch significant is. Echter, de Ra-226 nucliden die de kleilaag verlaten zijn dochters van Th-230 die pas in de buitenste meters van de kleilaag ingegroeid zijn. Daarom zijn voor Ra-226 de precieze waarden van de transportparameters minder significant.

In tabel 5 zijn de waarden voor η_{da} , $\underline{\tau}D_m$, R en S gegeven voor Boomse klei. De onzekerheid in η_{da} en $\underline{\tau}D_m$ is een factor 2, de onzekerheidsfactor in R varieert van 1 tot 5, de onzekerheidsfactor in de oplosbaarheidslimiet S varieert van 10 tot 100 [7]. Deze parameters en de modellen van 3.2.3 worden gebruikt. Dat betekent dat de klei op macroscopische wijze wordt gemodelleerd, met constante (nuclide-afhankelijke) diffusieparameters. Voorts wordt verondersteld dat $\tau_{verticaal} \approx \tau_{horizontaal}$. (zie vergelijking (3-3)). De grootte van de afwijking die dit veroorzaakt valt binnen de onzekerheidsmarge van de berekeningen.

Tabel 5 geeft verder aan in welke chemische verbinding de nuclide vrijgezet wordt, en welke grootheden experimenteel bepaald zijn.

Tabel 5 Transportparameters zoals gerapporteerd in SPA [8]

Element	Molecuul	Experiment	η_{da}	τD_m (m ² /s)	R	S (mol/m ³)
C	HCO ₃ ⁻		0.12	1.2E-10	1	-
Ni	Ni ²⁺	$\eta_{da}R$	0.3	2.1 E-10	50	1
Se	?		0.1	2 E-10	300	1.5E-5
Rb*	Rb ⁺		0.35 (?)	2 E-10	200	-
Zr	?		0.17	2 E-10	400	6E-4
Mo*	?		0.1 (?)	2 E-10	20	1E-5
Nb	?		0.17	2 E-10	50	0.5
Tc	organisch-complex	$\eta_{da}R$	0.3	2 E-10	2000	3E-5
Pd	?		0.17	2 E-10	20	2E-5
Sn	?		0.17	2 E-10	20	5E-3
I	I ⁻	$\eta_{da}R, D_a$	0.12	2 E-10	1	-
Cs	Cs ⁺	$\eta_{da}R$	0.3	3.5 E-10	3600	-
Sm	?		0.13	2 E-10	300	-
Ra	?		0.3	2 E-10	50	5E-6
Th	organisch-complex	$\eta_{da}R$	0.17	2 E-10	500	5E-4
Pa	organisch-complex	$\eta_{da}R$	0.17	2 E-10	400	0.01
U	organisch-complex	$\eta_{da}R$	0.1	2 E-10	300	0.1
Np	organisch-complex	$\eta_{da}R$	0.13	2 E-10	2000	1E-6
Pu	organisch-complex	$\eta_{da}R$	0.17	2 E-10	1000	5E-4
Am	organisch-complex	$\eta_{da}R$	0.13	2 E-10	2000	2E-3
Cm	organisch-complex		0.13	2 E-10	1000	1E-8

*Uit [7]

Het programma PORFLOW [16], waarmee de vergelijkingen opgelost worden, onderscheidt voor ketens slechts 1 porositeit. Het is echter mogelijk om, voor ketens met dochters die een andere porositeit 'ervaren' dan hun moeder, transformaties in de diffusie-vergelijking uit te voeren die dit ondervangen. De oplossing van C in vergelijking (3-17) blijft gelijk onder de volgende transformatie:

$$R_{PORFLOW} = R \frac{\eta_{da}}{\eta_{da}^*}, D_{m,PORFLOW} = D_m \frac{\eta_{da}}{\eta_{da}^*} \text{ en tenslotte } \eta_{PORFLOW} = \eta_{da}^*.$$

Subscript PORFLOW staat voor de met PORFLOW te gebruiken waarden voor de dochters, * duidt aan dat het eigenschappen van de moedernuclide betreft. Op deze manier wordt nog steeds aan onderstaande diffusie-vergelijking voldaan, maar hoeft er slechts met 1 waarde van de porositeit gewerkt te worden.

$$\frac{\partial}{\partial t} C - \sum_{i,j} \frac{\partial^2}{\partial x_i \partial x_j} (D_{a,ij} C) + \lambda C - \frac{\eta_{da}^* R^*}{\eta_{da} R} \lambda C^* = 0 \quad (3-17)$$

Disturbed Rock Zone (DRZ)

Het aanleggen van een opbergmijn zal verstoringen in de klei veroorzaken, onder andere door veranderingen in de gesteentedruk en de poriënwaterdruk en door plastische en elastische vervormingen, het meest in de vorm van kleine breuken of toegenomen porositeit en permeabiliteit. Na het uitgraven zal rond de holte een zone zijn van enige meters dikte die verstoord is, de "Disturbed Rock Zone (DRZ)" (ook vervalwarmte van het KSA kan van invloed zijn op die zone). Het is mogelijk dat in deze zone het nuclidetransport sneller verloopt. Ook de aanname dat de distributiecoëfficiënt K_d (zie paragraaf 3.2.3) constant is, gaat niet meer op bij hogere nuclidenconcentraties, die rond de container zullen voorkomen. Merk echter op dat de veronderstelling van een 100 m dikke kleilaag hypothetisch is. Het effect van een DRZ van enkele meters is dat de kleimantel iets minder dik lijkt. Omgekeerd isoleert een kleilaag van 110 m dikte en een DRZ van 5m in alle richtingen het afval beter dan een kleilaag van 100 m dikte zonder DRZ.

Samenvattend:

Het convectieve transport wordt verwaarloosd, het diffusieve transport wordt gemodelleerd met PORFLOW. De klei wordt als homogeen beschouwd en heeft een constante waarde voor η , R en D_a . Deze waarden zijn ook aangenomen voor de Disturbed Rock Zone. Ze zijn overgenomen uit [8] en verschillen per nuclide. Om ketens correct te modelleren zijn voor het model in PORFLOW enige transformaties gemaakt.

3.3.4 Migratie door een ondergelopen galerij

Een ondergelopen galerij wordt verondersteld zuiver water te bevatten, convectief transport is niet gemodelleerd, diffusief transport wel (zie Appendix D voor een toelichting). De wanden van de galerij zijn permeabel verondersteld, ze hebben geen isolerende werking. Dat betekent dat de wanden van de galerij een adsorberende werking hebben op de in het water aanwezige nucliden.

De moleculaire diffusiecoëfficiënt D_m in zuiver water is voor alle nucliden gelijk genomen aan $2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s} = 6.3 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{jaar}$. De onzekerheid in deze waarde en het verschil ten gevolge van verscheidenheid in atoomnummers van de verschillende nucliden geeft een onzekerheidsfactor van ongeveer 2. In water is de porositeit η gelijk aan 1, evenals de tortuositeit τ en de retentie R .

Voor modellering van diffusief transport in een ondergelopen galerij is een tweedimensionale rotatiesymmetrische geometrie gemaakt in PORFLOW, waarin vergelijking (3-15) wordt opgelost. Zie voor een uitgebreidere beschrijving Appendix D en paragraaf 3.4.3.

3.3.5 Migratie door het afdekpakket

Wanneer nucliden een bovenliggende aquifer bereiken, zullen ze door het afdekpakket migreren. De biosfeer kan uiteindelijk bereikt worden, waarna mensen aan deze nucliden kunnen worden blootgesteld. Het model dat gebruikt is voor de migratie door het afdekpakket en de biosfeer staat beschreven in Appendix C.

Ook is gekeken naar een diepe-put-variant, waarbij een waterput geslagen is tot precies de bovenkant van de kleilaag. Net als in [8] is verondersteld dat alle nucliden terechtkomen in dit putwater en dat het water ververst wordt met 10^5 m^3 per jaar, het veronderstelde debiet van de bovenliggende aquifer die de waterput doorkruist. Bij deze putvariant wordt verondersteld dat een individu 500 liter van dit putwater consumeert per jaar.

3.4 Beschrijving van de onderzochte scenario's

Er zijn drie scenario's gedefinieerd en gemodelleerd: het diffusiescenario met intact afdekkpakket, het diffusiescenario met diepe put en het verwaarlozingsscenario. Voor deze scenario's zijn verkennende berekeningen uitgevoerd (zie paragraaf 3.5). In de volgende paragrafen worden de drie scenario's achtereenvolgens beschreven, aan de hand van de modellen en processen die in de voorgaande paragrafen beschreven zijn.

3.4.1 Diffusiescenario met intact afdekkpakket

Voor het diffusiescenario is een eendimensionaal model gemaakt. Daar is voor gekozen omdat het debiet naar de aquifer dan vrij goed beschreven wordt, terwijl het toch een maximale waarde geeft. In onderstaande subparagrafen wordt deze keus toegelicht en tevens wordt het model beschreven.

In formule (3-13) is de differentiaalvergelijking voor diffusief transport van een nuclide met concentratie C [Bq/m^3] in het water van de klei beschreven. In eendimensionale vorm geldt:

$$\frac{\partial}{\partial t} C - \frac{\partial^2}{\partial x^2} (D_a C) + \lambda C - \frac{\eta_{da}^* R^*}{\eta_{da} R} \lambda C^* = 0 \quad (3-18)$$

Met het programma PORFLOW [16] is deze differentiaalvergelijking opgelost. Daartoe is de vergelijking gediscretiseerd tot een differentievergelijking, waarin afstanden en tijden discrete waarden hebben. Een dergelijke vergelijking kan numeriek worden opgelost, door koppeling van de gediscretiseerde volumetjes (cellen). PORFLOW gebruikt daarvoor een integratiemethode genaamd Nodal Point Integration [17].

De geometrie

Het oppervlak van het 'opbergveld' voor het verglaasde afval (het 'heat generating HLW' in TRUCK-II) varieert van 20 m bij 1000 m tot 200 m bij 1000 m, afhankelijk van de gekozen opbergvariant. De containers met afval zijn redelijk homogeen verdeeld over dit oppervlak. Een eigenschap van diffusieprocessen is dat in veel omstandigheden de precieze geometrie van de bron niet relevant is: de geometrie van de bron wordt letterlijk diffuus. Zo komt het concentratieprofiel op voldoende grote afstand van de bron bijna altijd overeen met het concentratieprofiel ten gevolge van een puntbron. De gemodelleerde geometrie is 50 m hoog, de bovenste helft van de kleilaag is gemodelleerd. Het concentratieverloop op 50 m afstand, bijvoorbeeld vlakbij de interface tussen kleilaag en aquifer, ten gevolge van een COGEMA container met als grootste

afmeting ruim een meter, komt overeen met het concentratieverloop ten gevolge van een puntbron ter plekke van de container.

Echter, ook wanneer de container de vorm zou hebben van een dunne horizontale plaat van bijvoorbeeld 10 bij 10 m², komt het concentratieverloop ten gevolge van deze 'plaatbron' overeen met dat van een puntbron. De cilindervorm van de container kan dus vervangen worden door een plaatvorm, praktisch zonder consequenties voor het concentratieverloop op 50 m afstand van de container en daarmee ook zonder consequenties voor het debiet naar de aquifer. Voor de berekeningen zijn alle cilindervormige 'containerbronnen' vervangen door 'vlakke plaatbronnen', waarbij naastgelegen 'plaatbronnen' precies aansluiten. Het opbergveld van containers met verglaasd afval wordt dan feitelijk vervangen door één plaatbron met afmetingen tussen 20 bij 1000 m² en 200 bij 1000 m².

Vanuit het midden van het opbergveld zal de richting van het diffusief nuclidetransport verticaal zijn. Dichter bij de randen van het opbergveld zal de transportrichting een steeds grotere horizontale component krijgen. Vanuit het midden van het opbergveld is de af te leggen weg tot de grens van de kleilaag 50 m. Verder naar buiten is deze weg langer. Daardoor zal ook de concentratiegradiënt langs dit langere pad lager zijn, en dus ook de diffusiesnelheid.

Voor de berekeningen is aangenomen dat de transportrichting overal verticaal is. Dit heeft tot gevolg dat de verticale transportsnelheid van nucliden uit containers aan de rand van het opbergveld overschat wordt. Wanneer de afmeting van het opbergveld 200 bij 1000 m² bedraagt is dit een geringe overschatting. Wanneer de afmeting 20 bij 1000 m² bedraagt, is de overschatting groter. In dit laatste geval zou een lijnbron een goede benadering-zijn. Er is echter gekozen voor de beschrijving met plaatbronnen, wat tot hogere blootstellingen leidt.

De naar boven migrerende nucliden zijn beschouwd, omdat die eerder de biosfeer zullen bereiken dan nucliden die in een onderliggende aquifer terechtkomen. Een individu wordt dus blootgesteld aan de gevolgen van de helft van de oorspronkelijke inventaris. Dat komt omdat nucliden die in een onderliggende aquifer terechtkomen op een andere plaats en waarschijnlijk in een andere tijdsperiode in de biosfeer komen. Een ander individu zal dan dus worden blootgesteld en de doses sommeren niet.

De randvoorwaarden

In verticale richting zal het diffusieproces vrijwel symmetrisch verlopen. Er is daarom symmetrie verondersteld in het horizontale vlak in het midden van de kleilaag. De randvoorwaarde aan de onderzijde van de gemodelleerde geometrie van 50 m, ter plaatse van de plaatbron, is symmetrie. Aan deze onderzijde worden de nucliden "geïnjecteerd" in het model, middels een bron S_1 .

$$S_1 = \frac{fN_{cont} I_0 e^{-\lambda t}}{t_{opl}} \quad (3-19)$$

Hierin is:

S_1	:	Oplossnelheid (Bq/jaar)
f	:	Fractie van de nucliden die naar boven migreren: 0.5
N_{cont}	:	Het aantal containers: 300
I_0	:	De inventaris van één container (Bq), gegeven in Tabel 3
λ	:	Vervalconstante (jaar ⁻¹), gelijk aan $\ln 2$ gedeeld door de halveringstijd $T_{1/2}$
t	:	Tijd in jaren
t_{opt}	:	De oplostijd van 75 000 jaar.

Op het grensvlak tussen de kleilaag en de bovenliggende aquifer wordt de concentratie op nul gesteld. De nucliden die de aquifer bereiken worden snel, althans vergeleken met de diffusiesnelheid, afgevoerd. Wanneer de stroomsnelheid in de aquifer lager is, wordt de concentratie hoger dan nul. In dat geval wordt de concentratiegradiënt in de kleilaag kleiner, zodat de diffusiesnelheid afneemt. Het nul stellen van de concentratie is dus weer conservatief; het leidt tot een overschatting van het nuclidendebiet.

De initiële condities waar bij de berekeningen vanuit is gegaan is dat de concentratie overal in de klei gelijk is aan nul.

Numerieke overwegingen

De 50 m klei is gediscrètiseerd met vijftig equidistante cellen, de roosterafstand Δx is een meter. Zoals uitgelegd worden scherpe profielen ter plaatse van de bron dan niet gedetailleerd beschreven, maar voor het berekenen van het debiet naar de aquifer zijn vijftig cellen meer dan voldoende. De keuze van equidistante cellen zorgt ervoor dat afbreekfouten, verschillen tussen de differentievergelijking en de differentiaalvergelijking, klein zijn.

Om ervoor te zorgen dat de oplossing tijdsnauwkeurig is, is gerekend met een maximale tijdstap Δt die kleiner is dan de karakteristieke tijdstap voor diffusie $\Delta t_{diff} = (\Delta x)^2 / 2D_a$. Bovendien is Δt kleiner gekozen dan een tiende van de halveringstijd van de betreffende nuclide, zodat ook verval in gediscrètiseerde vorm gemodelleerd wordt. Met deze voorwaarden is de oplossing stabiel en voldoende tijdsnauwkeurig.

Als test is een oplossing met PORFLOW, waarbij de nucliden instantaan oplossen, vergeleken met een analytische oplossing. Dit gaf zeer goede overeenkomsten; hetzelfde maximale debiet en hetzelfde tijdstip van dit maximum zijn gevonden. De PORFLOW-resultaten van het uiteindelijke model met eindige oplostijd zijn ook vergeleken met deze analytische oplossing voor instantane oplossing. De verschillen die dan gevonden worden zijn kwalitatief zeer goed te verklaren met het verschil in oplostijd van de afvalmatrix. Dit alles geeft vertrouwen in de resultaten die met PORFLOW gegenereerd zijn.

Migratie door het afdekpakket

Voor de nuclidenmigratie door het afdekpakket is het model van Appendix C gebruikt, waarna met de DCC's van tabel 4 de uiteindelijke blootstelling is berekend.

3.4.2 Diffusiescenario met diepe put

In dit scenario is de modellering van nuclidentransport door de kleilaag exact gelijk aan die beschreven in de vorige paragraaf, paragraaf 3.4.1. Het enige verschil zit in de modellering van migratie door het afdekpakket, dat nu is kortgesloten middels een waterput. Het model uit paragraaf 3.3.5 is gebruikt: er is een diepe drinkwaterput met een verversing van 10^5 m³ per jaar, waarvan een individu 500 liter water per jaar drinkt. Vervolgens is de dosis berekend met de DCC's van tabel 4.

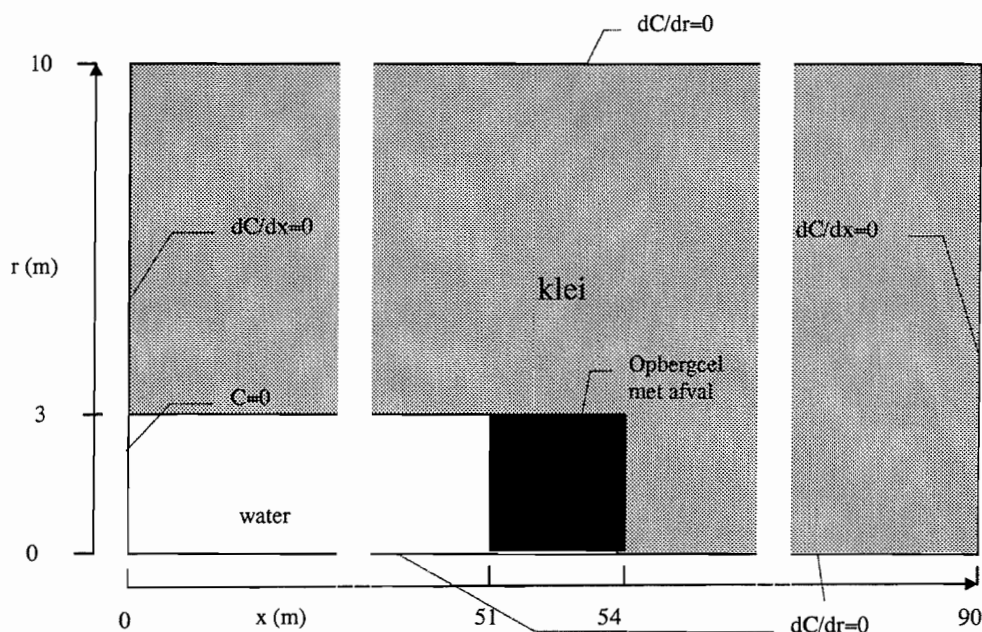
3.4.3 Verwaarlozingsscenario

In het diffusiescenario wordt verondersteld dat de enige ontsnappingsroute voor het afval door de ongestoorde kleilaag loopt. In de praktijk kunnen er echter restanten van het mijngebouw in de klei aanwezig zijn, die mogelijk een voorkeursroute vormen. Meer hierover staat beschreven in Appendix D. Bij een goede afsluiting en verzegeling van de faciliteit, is het transport door de restanten van het mijngebouw niet sneller dan door de ongestoorde klei. Het wordt echter opgemerkt dat er dan strenge eisen aan de afsluiting worden gesteld. Om de invloed van een slechte afsluiting te onderzoeken is het verwaarlozingsscenario gedefinieerd. In dit scenario is aangenomen dat galerijen volgelopen zijn met water en dat het schachtengebied dusdanig doorstroomd wordt dat nucliden die daar terechtkomen direct naar een boven de kleilaag liggende aquifer worden getransporteerd. Voor meer achtergrondinformatie over transport door ondergelopen galerijen wordt verwezen naar Appendix D (en de paragrafen 3.2.4 en 3.3.4).

De geometrie en randvoorwaarden

De berekeningen zijn niet uitgevoerd voor het gehele opbergveld, maar voor een enkele container. De gemodelleerde inventaris is echter wel die van alle 300 containers; er is dus verondersteld dat het diffusiepad vanuit alle containers gelijk is. Figuur 12 geeft een schets van de geometrie zoals die in PORFLOW is gebruikt. Afmetingen en randvoorwaarden zijn in de figuur aangegeven. Zoals te zien is, is de stroming in het schachtengebied niet gemodelleerd. Maar deze bevindt zich bij $C=0$ Bq/m³ (nucliden worden verondersteld daar instantaan te worden afgevoerd), aan het uiteinde van de galerij met water (linksonder in figuur 12). Het rooster is gemaakt in cilindercoördinaten en is rotatiesymmetrisch rond de $r=0$ as. Hierdoor geldt de tweedimensionale transportvergelijking (3-15). De geometrie is gemaakt om te berekenen wat de extra bijdrage aan het nuclidendebiet via de ondergelopen galerij is. Daarom is een beperkte hoeveelheid klei gemodelleerd, een cylinder met een straal van 10 m. Om een maximale schatting te geven van de hoeveelheid die via de galerij de opbergfaciliteit verlaat, is isolatie verondersteld op $r=10$ m. Alle randvoorwaarden staan opgesomd in Tabel 6.

Voor de positionering van de container is uitgegaan van de oorspronkelijke situatie met een galerij van 50 m, dan 3 m afdichting en dan een container van ruim een meter lengte. In het model is de bron 'uitgesmeerd' over de laatste drie meters. Op deze manier wordt de afdichting verondersteld van zeer slechte kwaliteit te zijn.



Figuur 12 De geometrie van het verwaarlozingsscenario (afgebeeld met verspringende x-as!)

Tabel 6 Randvoorwaarden voor het rekendomein van het verwaarlozingsscenario

Aan de -x kant: ($x=0$ m)	$C=0$ voor de eerste 3 meter in r-richting. Op de overgang naar de verbindingsgalerij zal de concentratie sterk afnemen, omdat nucliden door de U-stroming worden meegevoerd. Daarom is op dit grensvlak de concentratie op nul gezet. $dC/dx=0$ voor de kleiwand (van $r=3$ tot 10 m). Dit komt overeen met een symmetriewand, er kunnen geen nucliden door deze wand diffunderen.
Aan de +r kant: ($r=10$ m)	$dC/dr=0$. Nucliden kunnen via deze wand het domein niet verlaten en er gaat geen aantrekkende werking van deze wand uit.
Aan de +x kant:	$dC/dx=0$. Dit is een symmetriewand, er wordt verondersteld dat aan de andere zijde van deze wand de gespiegelde situatie zich voordoet (afstand tussen galerijen is 80 m)
Op de as ($r=0$ m):	$dC/dr=0$. Er is geen verticale gradient op de as van de galerij.
Modellering van het vat:	Gepositioneerd tussen $x=51$ m en $x=54$ m met een straal van 3m is een bron gedefinieerd. Nucliden komen hier het rekendomein binnen.

Numerieke aspecten

De diffusiesnelheden in zuiver water en in klei lopen sterk uiteen. Voor de nuclide Cs-135 is het verschil het grootst, de effectieve diffusiecoëfficiënt in water is $2 \cdot 10^4$ maal groter dan die in klei ($R=3600$). Er is een rekenrooster gemaakt waarin de vergelijkingen voor deze “extreemste” nuclide goed worden opgelost en dit rooster is gebruikt voor alle nucliden.

De cellen in x-richting zijn equidistant en drie meter lang. In r-richting zijn de cellen echter sterk verfijnd bij de overgang van water naar klei, bij $r=3\text{m}$. De eerste vijf cellen in de klei hebben daar een dikte van slechts 0.007m . In de benodigde tijd om door 0.007m klei te diffunderen, ongeveer 8 jaar, is de indringdiepte in zuiver water een meter. De cellen in x-richting zijn drie meter lang en hebben dus een ongeveer even grote discretisatiedichtheid voor de beschrijving van het tijdsafhankelijke proces. In het water is in r-richting gekozen voor een kleinste cel van 0.14m bij $r=3\text{m}$. Dit is twintig maal groter dan de aangrenzende cel in de klei. Op die manier is het concentratieverloop per cel mooi continu op het grensvlak, omdat uit een fluxbalans volgt:

$$\left(-D_m \frac{\partial C}{\partial r}\right)_{\text{water}} = \left(-\eta \tau D_m \frac{\partial C}{\partial r}\right)_{\text{klei}} \xrightarrow{\text{invullen getalswaarden}} \left(\frac{\partial C}{\partial r}\right)_{\text{klei}} = 20 \left(\frac{\partial C}{\partial r}\right)_{\text{water}} \quad (3-20)$$

Om op het aantal cellen en daarmee op rekentijd te besparen is in r-richting een groefactor ingesteld. De acht cellen in het galerijwater verschillen onderling in lengte een factor 1.27 en de 30 cellen in de klei hebben een groefactor van 1.24. Het totaal aantal cellen van het rekendomein komt hiermee op $30 \times 38 = 1140$.

Het rooster geeft een voldoende nauwkeurige oplossing, omdat testen met nog fijnere roosters hetzelfde nuclidendebiet in de tijd geven. Ook bij de keuze van de tijdstap zijn meerdere tijdstappen geprobeerd en is ervoor gezorgd dat de tijdstap voldoende klein blijft om de oplossing tijdsnauwkeurig te beschrijven. De uiteindelijke tijdstap die voor alle sommen gebruikt is, is vijf jaar. Theoretisch is dat overal in de klei klein genoeg, maar te groot voor de cel van 0.14m in de galerij. Uit de testen blijkt echter dat het aangrenzende domein een stabiliserende werking heeft bij deze tijdstap. Verschillen in de oplossing zijn verwaarloosbaar. Tevens is vastgesteld dat I-129, een nuclide die geen retentie heeft aan de klei, zowel in het gebruikte rooster als in een grover rooster dezelfde oplossing geeft. Daarom is aangenomen dat het rooster voldoet voor het bereik van retenties tussen 1 (I-129) en 3600 (Cs-135), dus voor alle beschouwde nucliden.

Om te onderzoeken of de overgang van klei naar water goed geïmplementeerd is in PORFLOW, is een validatiesom uitgevoerd in een eenvoudige geometrie. Dit model bevatte een gedeelte klei, een gedeelte water en zowel een bron als een put. De analytische oplossing van dit model is bepaald en het berekende nuclidendebiet gaf een zeer bevredigende overeenkomst met de PORFLOW resultaten van dit model.

3.5 Resultaten van de berekeningen

Voor de in paragraaf 3.4 beschreven scenario's zijn verkennende berekeningen uitgevoerd. Het resultaat van deze berekeningen wordt op twee manieren gepresenteerd:

- Het nuclidendebiet van de klei naar de aquifer:

Per nuclide wordt de totale hoeveelheid becquerel, dus van alle 300 containers, die per jaar de interface tussen de klei en de bovenliggende aquifer passeert, gepresenteerd als functie van de tijd.

- Het dosistempo in sievert per jaar:

Een deel van de nucliden die de biosfeer bereiken, wordt opgenomen in de voedselketen en wordt geconsumeerd. Op basis van een biosfeermodel is voor elke nuclide berekend hoe groot de jaarlijkse ingestiedosis (Sv/jaar) is bij een gegeven hoeveelheid nucliden die jaarlijks de biosfeer bereikt (Bq/jaar).

Zoals vermeld is er geen rekening gehouden met de oplosbaarheidlimiet van de nucliden. Wel is bijgehouden voor welke nucliden die limiet wordt overschreden, waarbij dient te worden opgemerkt dat de onzekerheid in de waarde van de oplosbaarheidlimiet S een factor 10 tot 100 bedraagt. Dergelijke nucliden zullen in werkelijkheid dus langzamer oplossen en in een lagere dosis resulteren. Tabel 7 toont de nucliden die hun oplosbaarheidlimiet overschrijden. De nucliden die de dosis domineren bereiken hun oplosbaarheidlimiet niet (blijkens de resultaten in volgende paragrafen), het gebruikte model is daarom goed.

Tabel 7 Oplosbaarheidlimieten

Nuclide	Oplosbaar- heidlimiet S (Bq/m ³)	Berekend maximum	
		Tijdstip (jaar)	Concentratie (Bq/m ³)
SE-79	3.0E+06	6.7E+04	1.0E+08
ZR-93	5.3E+06	7.5E+04	4.7E+08
TC-99	1.9E+06	7.5E+04	4.1E+08
PD-107	4.1E+04	7.5E+04	1.8E+08
SN-126	6.6E+08	7.5E+04	9.5E+08
NP-237	6.2E+03	7.5E+04	4.4E+07

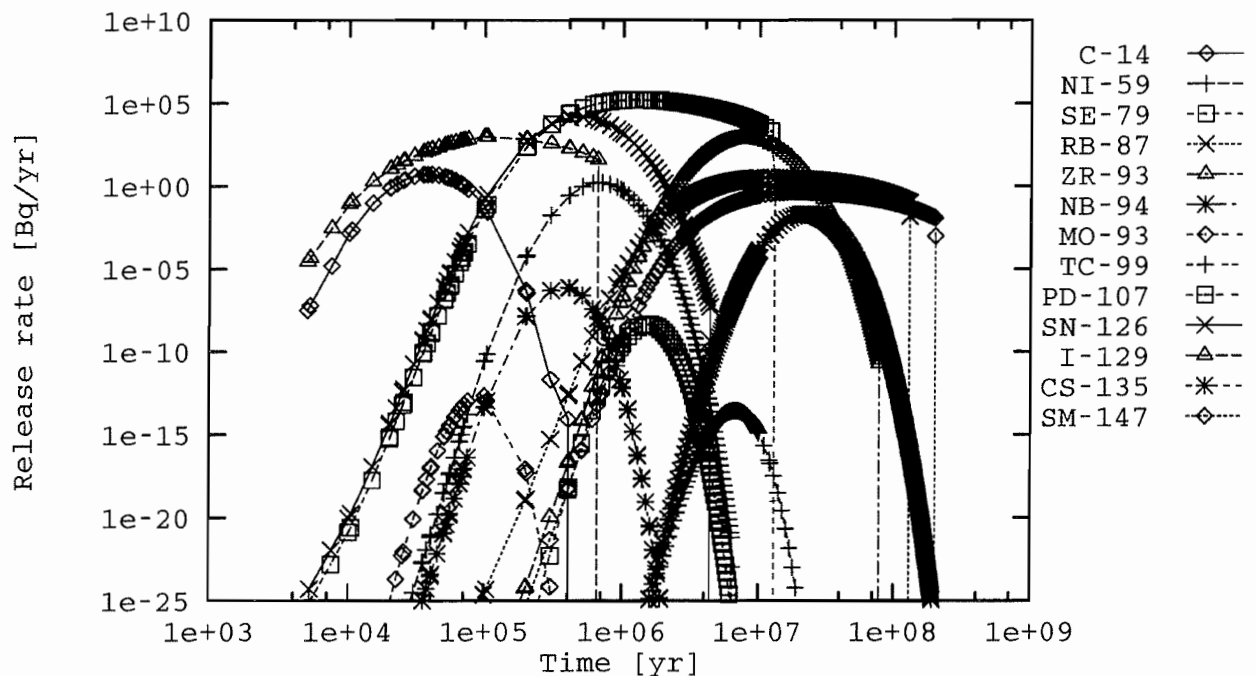
3.5.1 Het diffusiescenario met intact afdekkpakket

In het diffusiescenario diffunderen de nucliden door 50 m klei, waarna ze terechtkomen in een bovenliggende aquifer. Met PORFLOW is dit diffusieproces beschreven en is per nuclide het debiet uit de klei naar de aquifer berekend. De resultaten staan uitgezet tegen de tijd in figuur 13 voor zogenoemde single nucliden, nucliden die zonder keten beschouwd zijn en in figuur 14 voor de ketens. Voor alle nucliden is het maximum bepaald en is de berekening stopgezet na ongeveer tien maal deze tijd, vandaar de verticale stippellijnen in de figuren. Het maximale debiet is, evenals het tijdstip van het maximum gegeven in tabel 8.

Met de modules MASCOT en EXPOS (zie Appendix C) in EMOS_ECN is het transport door het afdekkpakket berekend, en de blootstelling in de biosfeer. Tabel 8 geeft ook de resultaten van deze berekeningen. Het maximale debiet naar de biosfeer is bepaald en het bijbehorende dosistempo. In

Figuur 15 staan de belangrijkste nucliden weergegeven. Nucliden die op elk tijdstip minder dan 10 % aan het totale dosistempo bijdragen zijn weggelaten.

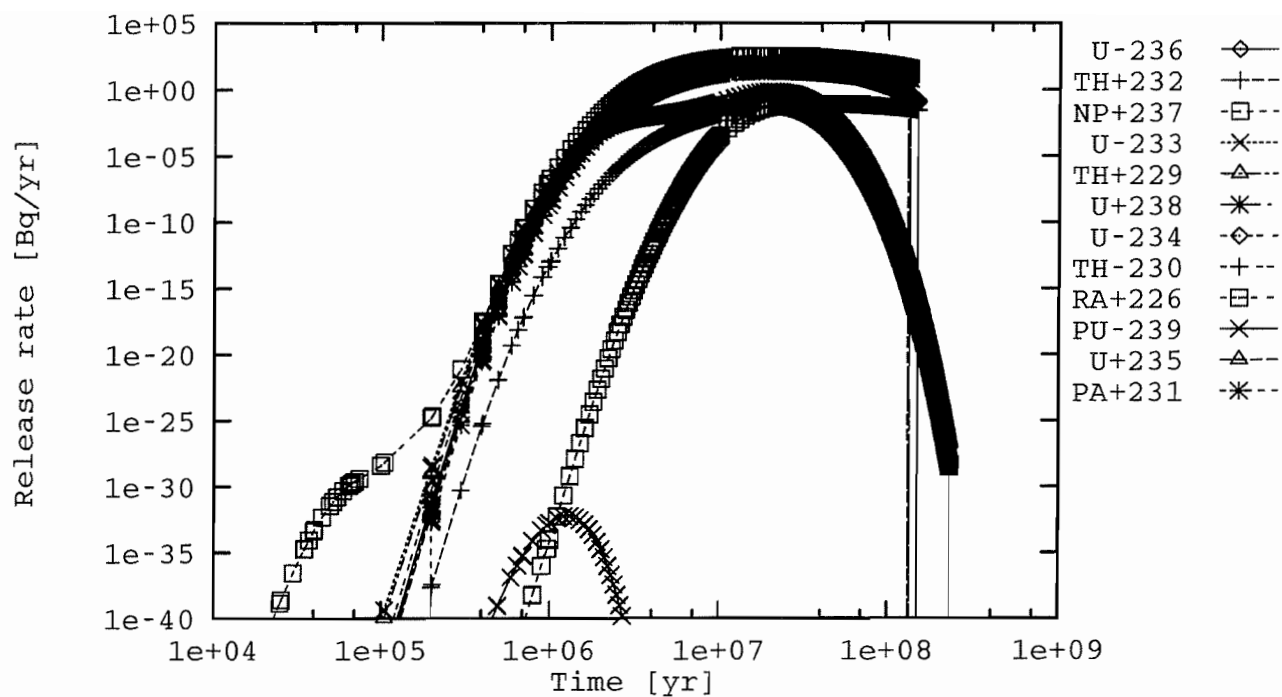
In de eerste tijdsperiode, tot ongeveer 50 miljoen jaar geeft I-129 de hoogste bijdrage: $8 \cdot 10^{-16}$ sievert per jaar. Vervolgens wordt de natuurlijke Uraniumketen met Ra-226 dominant; na 200 miljoen jaar geeft dat een extra jaarlijkse dosis van $1 \cdot 10^{-12}$ sievert. Vanwege het enorm langzame verval van Th-232 is het geruime tijd actief. Na ongeveer de levensduur van de aarde, $2 \cdot 10^{10}$ jaar, is het dosistempo $7 \cdot 10^{-16}$ Sv/jaar. Dit is echter beduidend lager dan het eerdere maximum ten gevolge van Ra-226.



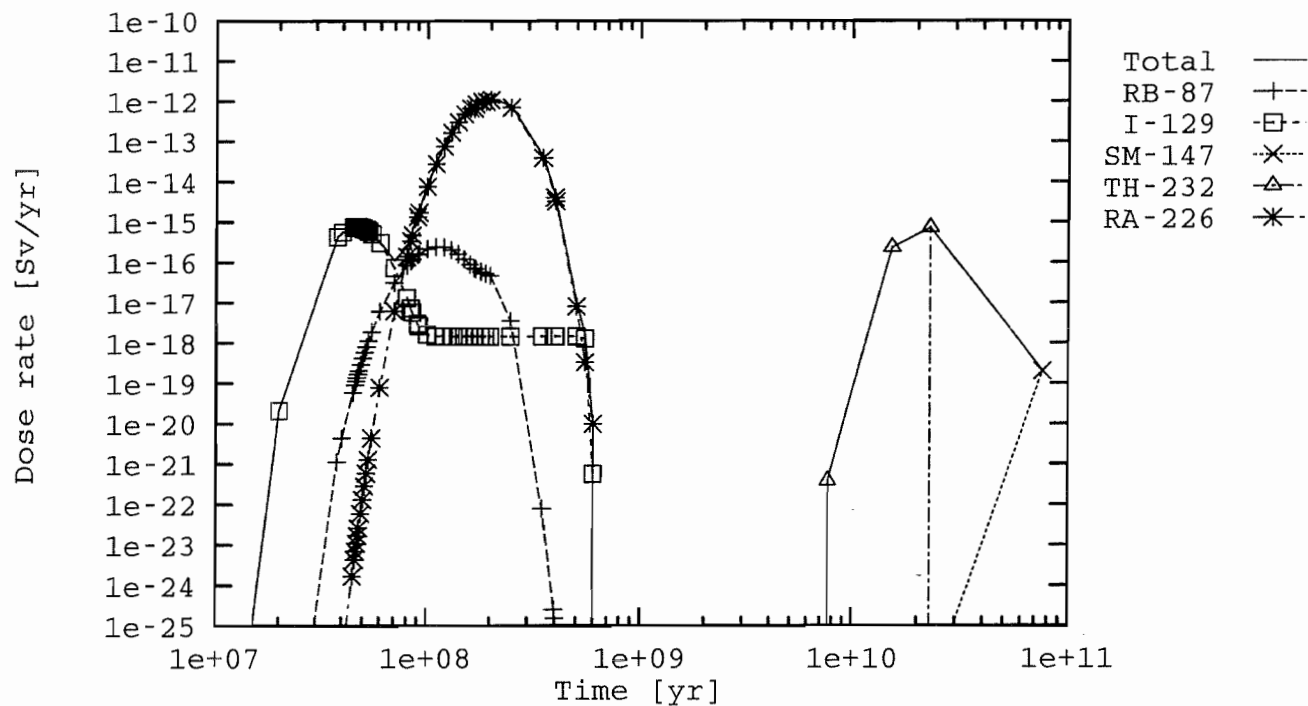
Figuur 13 Het debiet (Bq/jaar) uit de klei voor de single nucliden in het diffusiescenario

Tabel 8 Maxima voor het diffusiescenario met intact afdekpakket

Nuclide	Maximum naar aquifer		Maximum naar biosfeer		
	tijd jaar	Debiet Bq/jaar	tijd jaar	Debiet Bq/jaar	Dosistempo Sv/jaar
C- 14	4.0E+04	5.1E+00	-	-	0.0E+00
NI- 59	7.0E+05	1.6E+00	-	-	0.0E+00
SE- 79	1.5E+06	4.4E-09	-	-	0.0E+00
RB- 87	1.3E+07	3.2E+00	1.1E+08	1.8E+00	2.5E-16
ZR- 93	7.8E+06	7.4E+02	-	-	0.0E+00
MO- 93	1.0E+05	2.3E-13	-	-	0.0E+00
NB- 94	4.0E+05	7.4E-07	-	-	0.0E+00
TC- 99	6.7E+06	2.9E-14	-	-	0.0E+00
PD-107	1.3E+06	1.6E+05	2.5E+08	3.1E-16	1.9E-33
SN-126	5.0E+05	1.5E+04	-	-	0.0E+00
I-129	1.0E+05	9.4E+02	4.7E+07	8.2E-01	7.5E-16
CS-135	2.2E+07	2.0E-02	7.0E+07	2.7E-11	2.1E-26
SM-147	2.0E+07	4.3E-01	7.6E+10	4.3E-04	2.0E-19
CM-248	6.4E+06	1.2E-13	-	-	0.0E+00
PU-244	5.1E+07	6.2E-05	-	-	0.0E+00
PU-240	4.0E+05	2.1E-56	-	-	0.0E+00
U-236	1.5E+07	7.9E+01	1.6E+08	3.1E-01	2.9E-16
TH-232	4.1E+07	8.1E-02	2.3E+10	3.6E-04	7.1E-16
CM-245	5.0E+05	3.4E-53	-	-	0.0E+00
NP-237	2.2E+07	5.6E-02	-	-	0.0E+00
U-233	2.0E+07	6.9E-01	-	-	0.0E+00
TH-229	2.0E+07	4.2E-01	-	-	0.0E+00
CM-246	3.0E+05	2.3E-65	-	-	0.0E+00
PU-242	6.7E+06	1.5E-07	-	-	0.0E+00
U-238	2.0E+07	5.5E+01	2.0E+08	2.7E+01	2.4E-14
U-234	2.0E+07	5.5E+01	2.0E+08	2.7E+01	2.8E-14
TH-230	2.0E+07	3.3E+01	2.0E+08	2.0E-01	5.3E-15
RA-226	2.0E+07	3.3E+02	2.0E+08	5.6E+08	1.1E-12
PB-210	*	*	2.0E+08	*	2.6E-14
CM-247	3.4E+07	5.1E-04	-	-	0.0E+00
AM-243	5.0E+05	1.4E-67	-	-	0.0E+00
PU-239	1.3E+06	5.8E-33	-	-	0.0E+00
U-235	2.0E+07	3.3E+01	2.0E+08	1.4E+01	1.6E-14
PA-231	2.0E+07	2.5E+01	2.0E+08	3.1E-02	3.4E-15
AC-227	*	*	2.0E+08	*	1.9E-14
Totaal	1.2E+06	1.6E+05	1.9E+08	4.2E+08	1.2E-12



Figuur 14 Het debiet (Bq/jaar) uit de klei voor de ketens in het diffusiescenario



Figuur 15 Het dosistempo bij een intact afdekpakket

In de behandeling van het diffusiescenario is geen rekening gehouden met de gevolgen van ijsbedekking tijdens toekomstige ijstijden. Deze kunnen tussen nu en een miljoen jaar regelmatig plaatsvinden. De ijskap kan een dikte bereiken van enkele kilometers. In Nederland bedraagt de verwachte dikte van de ijskap niet meer dan 1000 meter. In het TRAKTOR-project is onderzocht of het gewicht hiervan de isolatiecapaciteit van de kleiformatie kan beïnvloeden, en wat de consequenties hiervan zijn. Merk op dat deze ijsbedekkingen deel uitmaken van de 'normale' evolutie. Als uit de TRAKTOR-studie blijkt dat de ijsbedekking geen effect heeft op de isolatie van de kleilaag is de analyse van het diffusiescenario representatief voor het normale evolutiescenario.

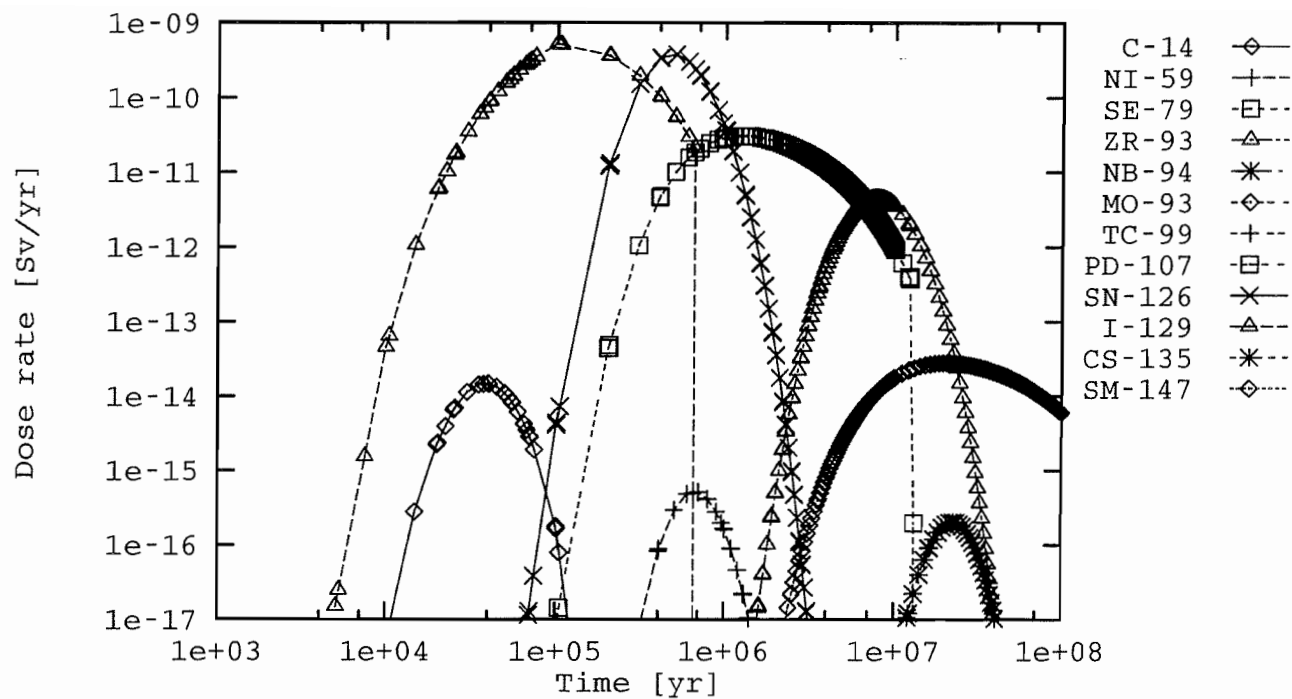
3.5.2 Diffusiescenario met diepe put

Net als in de vorige paragraaf wordt in dit scenario verondersteld dat de nucliden diffunderen door 50 m ongestoorde klei, om vervolgens in een bovenliggende aquifer terecht te komen. Dit debiet uit de klei is reeds gegeven in figuur 13 en figuur 14.

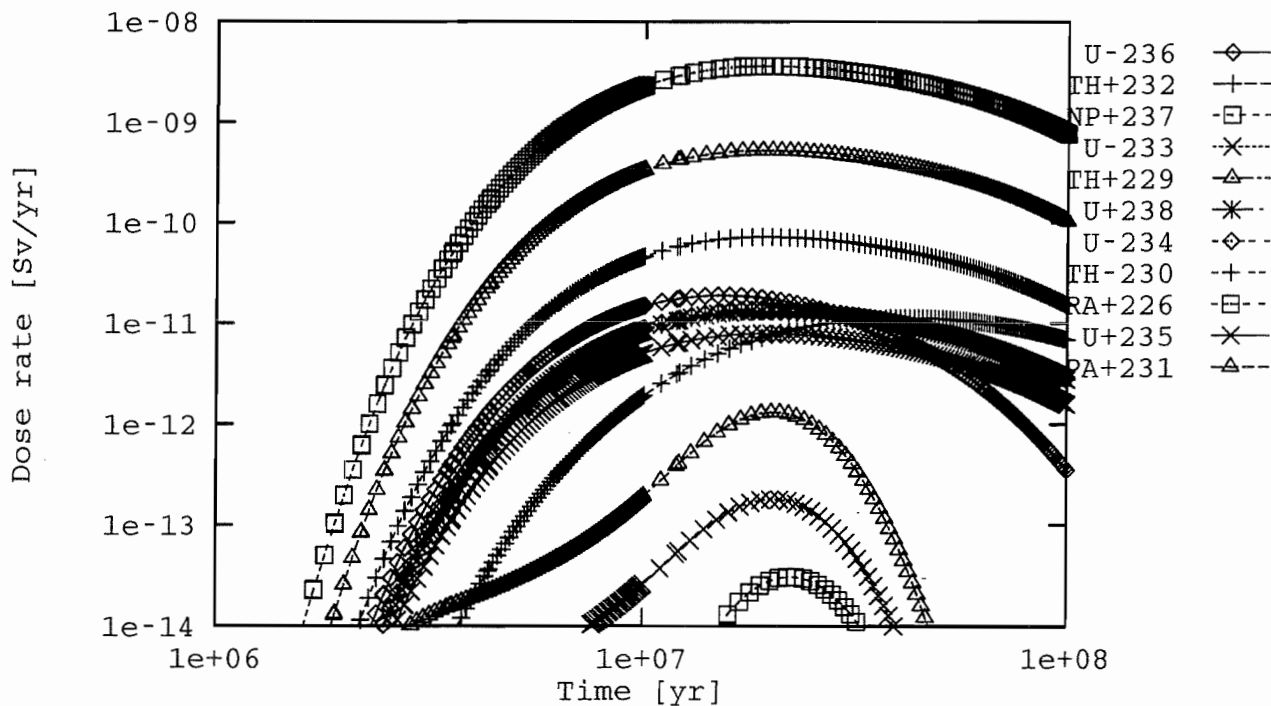
Vervolgens zijn de in paragraaf 3.2.1 beschreven modelaannamen gemaakt en zijn de DCC's van paragraaf 3.3.5 gebruikt. Het resulterende dosistempo is gepresenteerd in figuur 16 en in figuur 17 en in getalswaarde in tabel 9.

Vergelijking met intact afdekpakket

Zoals verwacht zijn de resulterende dosistempi hoger dan bij een intact afdekpakket. De maximale doses treden ook eerder op, doordat het afdekpakket is kortgesloten. Ook in dit scenario geeft Ra-226 de belangrijkste bijdrage: een jaarlijkse dosis van $4 \cdot 10^{-9}$ Sv, na 20 miljoen jaar. De single nucliden geven hun maximale dosis weer eerder. De voornaamsten zijn I-129 met een maximaal dosistempo van $5 \cdot 10^{-10}$ Sv per jaar na 10^5 (honderdduizend) jaar en Sn-126 met $4 \cdot 10^{-10}$ Sv/jaar na $5 \cdot 10^5$ jaar.



Figuur 16 Het dosistempo van de single nucliden bij een diepe put



Figuur 17 Het dosistempo van de ketens bij een diepe put

Tabel 9 Maxima voor het diffusiescenario met een diepe put

Nuclide	tijd jaar	Debiet Bq/jaar	Dosistempo Sv/jaar
C-14	4.0E+04	5.1E+00	1.5E-14
NI-59	7.0E+05	1.6E+00	5.1E-16
SE-79	1.5E+06	4.4E-09	6.5E-23
RB-87	1.3E+07	3.2E+00	nb
ZR-93	7.8E+06	7.4E+02	4.5E-12
NB-94	4.0E+05	7.4E-07	6.3E-21
MO-93	1.0E+05	2.3E-13	2.9E-28
TC-99	6.7E+06	2.9E-14	9.1E-29
PD-107	1.3E+06	1.6E+05	3.1E-11
SN-126	5.0E+05	1.5E+04	3.8E-10
I-129	1.0E+05	9.4E+02	5.2E-10
CS-135	2.2E+07	2.0E-02	2.0E-16
SM-147	2.0E+07	4.3E-01	2.8E-14
PU+244	5.1E+07	6.2E-05	nb
PU-242	6.7E+06	1.4E-07	1.7E-19
CM-248	6.4E+06	1.2E-13	nb
CM-246	3.0E+05	2.3E-65	2.5E-77
CM+247	3.4E+07	5.1E-04	nb
PU-240	4.0E+05	2.1E-56	2.7E-68
U-236	1.5E+07	7.9E+01	1.9E-11
TH+232	4.1E+07	8.1E-02	1.1E-11
CM+245	5.0E+05	3.4E-53	3.7E-65
NP+237	2.2E+07	5.6E-02	3.1E-14
U-233	2.0E+07	6.9E-01	1.8E-13
TH+229	2.0E+07	4.2E-01	1.3E-12
U+238	2.0E+07	5.5E+01	1.3E-11
U-234	2.0E+07	5.5E+01	1.4E-11
TH-230	2.0E+07	3.3E+01	7.2E-11
RA+226	2.0E+07	3.3E+02	3.6E-09
AM+243	5.0E+05	1.4E-67	1.4E-79
PU-239	1.3E+06	5.8E-33	7.6E-45
U+235	2.0E+07	3.3E+01	7.9E-12
PA+231	2.0E+07	2.5E+01	5.2E-10
Totaal	1.2E+06	1.6E+05	-
Totaal	2.0E+07	-	4.3E-09

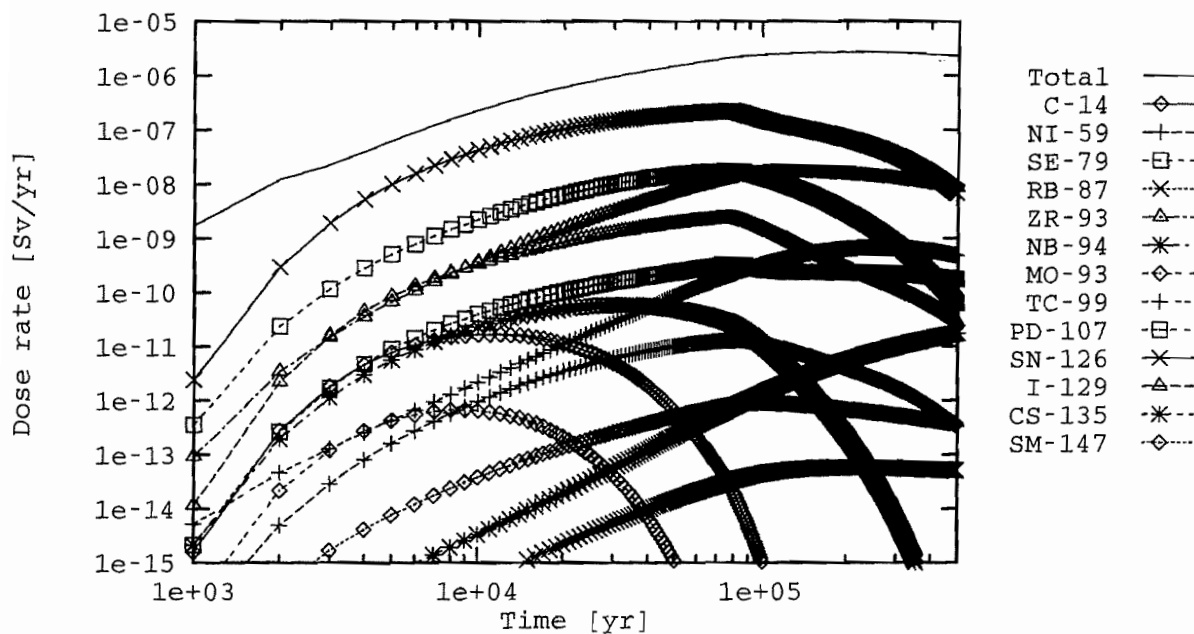
nb = niet berekend

3.5.3 Verwaarlozingsscenario

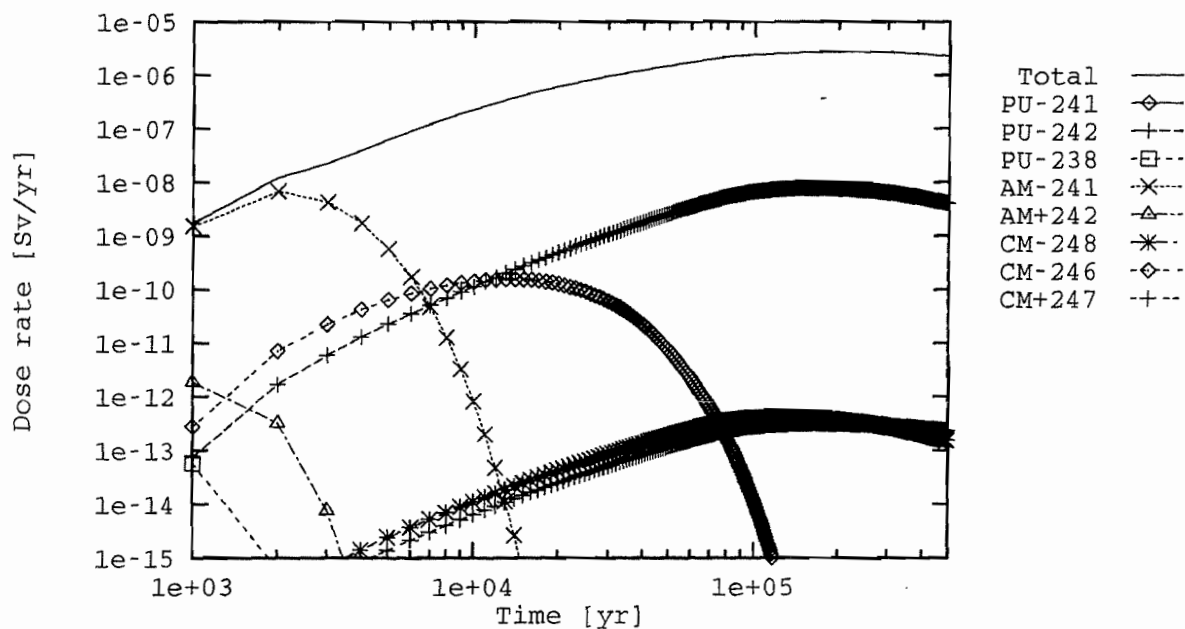
De nucliden kunnen in het verwaarlozingsscenario langs twee paden het afdekpakket bereiken: (1) door verticale diffusie door de kleilaag en (2) door transport door de ondergelopen galerijen en schachten. Het transport door verticale diffusie in het verwaarlozingsscenario is altijd kleiner of gelijk aan dat transport in het diffusiescenario. Conservatief is verondersteld dat dit transport gelijk is aan het transport berekend voor het diffusiescenario (paragraaf 3.5.2). Bovendien is verondersteld dat het transport langs deze twee verschillende paden uitkomt in dezelfde aquifer, waarin een waterput geslagen is. De doses in dit scenario bestaan dus uit twee componenten de doses berekend voor het diffusiescenario met diepe put, plus de doses die een gevolg zijn van het transport via de ondergelopen galerijen naar deze put. Verder is verondersteld dat de nucliden van alle 300 containers een identieke route volgen.

Het met PORFLOW berekende nuclidendebiet is, evenals in het diffusiescenario met diepe put, verdund met 10^5 m^3 water per jaar (van een aquifer die de schacht of put doorstroomt) en er wordt weer een individu beschouwd dat 0.5 m^3 per jaar drinkt van dit water. Omdat transporttijden nu korter zijn, zijn een aantal nucliden beschouwd die vanwege hun relatief korte halveringstijd in voorgaande scenario's buiten beschouwing konden worden gelaten. Dit zijn voornamelijk transuranen, die hier als single nucliden zijn beschouwd. De omzetting naar dochternucliden zit al verwerkt in de gemodelleerde inventaris van die dochternucliden.

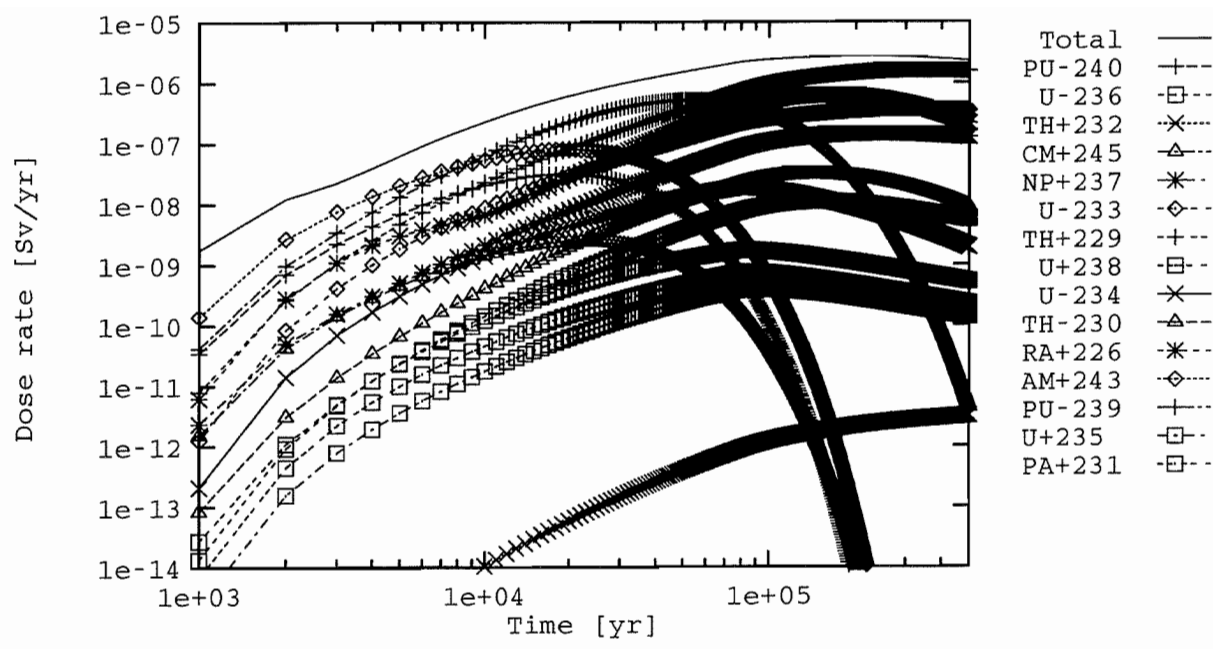
De resultaten voor de uiteindelijke dosis in de tijd zijn gegeven in de onderstaande drie figuren, figuur 18, figuur 19 en figuur 20. Deze doses zijn het gevolg van de inventaris van alle 300 containers gesommeerd. De berekende maxima zijn gepresenteerd in tabel 10. In deze tabel staan de maximale debieten die met PORFLOW berekend zijn en de bijbehorende dosistempi. De resulterende dosistempi zijn beduidend hoger dan bij het diffusiescenario. De maximale doses treden ook eerder op, doordat het afdekpakket en de 50 m klei zijn kortgesloten. In dit scenario komt de belangrijkste bijdrage van Th-229: een jaarlijkse dosis van $2 \mu\text{Sv}$, na $3.5 \cdot 10^5$ jaar. Het maximum ten gevolge van alle nucliden samen treedt eerder op: $3 \mu\text{Sv}$ per jaar na tweehonderdduizend jaar.



Figuur 18 Het extra dosistempo van de single nucliden in het verwaarlozingsscenario



Figuur 19 Het extra dosistempo van transuranen in het verwaarlozingsscenario



Figuur 20 Het extra dosistempo van ketens in het verwaarlozingsscenario

Tabel 10 Maxima voor het verwaarlozingsscenario

Nuclide	tijd jaar	Debiet Bq/jaar	Dosistempo Sv/jaar
C-14	1.1E+04	5.8E+03	1.7E-11
NI-59	8.0E+04	4.1E+04	1.3E-11
SE-79	7.7E+04	1.2E+06	1.7E-08
RB-87	2.2E+05	8.9E+00	5.8E-14
ZR-93	1.3E+05	2.6E+06	1.6E-08
NB-94	3.2E+04	6.8E+03	5.8E-11
MO-93	9.0E+03	5.2E+02	6.7E-13
TC-99	2.6E+05	2.1E+05	6.8E-10
PD-107	7.9E+04	1.7E+06	3.3E-210
SN-126	7.7E+04	8.9E+06	2.2E-07
I-129	7.7E+04	4.2E+03	2.3E-09
CS-135	1.4E+06	2.8E+03	2.8E-11
SM-147	9.5E+04	1.4E+01	9.1E-13
PU+244	2.5E+05	1.8E-03	4.4E-15
PU-241	1.0E+03	1.9E-15	4.5E-29
PU-242	1.6E+05	6.5E+03	7.8E-09
PU-238	9.0E+02	5.2E-02	6.2E-14
AM-241	2.0E+03	6.7E+03	6.7E-09
AM+242m	1.1E+03	7.2E-01	2.0E-12
CM-248	1.2E+05	3.8E-02	4.2E-13
CM-244	1.0E+03	2.0E-11	3.2E-23
CM-246	1.3E+04	1.4E+02	1.6E-10
CM+247	1.7E+05	1.2E-01	3.1E-13
PU-240	1.9E+04	2.4E+04	3.1E-08
U-236	8.4E+04	7.3E+03	1.8E-09
TH+232	5.0E+05	2.3E-02	3.2E-12
CM+245	2.2E+04	2.2E+03	2.4E-09
NP+237	2.4E+05	2.7E+05	1.5E-07
U-233	3.2E+05	1.4E+06	3.7E-07
TH+229	3.5E+05	5.2E+05	1.6E-06
U+238	8.5E+04	3.2E+03	7.6E-10
U-234	8.2E+04	7.6E+04	1.9E-08
TH-230	1.4E+05	1.4E+04	3.0E-08
RA+226	1.6E+05	5.7E+04	6.3E-07
AM+243	2.0E+04	8.1E+04	8.1E-08
PU-239	5.4E+04	4.0E+05	5.2E-07
U+235	9.1E+04	1.6E+03	4.0E-10
PA+231	1.5E+05	5.3E+02	1.1E-08
Totaal	7.8E+04	1.6E+07	
Totaal	2.2E+05		2.7E-06

Vergelijking met het diffusiescenario

Wanneer een vergelijking wordt gemaakt tussen de verschillende scenario's valt het vooral op dat het verwaarlozingsscenario leidt tot de grootste dosistempi. Een ondergelopen galerij geeft dus een preferent diffusiepad. Verder is te zien dat andere nucliden een belangrijke rol spelen bij het verwaarlozingsscenario. Dat is te begrijpen wanneer bijvoorbeeld naar I-129 wordt gekeken. Deze nuclide is in voorgaande scenario's dominant, omdat de retentie gelijk is aan 1. Klei fungeert voor een dergelijke retentieloze nuclide dus als een minder goede isolator en I-129 ervaart daarom een ondergelopen galerij in mindere mate als een preferente route. Een nuclide als Sn-126 wordt daarentegen wel geretardeerd aan de klei ($R=20$) en de dosis die ten gevolge van Sn-126 gevonden wordt is in het verwaarlozingsscenario dan ook beduidend hoger.

Uit de berekeningsresultaten kan dus opgemaakt worden dat de aanwezigheid van de klei rond de (ingestorte) galerijen nog steeds een duidelijk remmende invloed heeft op de diffusie door de galerijen. Om deze conclusie te onderbouwen zijn ook berekeningen uitgevoerd (gerapporteerd in een werkrapport) waarbij verondersteld is dat er een hypothetische wand is rond de ondergelopen galerijen, die volledig isoleert. Hierdoor kan het opgeloste afval niet vanuit de ondergelopen galerij naar de klei in diffunderen. Bij deze berekeningen verliep de diffusie inderdaad aanzienlijk sneller, en bereikten grotere hoeveelheden afval het schachtengebied.

3.6 Aanbevelingen

De aanbevelingen die naar aanleiding van dit onderzoek gegeven worden zijn onderverdeeld in drie categorieën. Als eerste kunnen er kanttekeningen bij de huidige modellering geplaatst worden en kunnen de modellen verbeterd worden. Als tweede kunnen er extra scenario's worden onderzocht en als derde en laatste categorie worden aanbevelingen suggesties gegeven voor verbetering van het TRUCKII-mijnontwerp.

3.6.1 De modellen

De voornaamste aanbeveling die gedaan wordt voor verbetering van de huidige modellen is het modelleren van stroming door een ondergelopen galerij, zowel volledige doorstroming als circulatiestromingen, die veroorzaakt kunnen worden door dichtheidsverschillen of door aandrijving door een nabijgelegen U-stroming. Er dient dan goed bepaald te worden wat maximale stroomsnelheden kunnen zijn. Als model kan gekozen worden voor een galerij met geïsoleerde wanden of een galerij die in direct contact staat met de kleiwand, wat dan model staat voor een ondergelopen (en gedeeltelijk samengedrukte) galerij met restanten van het mijngebouw.

3.6.2 Extra scenario's

Uit de resultaten van de huidige studie is af te leiden dat de maximale collectieve dosis (zie paragraaf 4.8.2 voor een beschrijving van deze grootheid) wanneer de kleilaag intact blijft (en verder transport naar een individu volledig is kortgesloten) ongeveer 10^{-3} mens·Sv per jaar bedraagt, waaruit blijkt dat vooral de kleilaag een erg goede isolerende werking heeft. Het is

daarom voorlopig niet zinvol om extra scenario's te definiëren voor het bovenliggende afdekpakket.

Voor het huidige diffusiescenario wordt momenteel in het TRAKTOR project onderzocht wat de gevolgen van herhaaldelijke ijsbedekkingen zijn. Door het gewicht van de ijskap ontstaan extreem grote drukken in de bodem, waardoor nucliden mogelijk versneld uit de kleilaag kunnen ontsnappen. De resultaten van deze studie zijn op dit moment nog niet bekend.

Ook zijn extreme scenario's denkbaar, bijvoorbeeld dat de klei van het opbergingsveld op een zeker tijdstip als delfstof wordt gebruikt. Voor het definiëren en het rekenen aan nieuwe scenario's zal echter een afweging gemaakt moeten worden op grond van de waarschijnlijkheid waarmee een scenario op zal treden.

Voor de stand van zaken rond methodes om nieuwe scenario's te ontwikkelen wordt verwezen naar paragraaf 2.5.

3.6.3 Ontwerp-verbeteringen:

Op grond van de resultaten van dit METRO-onderzoek en bevindingen uit andere projecten [2,10] worden tenslotte enige aanbevelingen gegeven voor het ontwerp en de afdichting van de opbergmijn:

- De opbergcel dient goed te worden afgedicht, met absorberend materiaal dat niet verschuift of "uitgedrukt" wordt. Zo moet de barrière van container naar (restanten van een) galerij zo impermeabel mogelijk gemaakt worden.
- Het mijngebouw dient dusdanig ontworpen te worden dat de weerstand voor doorstroming van de galerijen met opbergcellen zo hoog mogelijk is. Een voorbeeld is gegeven in figuur 39, waarin doorstroming bemoeilijkt wordt indien er een drukverschil over beide schachten staat. Ook doodlopende galerijen kunnen hier een flinke verbetering betekenen.
- Bij de constructie van de galerijen wordt het aanbevolen om adsorberend materiaal te gebruiken, zodat nucliden niet door geïsoleerde galerijen met zuiver water kunnen migreren, maar een binding houden met het vaste materiaal en de klei.

Indien er gekozen wordt voor een locatie voor opberging in een kleilaag wordt aanbevolen om deze klei te onderzoeken en te vergelijken met de Boomse klei, omdat voor deze studie de eigenschappen van Boomse klei zijn gebruikt.

3.7 Conclusie

In het TRUCK-II project [6] is een conceptontwerp ontwikkeld voor een opbergingsfaciliteit in slecht-doorlatende klei, als een van de alternatieven voor een opberging in een steenzoutformatie. Een belangrijke vraag is of zo'n faciliteit het daarin opgeborgen afval voldoende lang van het leefmilieu kan isoleren. Verkennende analyses in dit hoofdstuk (betreffende met name het diffusiescenario) laten zien dat de ongestoorde kleilaag hier toe in staat is. Dit resultaat wordt ondersteund door de uitvoerige onderzoeken verricht door het SCK-CEN [7,8] betreffende een

geplande opbergfaciteit in de Boomse kleilaag in de buurt van de plaats Mol. Het effect van ijsbedekkingen, die in Nederland tijdens ijstijden kunnen optreden, wordt op dit moment onderzocht in de TRAKTOR-studie. Het eindrapport van deze studie is echter nog niet beschikbaar.

Een belangrijk verschil tussen het TRUCK-II ontwerp en het Belgische conceptontwerp is dat het TRUCK-II ontwerp voorziet in langdurige terughaalbaarheid van het afval. Hiervoor is het nodig om de TRUCK-II faciliteit voor lange tijd open en toegankelijk te houden. Zolang de faciliteit operationeel is bestaat er een kans dat de faciliteit niet volgens de oorspronkelijke planning afgesloten en verzegeld zal worden. Oorzaken hiervan kunnen bijvoorbeeld zijn: een plotse omslag in de maatschappelijke omstandigheden, waardoor men niet meer in staat is de faciliteit naar behoren te onderhouden, of een groot mijnbouwongeval, of een combinatie van beide (verminderd onderhoud door economische achteruitgang maakt de kans op zo'n ongeval groter). De consequenties van zo'n scenario waren nog niet eerder geanalyseerd.

In geval van verwaarlozing van de faciliteit bestaat er geen onmiddellijk gevaar. De containers met kernspijtingsafval liggen in speciaal daarvoor ontworpen opbergcellen, die geen onderhoud nodig hebben. Op de lange termijn (honderden jaren) kunnen deze opbergcellen lekkages gaan vertonen ten gevolge van corrosie. Het afval komt dan in contact met grondwater, waarbij een deel van het afval oplost. Tot hier is de situatie nog sterk vergelijkbaar met de ontwikkeling in het diffusiescenario. Echter, was in het diffusiescenario diffusie door de kleilaag de enige weg waarlangs het afval een watervoerende laag kon bereiken, in dit 'verwaarlozingsscenario' kunnen de galerijen en schachten een preferente route vormen. Om het opgeloste afval te kunnen transporteren moeten deze galerijen en schachten onder water staan. Echter, in het geval van verwaarlozing is onderlopen van de mijn binnen een termijn van honderden jaren bijzonder waarschijnlijk. Via de ondergelopen galerijen en schachten kan het opgeloste afval een watervoerende laag in de bodem bereiken, waarna het het leefmilieu kan bereiken, bijvoorbeeld doordat in de toekomst een waterput geslagen wordt tot in de betreffende watervoerende laag.

In het METRO-project zijn modellen ontwikkeld om het transport door de ondergelopen galerijen te analyseren. Hierbij worden twee typen van transport onderscheiden:

1. Transport door stromingen door restanten van de galerijen en schachten in de ondergelopen mijn.
2. Transport door diffusie door restanten van de galerijen en schachten in de ondergelopen mijn.

Het tweede transporttype, diffusie, is alleen relevant in een mijnsectie waar (vrijwel) geen doorstroming is. In het METRO-project is een gedetailleerd model ontwikkeld om het diffusief transport door zo'n sectie te berekenen. Er zijn echter geen geavanceerde modellen ontwikkeld voor transport door stromingen in de mijnrestanten, omdat de volgende problemen niet binnen het METRO-project opgelost konden worden:

- De drijvende krachten voor stromingen zijn onvoldoende in kaart gebracht. Hierbij spelen minstens de volgende factoren een rol: het onderlopen van de mijn vindt waarschijnlijk plaats door lekkage van de schachten op plaatsen waar de schachten een watervoerende laag

doorsnijden. De hydrostatische drukken in de watervoerende lagen ter plekke van de lekkage kunnen als drijvende kracht voor de doorstroming van de mijnrestanten fungeren. Een andere oorzaak van stroming kan de warmteproductie van het kernsplijtingsafval zijn.

- De doorstroming van gegeven secties hangt af van het ontwerp van het galerijenstelsel. Feitelijk kan er in het ontwerp naar gestreefd worden om de doorstroming van de opbergsecties in de mijn te minimaliseren. In het TRUCK-II project zijn deze overwegingen niet meegenomen in het ontwerp.
- het doorstromingspatroon wordt sterk beïnvloed door instorting van (delen van) galerijen. Het is echter niet bekend hoelang de galerijondersteuning standhouden bij verwaarlozing van de faciliteit.

Om toch enkele verkennende berekeningen uit te kunnen voeren zijn enkele pragmatische aannames gebruikt:

- Verondersteld is dat de mijn gemodelleerd kan worden met twee secties: een 'schachtengebied' waarin het transport gedomineerd wordt door doorstroming en een 'opslaggebied', waar door combinatie van instortingen en het ontwerp van het galerijenstelsel het transport gedomineerd wordt door diffusie. Het opgeloste afval moet dan eerst door (langzame) diffusie door het opslaggebied het schachtengebied bereiken, en kan dan door doorstroming een watervoerende laag in de bodem bereiken.
- In het opslaggebied bestaan de galerijrestanten uit grote stukken beton en volumes met stilstaand water. Verondersteld is dat in het hele volume waar zich oorspronkelijk de galerij bevond, zich geen Boomse klei bevindt. Dit heeft tot gevolg dat in dit volume de diffusie minder geremd wordt door de retentie-eigenschappen van de Boomse klei.
- Verondersteld is dat de lengte van het transportpad door het opslaggebied 50 m is.
- Verondersteld is dat het transport door het schachtengebied vanwege de doorstroming veel sneller is dan door het opslaggebied. In de berekeningen mag dan verondersteld worden, dat het afval dat door diffusie het schachtengebied bereikt heeft, onmiddellijk daarna de watervoerende laag bereikt.

De meest kritieke aanname is de veronderstelling dat er een gebied is rond het opgeslagen afval dat niet doorstroomd wordt. De indruk bestaat dat, wanneer er wel doorstroming optreedt van het opslaggebied, de consequenties van verwaarlozing te ernstig kunnen zijn. Wanneer deze indruk terecht is, moet het ontstaan van zo'n doorstromingsloos gebied als ontwerpeis opgevat worden, m.a.w. het gangenstelsel moet zo ontworpen worden dat er, in geval van verwaarlozing, in het opslaggebied geen doorstroming kan ontstaan.

Uit de berekeningsresultaten kon opgemaakt worden dat de aanwezigheid van de klei rond de (ingestorte) galerijen nog steeds een duidelijk remmende invloed heeft op de diffusie door de galerijen. Om deze conclusie te onderbouwen zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij verondersteld is dat er een hypothetische wand is rond de ondergelopen galerijen, die volledig isoleert. Hierdoor kan het opgeloste afval niet vanuit de ondergelopen galerij naar de klei in diffunderen. Bij deze berekeningen verliep de diffusie inderdaad aanzienlijk sneller, en bereikten grotere hoeveelheden afval het schachtengebied. Dit remmende effect van de klei zal ook optreden

in het doorstromingsgebied. Echter, de effectiviteit van de klei hangt dan af van de stroomsnelheid: bij een grotere stroomsnelheid zal de effectiviteit minder zijn.

De maximaal berekende blootstellingen voor de onderzochte scenario's zijn:

- $1.2 \cdot 10^{-12}$ Sv/jaar na $1.9 \cdot 10^8$ jaar voor het diffusiescenario met intact afdekpakket;
- $4.3 \cdot 10^{-9}$ Sv/jaar na $2.0 \cdot 10^7$ jaar voor het diffusiescenario met diepe put;
- $2.7 \cdot 10^{-6}$ Sv/jaar na $2.2 \cdot 10^5$ jaar voor het verwaarlozingsscenario.

Wanneer deze doses vergeleken worden met de jaarlijkse dosis van 2 mSv ten gevolge van natuurlijke achtergrondstraling in Nederland, dan valt op dat de berekende doses veel lager zijn. Echter, een belangrijke kanttekening bij deze resultaten is dat verwacht moet worden, op basis van de EVEREST studie [7], dat de onzekerheid in deze getallen enorm groot is. Bovendien bevat de analyse van het verwaarlozingsscenario een aantal zeer pragmatische aannames, die nader onderzocht moeten worden.

4 Opberging in steenzout

In dit hoofdstuk worden de modellen voor de analyse van het verwaarlozingsscenario besproken, en worden de resultaten van enkele verkennende berekeningen gepresenteerd. De eerstvolgende twee paragrafen geven een beschrijving van het METRO-I concept voor opberging in een steenzoutformatie, en een beschrijving van het verwaarlozingsscenario. Paragraaf 4.3 beschrijft het model van de faciliteit dat gebruikt is voor de berekeningen.

In de paragrafen daarna worden de benodigde modellen voor de analyse van het verwaarlozingsscenario besproken. De bespreking van de modellen wordt afgewisseld met presentaties van berekeningsresultaten die de uitwerking van het model weergeven.

In paragrafen 4.4 t/m 4.6 wordt het 'fail safe' gedrag van de faciliteit besproken. Het 'fail safe' gedrag berust op drie processen: (1) convergentie van het steenzout, (2) compactie van de materialen in de faciliteit en (3) het impermeabel worden van pluggen (of opvulmateriaal) door de compactie. Convergentie en compactie zijn uitvoerig behandeld in PROSA [4]; deze modellen en het gebruik in de METRO-studie worden kort samengevat in paragraaf 4.4. Voor het impermeabel worden van compacterend zout is een nieuw model geïntroduceerd: het percolatiemodel. Dit model wordt behandeld in paragraaf 4.5. In paragraaf 4.6 worden de resultaten van verkennende berekeningen gegeven. Deze resultaten geven aan hoe en wanneer de faciliteit een veilige toestand bereikt in het verwaarlozingsscenario.

In de periode tussen de start van het verwaarlozingsscenario en het moment waarop het afval volledig geïsoleerd wordt (door het impermeabel worden van één van de barrières) kan een deel van het afval ontsnappen uit de faciliteit, en het leefmilieu bereiken. De modellen die gebruikt zijn voor het migratie van het afval vanuit de opbergcellen naar het grondwater zijn beschreven in paragraaf 4.7. De resultaten van enkele verkennende berekeningen betreffende de migratie van het afval en de gevolgen voor de mens zijn gegeven in paragraaf 4.8.

In paragraaf 4.9 worden de verschillen besproken met de eerder uitgevoerde studies OPLA/1 en PROSA, en in paragraaf 4.10 wordt dit hoofdstuk besloten met enkele conclusies.

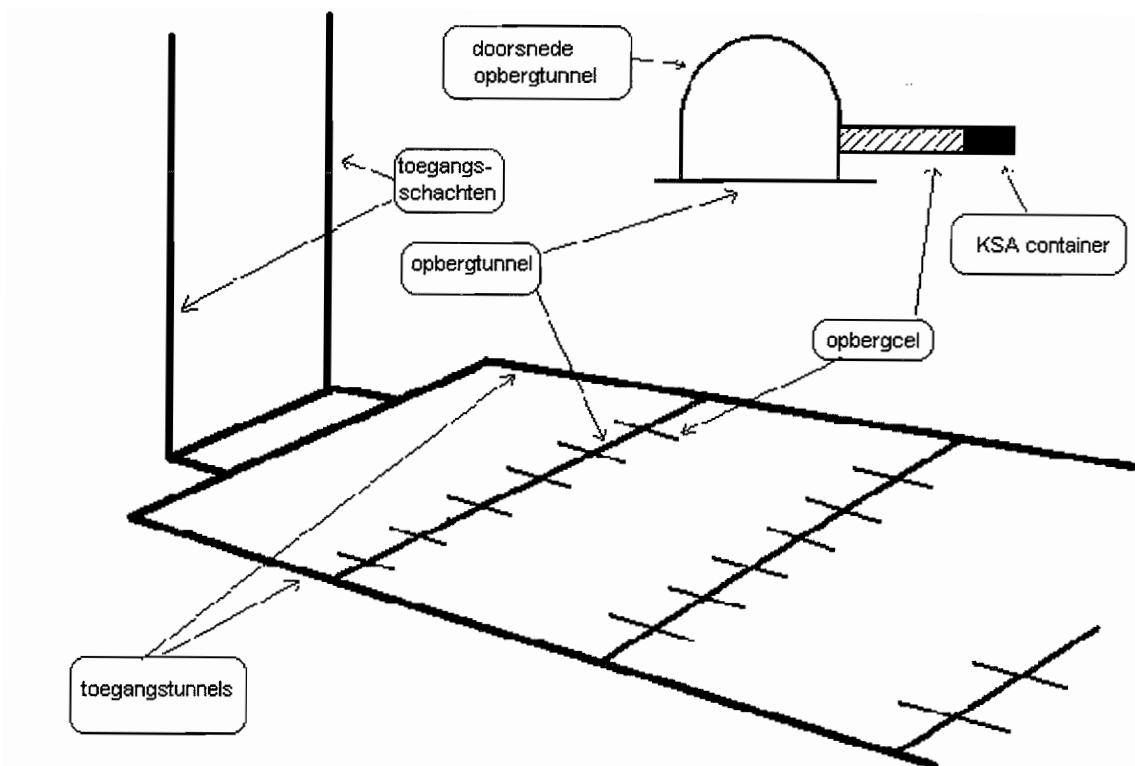
4.1 Het METRO-I concept voor opberging in steenzout

Steenzout kan een geschikt gastgesteente voor een opbergingsfaciliteit zijn omdat:

- zoutformaties vaak in geologisch stabiele gebieden liggen;
- er bij de zoutformaties (bijna) geen grondwaterstroming is die radionucliden uit het opgeborgen afval naar het oppervlak kan voeren, in dat geval zou immers de zoutformatie zelf al opgelost zijn;
- het een zeer lage permeabiliteit heeft en droog is, zodat het een hydraulische barrière is;
- het mechanisch zeer stabiel is, zodat het uitgraven van gangen en dergelijke relatief eenvoudig is;
- het een goede thermische geleiding heeft, zodat eventuele vervalwarmte van het afval goed afgevoerd wordt;
- het chemisch inert is, zelfs bij hoge temperatuur;
- het visceus is vergeleken met andere gesteente-types, waardoor het een zelf-herstellend vermogen heeft. Zelfs de uitgravingen om de opberging mogelijk te maken vloeien langzaam dicht, zodat het afval uiteindelijk geïsoleerd wordt van de omgeving.

Zoutformaties bevatten naast steenzout (haliet: NaCl) in mindere mate ook andere zouten: gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), anhydriet (CaSO_4), sylviet (potash: KCl), en karnaliet ($\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Zoutkoepels bevatten vaak een kern van zuiver steenzout die geschikt kan zijn als gastgesteente. In de buitenkant van de zoutformaties kunnen voornamelijk door anhydriet banken (grote blokvormige structuren) waterstromingen ontstaan, omdat het anhydriet een tamelijk hard materiaal is waarin breuken kunnen ontstaan. Bij contact met water wordt anhydriet omgezet in gips.

Figuur 21 geeft een schematische weergave van het METRO-I ontwerp voor de opbergfaciliteit.



Figuur 21 Schematische weergave van de opbergfaciliteit in steenzout (METRO-I ontwerp)

In het METRO-I rapport [2] is beschreven hoe de containers geplaatst worden en weer teruggehaald kunnen worden. De implementatie van langdurige terughaalbaarheid heeft twee ontwerpaspecten:

1. De 'mijncompartimenten' waarin de container met radioactief afval opgeborgen zijn, de zgn. opbergcellen, moeten zo ontworpen zijn dat de container relatief gemakkelijk teruggehaald kan worden. De terughaaloperatie moet technisch gezien niet (veel) complexer zijn dan het plaatsen van de container in de opbergcel.
2. De schachten en het ondergrondse netwerk van galerijen kan niet afgesloten worden zolang de wens bestaat om het afval relatief gemakkelijk te kunnen terughalen. Wanneer de galerijen en schachten nagevuld en verzegeld worden, kan het afval alleen nog teruggehaald worden door een nieuwe mijn te bouwen.

Bij het METRO-I concept is het ondergronds opbergen van afval een langdurige operatie die in een aantal fasen plaatsvindt. De overgang van de ene fase naar de andere kan naar believen uitgesteld worden. De beslissing om de opbergfaciliteit met daarin het opgeborgen afval af te sluiten hoeft pas genomen te worden wanneer er voldoende vertrouwen is in de gekozen opbergoptie.

Het aanleggen van de mijn, het plaatsen van het afval in de mijn en het deugdelijk afsluiten van de mijn duurt minstens ongeveer 5 jaar. In een periode van 5 jaar is de kans klein dat, bijvoorbeeld door sterk veranderde maatschappelijke omstandigheden, de opbergoperatie plotseling gestaakt wordt, en de mijn verwaarloosd wordt. Echter, naarmate de periode waarin de mijn in gebruik is (de operationele fase) langer duurt, wordt de kans op verwaarlozing groter. Door het gefaseerde beslis-traject in het METRO-I concept kan deze operationele fase zeer lang duren (een veelvoud van 25 jaar). Het is daarom van belang om te onderzoeken wat de gevolgen zijn van een verwaarlozing van de faciliteit tijdens de operationele fase, en zonodig het ontwerp aan te passen om de nadelige gevolgen van verwaarlozing te verminderen.

4.2 Het verwaarlozingsscenario voor opberging in zout

In het verwaarlozingsscenario wordt verondersteld dat op een gegeven moment in de toekomst het onderhoud aan de nog open faciliteit gestaakt wordt, om welke reden dan ook. De schachten doorsnijden waarschijnlijk meerdere watervoerende lagen. De afdichtingen in de schachtwanden zijn niet volledig waterdicht, en zullen zonder onderhoud na verloop van tijd steeds meer water doorlaten. Hierdoor zal het mijngebouw vollopen met water.

In de PROSA-studie zijn de gevolgen van onderlopen van de faciliteit nadat deze afgesloten is, onderzocht. Verondersteld werd dat de mijn onderliep via een onopgemerkte anhydriet-ader. Bij het sluiten van de faciliteit worden op meerdere plaatsen waterwerende dammen en constructies aangebracht in het mijngebouw, die van invloed zijn op het precieze verloop van dit PROSA-scenario. In het verwaarlozingsscenario zijn deze constructies niet aanwezig.

Wanneer de faciliteit ondergelopen is, is de hydrostatische druk van de pekels ongeveer 10 MPa. (de diepte van de mijn is 800 m). Door deze hoge druk en de langdurige inwerking (duizenden jaren) zal de pekels ook doordringen in die compartimenten van de faciliteit waar het afval opgeborgen is. Na verloop van tijd zal een deel van het afval oplossen in de pekels.

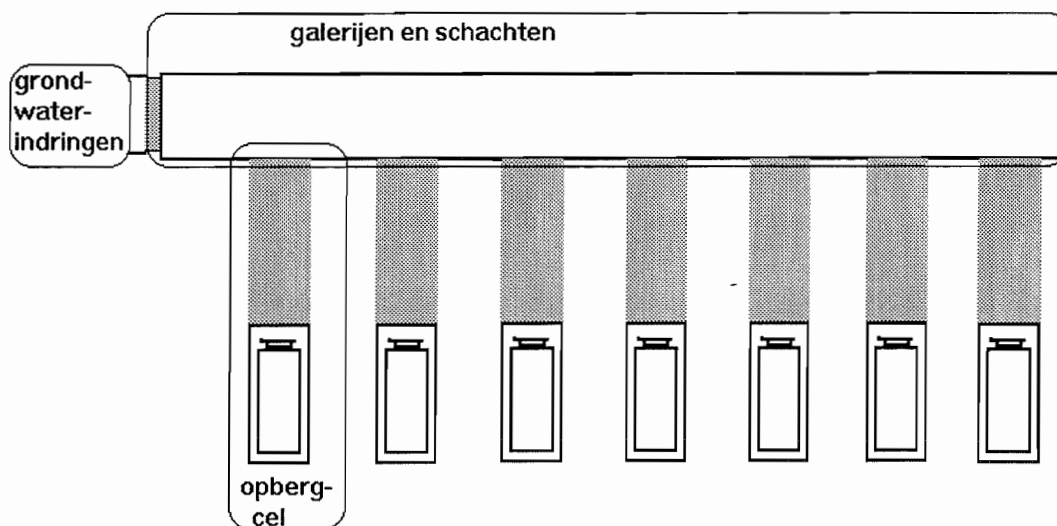
De druk in het gesteente, waardoor het zoutgesteente omgeven is, is op een diepte van 800 m ongeveer 20 MPa (200 atmosfeer). De druk in de mijn zelf is atmosferisch, en na navullen iets hoger (afhankelijk van de druk waarmee de navulling in de mijn geperst is). Onder dit grote drukverschil gaat het steenzout vervormen (kruip), waardoor het mijnvolume kleiner wordt. Dit proces heet convergentie. De navulling in de mijn wordt daardoor samengedrukt, waardoor het een tegendruk gaat geven. Dit proces heet compactie.

De snelheid waarmee de wand van een uitgegraven holte zich verplaatst (en de holte dus kleiner wordt) bedraagt, zonder navulling, initieel enkele mm (galerijen) tot tientallen cm (zeer grote 'kamers') per jaar. Door de convergentie-compactie wordt de pekels als het ware uit de mijn "geknepen". Hierbij kiest de pekels de weg van de minste weerstand: dat zijn de al dan niet nagevulde mijngangen.

Door de convergentie van het steenzout wordt de pekkel dus uitgeperst, en daarmee ook het deel van het afval dat is opgelost in de pekkel. De pekkel, met het daarin opgeloste afval, wordt opgenomen in de grondwaterstromingen. Via de grondwaterstroming bereikt het afval het oppervlaktewater. Het afval kan dan binnendringen in de voedselketen, waardoor individuen blootgesteld kunnen worden aan het afval.

4.3 Model van de faciliteit

Om berekeningen met EMOS [18] uit te kunnen voeren aan het verwaarlozingsscenario is een 'rekenkundig' model van het METRO-I ontwerp gemaakt. In EMOS wordt de faciliteit beschreven met behulp van een aantal standaard-bouwstenen, zgn. compartimenten. Figuur 22 toont het model van de faciliteit dat gebruikt is voor de berekeningen. Het model bestaat uit 301 compartimenten: 300 compartimenten waarmee de 300 opbergcellen gemodelleerd wordt, en één compartiment waarmee de galerijen en de schachten gemodelleerd worden. Om de 300 opbergcellen in de METRO-I [2] faciliteit te modelleren, worden 300 identieke opbergcel-compartimenten aangesloten op het galerijen/schachten compartiment.



Figuur 22 Model van de METRO-I faciliteit

Elk compartiment in EMOS bestaat uit twee onderdelen: een volume en een afsluiting. In het opbergcel-compartiment biedt het 'volume' ruimte voor de COGEMA container met verglaasd afval. De 'afsluiting' representeert de drie zoutpluggen waarmee elke opbergcel afgesloten is. In het galerijen/schachten compartiment wordt met het 'volume' de open ruimte van de galerijen en werkplaatsen e.d. gemodelleerd. De 'afsluiting' representeert beide schachten. Aangenomen is dat door de waterinbreuk de schachten volgestort worden met zand. Het zand laat het water goed door, en andere materialen zullen de schachten dan niet afsluiten.

4.4 'Fail safe' eigenschappen van de faciliteit

Een belangrijke vraag is of en hoe de faciliteit evolueert naar een veilige toestand in geval van verwaarlozing. De analyse hiervan is beschreven in paragraaf 4.4, 4.5 en 4.6. Drie processen spelen een rol: (1) convergentie van het steenzout, (2) compactie van de materialen in de faciliteit en (3) het impermeabel worden van pluggen (of opvulmateriaal) door de compactie. Convergentie en compactie zijn uitvoerig behandeld in PROSA [4]; deze modellen en het gebruik in de METRO-studie worden kort samengevat in paragraaf 4.4. In paragraaf 4.4.1 wordt kort het convergentiemodel besproken. In paragraaf 4.4.2 wordt het (compactie-)gedrag van constructies in de faciliteit besproken, in paragraaf 4.4.3 wordt ingegaan op de modellen voor compactie van zout. De convergentie van het steenzout veroorzaakt een pekilverplaatsing in de ondergelopen faciliteit. Echter, deze pekelstromen worden mogelijk afgeremd door de compacterende constructies in de faciliteit. Bovendien heeft de pekel invloed op het verloop van de convergentie en de compactie. Deze wederkerige beïnvloeding is beschreven in paragraaf 4.4.4.

Een van de eisen aan de faciliteit is dat deze in geval van verwaarlozing automatisch naar een veilige toestand moet evolueren. Voor een opbergfaciliteit in steenzout verzorgen de volgende processen en eigenschappen dit gedrag:

1. de convergentie door kruip van het steenzout
2. het gedrag van de constructiematerialen en het ontwerp van de faciliteit

Deze eigenschappen en de modellering ervan worden in de volgende paragrafen besproken.

4.4.1 De convergentie door kruip van het steenzout

Het steenzout is visceus vergeleken met andere gesteente-types. Dit visceuze gedrag maakt de convergentie mogelijk, waardoor de steenzoutformatie een zelf-herstellend vermogen heeft. Alle verbindingen tussen de opbergfaciliteit en het grondwater, inclusief de uitgravingen om de opberging mogelijk te maken, vloeien langzaam dicht. Hierdoor wordt het afval uiteindelijk geïsoleerd van de omgeving.

Uitvoerige studies en experimenten zijn uitgevoerd om het plastische gedrag van zout te modelleren. In het proefschrift van Prij ([19], blz. 85) wordt de volgende empirische relatie tussen het kruipgedrag en een spanningsveld in steenzout gegeven:

$$\frac{\partial \epsilon_{eq}}{\partial t} = A \sigma_{eq}^n t^m e^{-\frac{Q}{RT}} \quad (4-1)$$

met:

- ϵ_{eq} is de relatieve rek als gevolg van kruip
- A is een constante die experimenteel bepaald is ($\text{MPa}^{-n}/\text{jaar}^{(1-m)}$)
- σ_{eq} is de equivalent spanning (MPa)
- t is de verstreken tijd sinds de uitgraving (jaren)
- Q is de activerings energie (kJ/mol) (experimenteel bepaald)
- R is de universele gas constante: $8.314\text{E-}3$ kJ/(K mol)
- T is de temperatuur van het steenzout (K)

m, n constanten die experimenteel bepaald zijn (-)

Het spanningsveld in de nabijheid van een cilindrisch boorgat in steenzout is analytisch bepaald. Gebruik makende van vergelijking 4-1 kan de reksnelheid berekend worden. De empirische constanten A , n , m , en Q moeten zo gekozen worden dat de berekende reksnelheden overeenkomen met de experimentele data. De experimenten in de Asse mijn (in het kader van OPLA) hebben de volgende resultaten opgeleverd:

Tabel 11 Waarden voor de parameters in het kruipmodel (vergelijking 4-1)

parameter	waarde
n	5.5
m	0
A	8.36E3 MPa ^{-5.5} /jaar
Q	68.95 kJ/mol

Uit vergelijking 4-1 kan de het verloop convergentiesnelheid van uitgravingen bepaald worden. Voor voldoende grote waarden van t en op $t=0$ wordt de convergentiesnelheid gegeven door vrij eenvoudige formules, die ter illustratie gegeven worden:

$$K(t \rightarrow \infty) = \alpha A \exp\left(\frac{-Q}{RT_{conv}}\right) \left(\frac{\alpha p_{eff}}{n}\right)^n \quad (4-2)$$

$$K(t = 0) = n^n K(t \rightarrow \infty)$$

met:

$K(t=0)$ is de convergentiesnelheid als relatieve volumereductie (1/jaar) op $t=0$; onmiddellijk na het uitgraven.

α is een vormfactor: $\sqrt{3}$ voor cilindrische uitgraving, $3/2$ voor een bolvormige uitgraving

A is een constante die experimenteel bepaald is (MPa^{- n} /jaar^(1- m))

Q is de activerings energie (kJ/mol)

R is de universele gas constante: 8.314E-3 kJ/(K mol)

T_{conv} is een effectieve temperatuur van het steenzout (K): $T_{conv} = T_{ref} + \Delta T$

T_{ref} is de normale temperatuur van het steenzout op de betreffende diepte (K)

ΔT is de temperatuurstijging van de opbergcelwand (K)

p_{eff} is de drukval in het steenzout ten gevolge van de kruip in de buurt van de faciliteit (MPa)

n constante die experimenteel bepaald is (-)

De convergentiesnelheid zal met het verlopen van de tijd dalen. Voor voldoende grote waarden van t wordt de convergentiesnelheid gegeven door $K(t \rightarrow \infty)$. Een en ander is beschreven in het proefschrift van Prij [19].

4.4.2 Het gedrag van de materialen en het ontwerp van de faciliteit

De keuze van de constructiematerialen (dammen, pluggen, etc.) en het ontwerp van de faciliteit moet zó zijn dat de faciliteit zo snel mogelijk een veilige toestand bereikt. Op de lange termijn zal, door de convergentie van het zoutgesteente, het afval geïsoleerd worden van het milieu. Echter, op de korte termijn is de uitgegraven infrastructuur waterdoorlatend, en kan het afval langs dit pad 'naar buiten lekken'. Om dit 'naar buiten lekken' te voorkomen worden bij het afsluiten van de mijn diverse dammen en pluggen aangelegd in de galerijen en schachten, om binnendringen van grondwater te voorkomen. Daarbij is het van belang dat deze constructies het convergentieproces niet verhinderen. Bijvoorbeeld, bij het afsluiten van de faciliteit kunnen daarom alle open ruimtes nagevuld worden met zoutgruis. Men verwacht namelijk dat zoutgruis door de convergentie zover gecompacteerd wordt dat het dezelfde structuur krijgt als het steenzout zelf. Andere opvulmaterialen, zoals zand en beton, hebben deze eigenschap niet, en zouden watergeleidende insluitingen kunnen worden in de steenzoutformatie.

Echter, bij het verwaarlozingsscenario is de mijn niet afgesloten en verzegeld, en zal de faciliteit waarschijnlijk onderlopen. De barrières die wel aanwezig zijn, zijn de zoutpluggen waarmee de opbergcel is afgesloten, de container zelf en de glasmatrix waarin het afval ingesloten is. Het doel van de analyses die beschreven zijn in dit hoofdstuk is te achterhalen hoe deze barrières functioneren, en wat de sterke en zwakke punten van het METRO-I mijnontwerp zijn.

In het METRO-I ontwerp [2] is ervoor gekozen om de opbergcellen met zoutpluggen af te sluiten. Door de convergentie van het omliggende steenzout zullen deze pluggen steeds verder gecompacteerd worden. Daardoor neemt de doorlatendheid steeds meer af, en verwacht wordt dat de pluggen uiteindelijk zelfs helemaal ondoorlatend worden, net als het steenzout zelf.

4.4.3 Compactiemodellen voor de zoutpluggen

De compactiemodellen beschreven in deze paragraaf zijn beschreven door Spiers in [20]. De compactie van zoutpluggen hangt af van:

1. de initiële toestand van de pluggen
2. de aanwezigheid van water (pekkel) bij de compactie

De modellen zijn in eerste instantie ontwikkeld voor zoutgruis, maar zijn ook van toepassing op zoutpluggen. De zoutplug wordt gezien als zoutgruis dat is samengedrukt totdat het een geheel vormt.

Initiële toestand van zoutpluggen

Zoutpluggen (en opvulzout) zijn doorlatend voor vloeistoffen en gassen. Ze zijn te weinig samengedrukt om de lage doorlatendheid van steenzout te bereiken. De relatieve kleine samenpersing of compactie komt tot uiting in een relatief grote porositeit van het opvulzout en de zoutpluggen.

Om een indruk te krijgen van de initiële toestand van de pluggen beschouwen we een aantal experimenten van Spiers, en experimenten uitgevoerd in het Europese BAMBUS project.

In de experimenten van Spiers [20] wordt een hoeveelheid los zoutgruis (korreldiameter ca. 275 μm - in Asse steenzout is dit ca. 500 μm) enige tijd onder druk van 2 MPa samengedrukt. Hierdoor ontstaat een zoutblok met een porositeit van ongeveer 40%. Wanneer de druk opgevoerd wordt tot 4 MPa, neemt het volume van het zoutblok in zeer korte tijd af met ca. 3%, daarna verloopt de daling veel langzamer: na twee dagen is het volume afgenomen met ca. 5%.

Bij drukken van 6 MPa en 8 MPa is het verloop soortgelijk. Na twee dagen is het volume afgenomen met 7% respectievelijk 10%.

Tabel 12 geeft een overzicht van gemeten en veronderstelde beginporositeiten. Bij PROSA [4], EVEREST [7] en BAMBUS [23] betreft dit zoutgruis dat in een holte geblazen wordt (backfill) en vervolgens enigszins samengedrukt. Uit de ervaringen met BAMBUS blijkt dat dan met enige moeite een beginporositeit van 40% gehaald wordt. Bij voorcompacteren, zoals in de experimenten van Spiers ([20]), kan met persen de porositeit tenminste tot 30% gereduceerd worden.

Tabel 12 Initiële porositeit van zout-backfill

Omschrijving	Porositeit
Spiers zoutgruis samenpersen (experimenten):	
2 MPa	40%
4 Mpa	35 %
6 MPa	33 %
8 MPa	30 %
PROSA backfill (veronderstelling):	
opvulzout in galerij	30 %
opvulzout in opslagkamers	40 %
betonnen pluggen (*)	10 %
EVEREST volume 3b (veronderstelling):	
zoutgruis	25 % - 40 %
3a porositeit betonnen pluggen (*)	10 %
3a porositeit dammen	4 % (geen compactie; $k=7\text{E}-16 \text{ m}^2$)
BAMBUS (experiment):	
initiële porositeit DEBORA-1	40 %
initiële porositeit DEBORA-2	37 %

(*) In PROSA en EVEREST werd aangenomen dat de betonnen pluggen compacteren alsof het zoutpluggen zijn. Er is ook serieus onderzocht of er een soort 'zoutbeton' ontwikkeld kan worden, dat de gunstige eigenschappen van beton en zout in zich verenigt.

Het is op dit moment niet duidelijk welke porositeit na voorcompactie van de zoutpluggen (technisch) haalbaar is. We veronderstellen tenminste 10%. Ter vergelijking: de betonpluggen gebruikt in oudere ontwerpen hebben een porositeit van ongeveer 10%.

Als alternatief zou overwogen kunnen worden om de zoutpluggen voor het METRO-I model uit te snijden uit het zoutgesteente door middel van overboren met een soort "appelboor". Hiermee is de beginporositeit ca. 1.5%. Bovendien kan hiermee gedemonstreerd worden dat het inderdaad mogelijk is om op deze wijze te boren, en dus op deze wijze de containers met KSA terug te halen.

Droge compactie

Als het zoutgruis of de zoutpluggen droog zijn (voor het onderlopen voor de mijn, of als de mijn niet onderloopt) wordt de compactie veroorzaakt door kruip in het compacterende zoutgruis of de zoutpluggen. De kruip wordt voornamelijk veroorzaakt door 'dislocation glides' in de zoutstructuur. In gecompacteerd zoutgruis en de zoutpluggen zijn de zoutkorrels gerangschikt in een rooster. Deze roosterstructuur geeft mechanische sterkte. Echter, de rangschikking heeft vele onregelmatigheden, zgn. 'dislocaties'. Deze dislocaties veroorzaken relatief grote holtes in het rooster. Onder druk verplaatst het zout zich rond deze holtes, zodat het aantal en het volume van deze holtes gestadig afneemt.

Spiers geeft de volgende empirische relatie (gebaseerd op een model ontwikkeld door Heard) voor droge compactie:

$$C(t) = \frac{1}{V(t)} \frac{\partial V(t)}{\partial t} = K_1 e^{-\frac{\Delta H}{RT}} \exp\left(\frac{p_{bf}}{K_2} \left(\frac{\phi(t)}{\phi_0 - \phi(t)}\right)^m\right) \quad (4-3)$$

met:

- $C(t)$ is de compactiesnelheid (1/jaar)
- $V(t)$ is het volume van de zoutplug (m^3)
- t is de tijd sinds de start van de compactie (jaren)
- K_1 is een constante (1/jaar) die experimenteel bepaald is
- ΔH is de activeringsenergie voor 'dislocation glides' (kJ/mol)
- R is de universele gasconstante: $8.314E-3$ kJ/(K mol)
- T is de temperatuur (K)
- p_{bf} is de macroscopische druk op het rooster van zoutkorrels (MPa)
- K_2 is een constante (MPa) die experimenteel bepaald is
- $\phi(t)$ is de porositeit van de zoutplug op tijdstip t
- ϕ_0 is de porositeit van het zoutgruis vlak voordat de compactie begint
- m is een constante (1) die experimenteel bepaald is

De waarden voor de constanten zijn experimenteel bepaald bij een beginporositeit van 40 %, voor temperaturen tussen 20 en 100 °C en drukken tussen 10 en 20 MPa, zijn gegeven in tabel 13.

Tabel 13 Parameterwaarden voor het droge-compactie-model (vergelijking 4-3)

Parameter	Waarde
K_1	9.86E11 jaar ⁻¹
ΔH	108784 kJ/mol
K_2	2.0391 MPa
ϕ_0	0.4
m	0.8

Dit empirisch compactiemodel is afgeleid uit laboratoriummetingen en is geldig voor porositeiten tot ongeveer 10%. In EMOS wordt het model gebruikt tot porositeiten kleiner dan 1%. Bij de metingen in het recente BAMBUS project [23] is de porositeit gedaald van ca. 30% à 40% naar enkele procenten. Zeer recente vergelijking van het bovenstaande model met de in-situ compactiesnelheden gemeten in het BAMBUS project leert dat de in-situ compactiesnelheid mogelijk 2 tot 3 ordes groter is. Er zijn een aantal aanwijzingen dat dit te maken heeft met vocht dat in zeer geringe hoeveelheden in 'droog' zout aangetroffen wordt. Nader onderzoek om dit verschil te verklaren moet nog uitgevoerd worden.

Compactie van met pekkel verzadigde zoutpluggen of zoutgruis

Wanneer het zoutgruis of de zoutplug verzadigd is met pekkel, kan de compactiesnelheid hoger zijn. Vanwege de aanwezigheid van water tussen de zoutkorrels, kan NaCl vanaf de korrels oplossen, terwijl op andere plaatsen juist NaCl kan neerslaan op de korrels. Dit mechanisme kan de kruip versnellen. Spiers heeft een empirisch model ontwikkeld om dit 'Fluid Assisted Diffusional Transfer' (FADT) mechanisme te beschrijven.

Bij verzadiging zijn de holtes gevuld met pekkel, dus om te compacteren moet er pekkel uit de plug of het zoutgruis geperst worden. De pekkel staat ook onder druk (bijvoorbeeld de hydrostatische druk), waardoor de pekkel niet zomaar uitgeperst zal worden. Wanneer de druk vanuit het zoutgesteente op de met pekkel verzadigde plug even groot is als de pekeldruk, zal de plug niet compacteren. Wanneer de druk vanuit het steenzout hoger is dan de pekeldruk, is er een resterende drukcomponent die niet gecompenseerd wordt door de pekeldruk, en die dus op het zoutkorrelrooster drukt. Deze resterende drukcomponent wordt de 'zoutmatrix-druk' p_{bf} .

Spiers heeft de volgende relatie opgesteld:

$$C_{FADT} = C_0 e^{-\frac{\Delta H}{RT}} p_{bf}^{m_1} \frac{(\phi_0 - e_m)^{m_2}}{d^{m_3} e_m^{m_4}} \quad (4-4)$$

met:

C_{FADT} is de compactiesnelheid (1/jaar) voor verzadigd compacterend zout

C_0 is een constante (MPa^{-m1} μm^{m3} jaar⁻¹) die experimenteel bepaald is

ΔH is de activeringsenergie voor FADT (kJ/mol)

R	is de universele gasconstante: $8.314E-3$ kJ/(K mol)
T	is de temperatuur (K)
p_{bf}	is de zoutmatrix-druk (MPa); zie de tekst
m_1	is een constante die experimenteel bepaald is
e_m	is de volumetrische rek van het gecompacteerd zout: $e_m = (\phi_0 - \phi(t))/(1-\phi(t))$
$\phi(t)$	is de porositeit van het gecompacteerd zout op tijdstip t
ϕ_0	is de porositeit van het zoutgruis vlak voordat de compactie begint
m_2	is een constante die experimenteel bepaald is
d	is de gemiddelde zoutkorrel- diameter (μm)
m_3	is een constante die experimenteel bepaald is
m_4	is een constante die experimenteel bepaald is

De parameterwaarden voor het model gegeven in tabel 14, zijn experimenteel bepaald bij $\phi_0=0.4$ en $d=275 \mu\text{m}$.

Tabel 14 Parameterwaarden voor het 'natte' compactie model (vergelijking 4-4)

Parameter	Waarde
m_1	1.325
m_2	5.042
m_3	2.678
m_4	1.228
C_0	$3.311E13 \text{ MPa}^{-1.325} \mu\text{m}^{2.678} \text{ jaar}^{-1}$
ΔH	24.6 kJ/mol

Dit empirisch compactiemodel is afgeleid uit laboratoriummetingen en is geldig voor porositeiten tot ongeveer 10%. In EMOS wordt het model gebruikt tot porositeiten kleiner dan 1%. Overigens zijn in het BAMBUS project [23] alleen metingen uitgevoerd aan de compactie van droog zout.

Om de compactiesnelheid van de voorgecompacteerde zoutpluggen te berekenen is een beginporositeit van 40% gebruikt. Omdat $\phi(t=0) = 10\%$, geldt: $e_m(t=0)=1/3$.

4.4.4 Het model voor de berekening van de pekelstromen

De modellen die beschreven zijn in de voorgaande paragrafen zijn geïntegreerd in een computerprogramma EMOS_ECN [21]. (Voor de compactie is eigenlijk een algemener model geïmplementeerd dat ook geldig is voor gedeeltelijke verzadigd compacterend zout.) In essentie berekend EMOS de convergentiesnelheid van ieder compartiment in de faciliteit aan de hand van de volgende eisen:

Aansluiting tussen plug en steenzout

Bij het convergeren van het steenzout, moeten de pluggen en het opvulzout exact evenveel compacteren. Dus:

$$\text{Convergentiesnelheid}_{\text{steenzout}} = \text{Compactiesnelheid}_{\text{opvulzoutpluggen}} \quad (4-5)$$

Mechanisch evenwicht

Na elke tijdsstap moet er mechanisch evenwicht zijn. Dit evenwicht is in formulevorm:

$$(p_{\text{extern}} - p_{\text{eff}}) = p_{\text{pekel}} + p_{\text{bf}} \quad (4-6)$$

met:

p_{extern} is de lithostatische druk op de steenzoutformatie op grote (horizontale) afstand van de faciliteit

p_{eff} is de drukval in het steenzout ten gevolge van de kruip in de buurt van de faciliteit

p_{pekel} is de pekeldruk in het compartiment

p_{bf} is de zoutmatrix-druk

Wanneer de faciliteit niet ondergelopen is, zijn deze vergelijkingen voldoende, samen met de modellen voor droge compactie en convergentiesnelheid. Wanneer de faciliteit ondergelopen is, is er een extra eis:

Massabalans

Wanneer de faciliteit ondergelopen is zijn alle pluggen en al het opvulzout verzadigd met pekeldruk. De pekeldruk in het verzadigde gecompacteerd zout is praktisch incompressibel. Bij compactie van een compartiment moet daarom de compactiesnelheid precies passen bij de netto pekeldruk in het compartiment.

De pekeldruk wordt weer bepaald door de weerstanden van de barrières (permeabiliteiten) tussen de compartimenten en de pekeldrukken in de compartimenten. De pekeldruk koppelt weer terug naar het mechanisch evenwicht via vergelijking 4-6. De permeabiliteit van een barrière hangt af van de porositeit, en dus van de mate van compactie. In de volgende paragraaf wordt deze samenhang uitvoerig besproken.

4.5 Modellen voor de permeabiliteit van zoutpluggen

Het impermeabel worden van de zoutpluggen en het opvulzout de sleutel is tot de uiteindelijke volledige isolatie van het afval in de steenzoutformatie. Een nadere beschouwing van dit (veronderstelde) proces is daarom zeer relevant. In het verwaarlozingsscenario is de zoutplug, die de opbergcel afsluit, de barrière die het afval moet isoleren na onderlopen. Op de lange termijn zullen ook de toegangsgalerijen dichtvloeien door de convergentie van het steenzout. Daardoor wordt uiteindelijk het afval volledig geïsoleerd van het milieu. Bij deze processen is de overgang van permeabel gecompacteerd zout naar impermeabel steenzout cruciaal.

In het METRO-I ontwerp worden zoutpluggen (gemaakt van gecompacteerd zoutgruis) gebruikt om de opbergcellen mee af te sluiten. Opvulzout kan gebruikt worden bij het afsluiten van de faciliteit. Alle gangen en open ruimtes kunnen dan gevuld worden met zoutgruis, waarna verschillende secties van de faciliteit verzegeld worden met pluggen en dammen. Door de convergentie worden pluggen en opvulzout na verloop van tijd impermeabel. In het verwaarlozingsscenario wordt het afval in de opbergcellen gescheiden van de ondergelopen galerijen door alleen de zoutpluggen die de opbergcellen afsluiten.

In paragraaf 4.5.1 wordt het oorspronkelijke EMOS-modellering van (im-)permeabiliteit besproken. In de daarop volgende paragrafen wordt veel dieper ingegaan op het fenomeen impermeabiliteit, en wordt uiteindelijk een geavanceerder model voor de overgang van permeabel naar impermeabel geïntroduceerd.

In paragraaf 4.5.2 wordt beschreven wat bedoeld wordt met de impermeabiliteit van ongestoord steenzout. In paragraaf 4.5.3 wordt het percolatiemodel van Peach [22] beschreven. In dit model worden de poriën in het poreuze zoutgesteente gemodelleerd als een netwerk. De impermeabiliteit van zoutgesteente bij zeer lage porositeit zou een gevolg zijn van het feit, dat het netwerk dan alleen bestaat uit onderling niet verbonden poriën of kleine clusters van poriën. Wanneer de porositeit iets toeneemt, bijvoorbeeld door het wegvallen van de grote gesteentedruk op een monster dat 'uitgesneden' wordt uit de steenzoutformatie, dan neemt het aantal verbindingen in het netwerk sterk toe, waardoor er een 'geleidend netwerk' of 'percolerend netwerk' ontstaat. Met behulp van een statistische analyse wordt geïllustreerd dat er inderdaad een drempel voor de porositeit bestaat, waarbeneden er te weinig verbonden poriën zijn om een 'geleidend netwerk' te vormen: het steenzout is bij die lage porositeiten dan impermeabel. In paragraaf 4.5.4 wordt met behulp van een eenvoudig model voor de stroming door een porie de permeabiliteit geschat van zo'n 'geleidend netwerk'. Dit model stelt ons in staat de waarde van de modelparameters in dit percolatiemodel te schatten aan de hand van metingen van de permeabiliteit bij porositeiten groter dan de drempelwaarde. Hiertoe zijn een aantal aanvullende aannames nodig omtrend de 'groei' van het netwerk bij stijgende porositeit. De oorspronkelijke aannames van Peach leverden helaas geen goede overeenkomst met metingen bij grote porositeiten. Daarom zijn alternatieve aannames gedaan, die een betere overeenkomst geven, het 'METRO-model', beschreven in paragraaf 4.5.5. Ten behoeve van de implementatie in EMOS is een eenvoudige benaderingsformule opgesteld (het hybride model), waarmee de resultaten van het 'METRO-model' goed benaderd worden.

4.5.1 Het oorspronkelijke EMOS- model

De pekelstroom tussen diverse compartimenten in de faciliteit wordt aangedreven door drukverschillen. Deze drukverschillen worden veroorzaakt door de hydrostatische druk van de pekel (tijdens het vollopen van de faciliteit) of door de gesteentedruk (wanneer de pekel uit de faciliteit geperst wordt door de convergentie van het steenzout). Bij een gegeven drukverschil wordt de grootte van de pekelstroom gelimiteerd door de permeabiliteit van de barrières tussen de

compartimenten. De stroming is gemodelleerd als een Darcy-stroming, d.w.z. dat het stroomdebiet evenredig is met de drukgradiënt. In formulevorm:

$$Q = \frac{\Delta P}{R_b}; R_b = \frac{\mu L}{Ak} \quad (4-7)$$

met:

- Q is de pekelstroom (m³/jaar)
- ΔP is de drukval over de barrière (MPa)
- R_b is de weerstand (MPa/(m³/jaar)) van de barrière
- μ is de dynamische viscositeit van pekel (1.5E-3 Pa·s = 4.76E-17 MPa·jaar)
- k is de intrinsieke permeabiliteit van de barrière (m²)
- A is de doorsnede van de barrière (m²)
- L is de lengte van de barrière (m)

De permeabiliteit van de barrière hangt af van verschillende factoren, maar vooral van het materiaal en de porositeit. Voor een barrière van gecompacteerd zout wordt de volgende relatie tussen porositeit en permeabiliteit verondersteld:

$$k = c \phi^q \quad (4-8)$$

met:

- c is een constante (m²) die experimenteel bepaald is
- ϕ is de porositeit van de barrière (1)
- q is een constante (1) die experimenteel bepaald is

In tabel 15 zijn de waarden van c en q weergegeven die gemeten zijn in het BAMBUS project [23] en de waarden die gebruikt zijn in de PROSA studie.

Tabel 15 Parameterwaarden in het permeabiliteit-model (vgl. 4-8)

Parameter	Waarde BAMBUS	Waarde PROSA
c	1.559E-8 m ²	2E-9 m ²
q	5.24	4.0

Dit model wordt o.a. toegepast op de ondergelopen opbergcellen. Door de convergentie van het steenzout neemt het volume van de opbergcel af, en wordt de pekel in de cel samengedrukt. Het samenpersen van de pekel leidt tot een verhoogde druk van de pekel. Dit heeft twee consequenties:

1. de pekel wordt door de plug van de opbergcel naar buiten geperst.
2. de verhoging van de pekeldruk remt de convergentie van het steenzout af.

In de praktijk is er altijd een mechanisch evenwicht, d.w.z. dat er zeer snel (met de snelheid van het geluid) een pekeldruk ingesteld wordt waarbij de resterende convergentiesnelheid exact afgestemd is op de pekelstroom door de plug.

Algemeen wordt aangenomen dat opvulzout en zoutpluggen in de loop der tijd steeds verder gecompriemd worden, en dat het uiteindelijk overgaat in impermeabel steenzout. In OPLA-1, PROSA en EVEREST werd verondersteld dat, wanneer de porositeit gedaald was tot ongeveer de porositeit van het steenzout zelf (ongeveer 1%), dat dan deze overgang plaatsvindt en het betreffende compartiment met opvulzout of zoutplug impermeabel wordt.

4.5.2 De impermeabiliteit van zuiver steenzout

Zuiver steenzout (haliet) geldt als een droog en impermeabel materiaal, in tegenstelling tot klei, dat verzadigd is met water (30%) en een, zij het lage, permeabiliteit groter dan nul heeft. Deze eigenschappen van het steenzout zijn een gevolg van de gesteentedruk vanuit de omliggende formaties, die het steenzout samendrukt, én het plastische karakter van steenzout: onder druk zal het vervormen zodat alle holtes (poriën) zoveel mogelijk dichtgedrukt zijn. Bovendien worden bij grote vervorming, zoals bij het ontstaan van zoutkoepels, de meeste verontreinigingen (water, olie/gas of andere zouttypen) uit de steenzoutformatie naar buiten gedreven. Dit is de oorzaak van de kern van zuiver steenzout in veel zoutkoepels.

Een empirisch bewijs voor de impermeabiliteit van steenzout zijn gasinsluitingen die aangetroffen zijn in steenzoutformaties. De gasdrukken variëren van 3 MPa tot 20 Mpa [24]. Zou het steenzout niet impermeabel zijn, dan zou het gas al weggelekt zijn.

In laboratoriumexperimenten worden wel permeabiliteiten groter dan nul gemeten. Bij het uitsnijden van het steenzoutmonster uit de formatie wordt de gesteentedruk opgeheven, waardoor de eigenschappen van het steenzoutmonster veranderen. Verder wordt in het laboratorium waargenomen dat, wanneer een steenzoutmonster doorstroomd wordt met vloeistof of gas, de permeabiliteit in de loop van de tijd daalt, en uiteindelijk zelfs nul wordt [24]. De verklaring hiervoor is dat doorgaande poriën ‘dichtslibben’ of door plastische vervorming dichtgedrukt worden, vooral wanneer het steenzoutmonster onder een gesimuleerde gesteentedruk getest werd.

4.5.3 Het percolatiemodel volgens Peach

In het proefschrift van Peach [22] wordt de overgang van impermeabel steenzout naar permeabel steenzout beschreven. Deze overgang was al genoemd in de vorige paragraaf: hier werd opgemerkt dat, bij het uitsnijden van het steenzoutmonster uit de formatie, de gesteentedruk opgeheven wordt, waardoor in laboratoriumexperimenten permeabiliteiten groter dan nul worden gemeten.

Wanneer de gesteentedruk op een steenzoutmonster opgeheven wordt, zal het volume ervan iets toenemen o.a. vanwege de elasticiteit van het monster. Door deze volumetoename zal de porositeit iets toenemen. Kwantitatief wordt de volumetrische uitzetting D_v gedefinieerd als:

$$D_v = \frac{V_p}{V_s} = \frac{\phi}{1 - \phi} \quad (4-9)$$

met:

D_v is de volumetrische uitzetting (1)

V_p is het volume van de poriën in een steenzoutmonster

V_s is het volume van het steenzoutmonster exclusief de poriën

ϕ is de porositeit

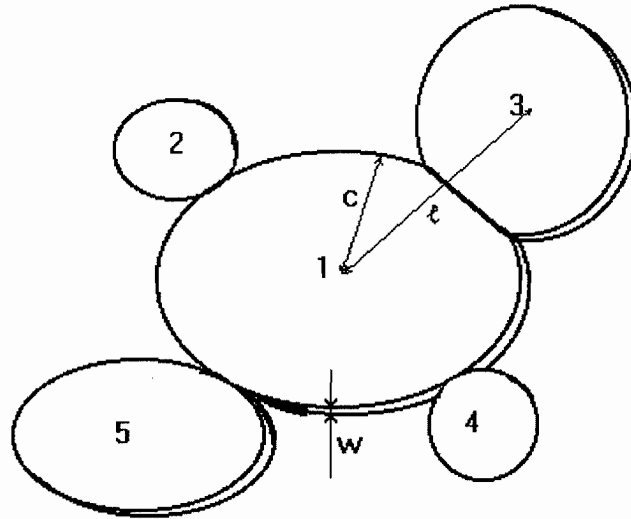
Verondersteld wordt dat in steenzout het poreuze volume bestaat uit afzonderlijke 'micro'-holtes. Het volume van deze microholtes hangt af van de druk op het steenzoutmonster: bij hoge druk worden ze dichtgedrukt, bij lage druk gaan ze openstaan.

De impermeabiliteit is een gevolg van het meestal niet onderling-verbonden-zijn van de microholtes. Bij toenemende uitzetting ontstaan steeds meer verbindingen tussen de microholtes, en ontstaan netwerken van microholtes. Deze netwerken kunnen geleidende verbindingen vormen, wat ertoe leidt dat het steenzoutmonster permeabel wordt.

Om te komen tot een beschrijving van de overgang van impermeabel naar permeabel moet (1) de kans berekend worden dat een microholte een verbinding heeft met een andere microholte, (2) de kans dat er bij uitzetting een geleidend netwerk van microholtes ontstaat, en (3) de permeabiliteit van zo'n geleidend netwerk berekend worden.

Bestudering van een steenzoutmonster na uitzetting laat zien dat de gebieden waar porie-ruimte kan ontstaan opgebouwd is uit kleine vlakjes (bijvoorbeeld op de korrelgrenzen). Deze vlakjes hebben afmetingen in de orde van 0.1 mm. Zo'n vlakje kan geleiden worden als er geleidend netwerk van microholtes ontstaat in dit vlakje.

De microholte ligt dus in een vlakje, en de aangrenzende microholtes liggen waarschijnlijk in hetzelfde vlak. In figuur 23 is een structuur van 5 aaneengesloten microholtes geïllustreerd.



Figuur 23 Illustratie van 5 aaneengesloten microholtes (overgenomen uit Peach [22])

Microholtes kunnen ontstaan op de plaatsen waar roosterfouten zijn. In een steenzoutmonster is het aantal roosterfouten N_p dat, bij uitzetting, een microholte kan veroorzaken constant. Het volume van de poriën is dan:

$$V_p = N_p \langle v_p \rangle = 2\pi \langle c^2 w \rangle \alpha N_p \quad (4-10)$$

met:

V_p is het volume van de poriën in een steenzoutmonster

N_p is het aantal locaties voor microholtes in het steenzoutmonster

$\langle v_p \rangle$ is het gemiddelde volume van de microholtes, inclusief de microholtes met $w=0$

w is de kleinste 'diameter' van de microholte (voor illustratie: zie figuur 23)

c is de straal van de microholte (voor illustratie: zie figuur 23)

α correctiefactor vanwege de veronderstelde vorm van de microholte ($\alpha \approx 2/3$)

De uitzetting D_v van een steenzoutmonster kan dan als volgt geschreven worden:

$$D_v = \frac{V_p}{V_s} = \alpha 2\pi \langle c^2 w \rangle \frac{N_p}{V_s} \quad (4-11)$$

Hierin zijn N_p en V_s constanten.

Veronderstel dat:

1. de microholte alleen dicht of open kan zijn, waarbij de 'open'-stand optreedt met een waarde voor w_0 die gelijk is voor elke microholte. De fractie microholtes met $w \neq 0$ zal toenemen met de uitzetting D_v .

2. geldt: $\langle c^2 \rangle = \langle c \rangle^2$. Deze benadering is correct als de straal c slechts weinig varieert rond de gemiddelde waarde. Peach stelt dat deze benadering slechts geringe afwijkingen geeft.

Dan:

$$D_v = \frac{V_p}{V_s} = \frac{\phi}{1-\phi} = \alpha 2\pi \langle c \rangle^2 w_0 \text{ fractie}_{w \neq 0} \frac{N_p}{V_s} \quad (4-12)$$

waarin:

D_v	is de volumetrische uitzetting (1)
V_p	is het volume van de poriën in een steenzoutmonster
V_s	is het volume van het steenzoutmonster exclusief de poriën
ϕ	is de porositeit
α	correctiefactor vanwege de veronderstelde vorm van de microholte ($\alpha \approx 2/3$)
w_0	is de 'dikte' van de microholte als deze open staat
fractie _{w≠0}	is de fractie van de microholtes die open staan
$\langle c \rangle$	is de gemiddelde straal van de microholtes (exclusief microholtes met $w=0$)

Het gemiddelde $\langle w \rangle$ is gelijk aan ($w_0 \cdot \text{fractie}_{w \neq 0}$). Introductie van $\langle l \rangle$ geeft het resultaat dat ook gegeven wordt door Peach:

$$D_v = \frac{V_p}{V_s} = \frac{\phi}{1-\phi} = \alpha 2\pi \langle c \rangle^2 \langle w \rangle \frac{1}{\langle l \rangle^3} \quad (4-13)$$

waarbij:

$1/\langle l \rangle^3$	is het aantal potentiële microholtes per volume-eenheid ($1/\text{m}^3$) van een steenzoutmonster zonder volumetrische uitzetting ($D_v=0$): $\langle l \rangle^3 = V_s/N_p$
-------------------------	--

Zodoende kan de porositeit uit $\langle w \rangle$, $\langle c \rangle$ en $\langle l \rangle$ berekend worden.

De kans op een verbinding tussen de microholtes

De kans voor een microholte om verbonden te zijn met een andere microholte hangt af van de grootte van de microholtes, en de kans dat er een andere microholte voldoende dichtbij is. Wanneer de gemiddelde afstand tussen naburige microholtes $\langle l \rangle$ is, en de gemiddelde straal van de microholtes $\langle c \rangle$ (zie figuur 23 voor illustratie van c en l), dan is een schatting van de kans dat een 'andere' microholte aangetroffen wordt in een volume met diameter $\langle c \rangle$ rond de 'ene' microholte (met een voorlopige aanname dat dichtheid aantal microholtes = $1/\langle l \rangle^3$):

$$\text{kans} \approx \frac{\pi \langle c \rangle^3}{\langle l \rangle^3} \quad (4-14)$$

Peach [22] gebruikt een statistisch beter onderbouwde schatting van de kans p dat de microholtes werkelijk verbonden zijn. Dit resulteert in (Peach [22]: formule 6.27):

$$p = \frac{\pi^2 \langle c \rangle^3}{4 \langle l \rangle^3} \quad (4-15)$$

Echter, de afstand tussen twee open microholtes kan alleen toenemen als ertussen een nieuwe microholte ontstaat (als elastische effecten verwaarloosd worden). Hieruit volgen twee conclusies:

1. de afstand tussen twee naburige potentiële microholtes is l . Ook bij uitzetting blijft deze afstand constant; immers, de uitzetting is een gevolg van de groei van de microholtes. (Ook een dichte microholte telt als microholte!)
2. In bovenstaande kans p moet ook de kans dat de microholte 'open' staat meegenomen worden.

Dit leidt tot:

$$p = \frac{\pi^2 \langle c \rangle^3}{4 \langle l \rangle^3} \text{fractie}_{w \neq 0}(D_v) \quad (4-16)$$

De fractie microholtes met $w \neq 0$ zal toenemen met de uitzetting D_v . Gebruik formule 4-12 om te komen tot:

$$p = \frac{\pi \langle c \rangle}{8\alpha w_0} D_v \quad (4-17)$$

Merk op dat $\langle c \rangle$ en w_0 beide functies van D_v zijn. Vergelijk dit met het resultaat van Peach:

$$p = \frac{\pi \langle c \rangle}{8\alpha \langle w \rangle} D_v \quad (4-18)$$

De kans dat een gegeven microholte deel uitmaakt van het verbonden netwerk

Het 'geleidend netwerk' bestaat uit die microholtes die doorstroomd worden. Er zijn ook microholtes die wel verbonden zijn met het geleidend netwerk, maar die niet doorstroomd worden. Dit is het geval wanneer er maar één verbinding is met het geleidend netwerk. Het geleidend netwerk plus de daaraan gekoppelde microholtes die niet doorstroomd worden wordt het 'verbonden netwerk' genoemd. Daarnaast zijn er nog de microholtes (of clusters van microholtes) die geen verbinding hebben met het verbonden netwerk.

In de situatie geschetst in figuur 23 heeft de microholte een verbinding met 4 omliggende microholtes. Voor de kansberekening wordt verondersteld dat voor elke microholtes precies 4 omliggende microholtes in aanmerking komen voor een verbinding. Er zijn dus voor elke microholte precies 4 'potentiële verbindingen'. Elke potentiële verbinding kan open (doorlatend) of dicht (ondoorlatend) zijn.

Als eerste worden de potentiële verbindingen tussen de microholtes (bijvoorbeeld de verbinding tussen microholte 1 en 2 in figuur 23) beschouwd:

- Definieer q als de kans dat een potentiële verbinding dicht is. De kans dat een verbinding open is, is p , zoals gegeven in vergelijking 4-17, dus: $q = 1 - p$.
- Definieer Q als de kans dat microholte 1 via de potentiële verbinding met microholte 2 geen verbinding maakt met het verbonden netwerk.

De kans Q is dan opgebouwd uit:

1. de potentiële verbinding is dicht: kans q

2. de potentiële verbinding is open (kans $1-q$), maar microholte 2 maakt geen deel uit van het verbonden netwerk. Dan mogen dus de resterende drie potentiële verbindingen geen onderdeel van het verbonden netwerk (kans Q^3)

Dus:

$$Q = q + (1 - q)Q^3 \quad (4-19)$$

Dit is een derdegraadsvergelijking voor Q . Er zijn twee oplossingen waarbij $0 \leq Q \leq 1$, waarvan één een triviale oplossing is ($Q = 1$). De andere oplossing is:

$$Q = \left(\frac{1}{1-q} - \frac{3}{4} \right)^{1/2} - \frac{1}{2} \quad (4-20)$$

Deze oplossing geeft waarden van Q kleiner of gelijk aan 1 als q kleiner of gelijk is aan $2/3$. Dit betekent dus dat dit netwerk impermeabel wordt als q groter of gelijk is aan $2/3$, oftewel als p kleiner wordt dan $1/3$. Immers, als p gedaald is tot $1/3$, is Q toegenomen tot 1: geen enkele microholte is nog gekoppeld aan het verbonden netwerk.

Met dit resultaat kan berekend worden wat de kans is dat een microholte deel uitmaakt van het geleidende netwerk. Noem deze kans P^* . De kans dat een microholte geen deel uitmaakt van het geleidende netwerk ($1-P^*$) is opgebouwd uit de volgende componenten:

1. alle 4 potentiële verbindingen vanuit een microholte maken geen verbinding met het verbonden netwerk (kans Q^4)
2. elk van de vier potentiële verbindingen afzonderlijk mag verbinding maken met het verbonden netwerk als tegelijkertijd de resterende drie verbindingen geen verbinding maken met het verbonden netwerk; dan is er immers geen doorstroming mogelijk (kans $4(1-Q)Q^3$)

Dus:

$$1 - P^* = Q^4 + 4(1 - Q)Q^3 \quad (4-21)$$

Dit leidt tot het resultaat van Peach:

$$P^* = 1 - 4 \left[\left(\frac{1}{p} - \frac{3}{4} \right)^{1/2} - \frac{1}{2} \right]^3 + 3 \left[\left(\frac{1}{p} - \frac{3}{4} \right)^{1/2} - \frac{1}{2} \right]^4 \quad (4-22)$$

Een goede benadering van deze relatie tussen P^* en p is:

$$P^* \approx \frac{9(p - 1/3)^2}{4p^3} \quad (4-23)$$

We zien hierin dat het netwerk van microholtes pas geleidend wordt als $p > 1/3$. Dat betekent dus dat er ook een grenswaarde van de volumetrische uitzetting D_v (en dus ook de porositeit ϕ) is, zie formule 4-17. Hiermee hebben we dus een fysische beschrijving van het proces dat de overgang van impermeabel naar permeabel beschrijft.

Stromingsweerstand van een geleidend netwerk van microholtes

Het debiet $Q_{||platen}$ van een stroming tussen twee evenwijdige platen is:

$$Q_{//platen} = \frac{A_p k_{//platen}}{\mu} \frac{\Delta P}{L \frac{1}{\tau}} \quad (4-24)$$

met:

$Q_{//platen}$ is de pekelstroom ($m^3/jaar$)

A_p is het doorstromingsoppervlak (m) :

Op het breedste deel van de doorstroomde penning geldt: $A_p = cw_0$

Gemiddeld geldt: $A_p = Bcw_0$, met B een constante.

c is de radius van een microholte (m)

w_0 is de afstand tussen de platen; tevens de hoogte van de microholte (m)

ΔP is de drukval over de barrière (MPa)

μ is de dynamische viscositeit van pekel ($1.5E-3 Pa\cdot s = 4.76E-17 MPa\cdot year$)

$k_{//platen}$ is de intrinsieke permeabiliteit van de barrière (m^2)

L is de lengte van de barrière (m)

$1/\tau$ is de weglengteverlenging vanwege de tortuositeit τ (1)

De stromingsweerstand bij een stroming tussen twee evenwijdige platen kan ook uitgedrukt worden als permeabiliteit $k_{//platen}$. De dimensie van de permeabiliteit is [L^2]; de enige beschikbare lengte bij deze stroming is de afstand w_0 tussen de twee platen. Dus:

$$k_{//platen} = C w_0^2 \quad (4-25)$$

waarbij C een constante (1) is.

Dit geeft voor $Q_{//platen}$:

$$Q_{//platen} = \frac{BCcw_0 w_0^2}{\mu} \frac{\Delta P}{L \frac{1}{\tau}} \quad (4-26)$$

De stroming Q door het totale oppervlak A is de sommatie van de stroming door elke porie in A :

$$Q = \sum Q_{//platen} = n_{p*} \frac{BCcw_0^3 \Delta P}{\mu L \frac{1}{\tau}} \quad (4-27)$$

waarbij n_{p*} het aantal geleidende poriën door A is.

De waarde van n_{p*} kan als volgt bepaald worden. Het volume V_{p*} van de geleidende poriën na uitzetting van het sample volume V_s is:

$$\frac{V_{p*}}{V_s} = \frac{w_0 2\pi c^2 P^*}{\langle l \rangle^3} \quad (4-28)$$

met:

P^* de kans is dat een microholte deel uitmaakt van het geleidende netwerk

$1/\langle l \rangle^3$ is het aantal potentiële microholtes per volume-eenheid ($1/m^3$) van een steenzoutmonster zonder volumetrische uitzetting ($D_v=0$): $\langle l \rangle^3 = V_s/N_p$

Dus, de 'geleidende porositeit' ϕ_{c^*} is:

$$\phi_{c^*} = \frac{V_{p^*}}{V_p + V_s} = \frac{w_0 2\pi c^2 P^*}{(1 + D_v) \langle l \rangle^3} \quad (4-29)$$

ϕ_{c^*} is de 'geleidende' porositeit van de barrière (1)
 $\langle w_0 2\pi c^2 \rangle$ is het gemiddelde volume van een microholte (m^3)
 $P^*/(1+D_v)\langle l \rangle^3$ is het aantal microholtes in het geleidende netwerk per volume-eenheid (m^3) bij uitzetting D_v

Aangetoond kan worden dat ϕ_{c^*} ook de fractie geeft van een doorsnede A dat doorstroomd wordt. Hiermee berekenen we n_{p^*} :

$$n_{p^*} = \frac{\sum A_p}{A_p} = \frac{\phi_{c^*} A}{A_p} \quad (4-30)$$

Substitutie van dit resultaat in vergelijking 4-27:

$$Q = C \frac{2\pi \langle c \rangle^2 P^* w_0^3}{(1 + D_v) \langle l \rangle^3} \frac{A \Delta P}{\mu L^{1/2}} = k \frac{A \Delta P}{\mu L} \quad (4-31)$$

Voor k vinden we dan:

$$k = C 2\pi w_0^3 \langle c \rangle^2 \frac{P^*}{(1 + D_v) \langle l \rangle^3} \tau \quad (4-32)$$

Peach gebruikt een preciezere afleiding van Dienes, en komt tot het volgende resultaat:

$$k = \frac{4}{15} \pi \theta \langle w \rangle^3 \langle c \rangle^2 \frac{P^*}{\langle l \rangle^3} \quad (4-33)$$

met:

k is de permeabiliteit van een netwerk van microholtes (m^2)
 θ is een correctiefactor ivm. de aanname van de plaatstroming ($\theta \approx 0.5$)
 $\langle w \rangle$ is de gemiddelde dikte van de microholte (m)
 $\langle c \rangle$ is de gemiddelde straal van de microholte (m)
 P^* is de kans dat een microholte deel uitmaakt van het geleidende netwerk
 $\langle l \rangle$ is de gemiddelde afstand tussen naburige microholtes (m)

Voor de METRO-studie vervangen we $\langle w \rangle$ door w_0 (zie ook vergelijking 4-17), en nemen we aan dat de tortuositeit opgenomen is in de factor 4/15. Verder nemen we aan dat in Peach [22] de correctie $(1+D_v)$ verwaarloosd is. Dit geeft:

$$k = \frac{4}{15} \pi \theta w_0^3 \langle c \rangle^2 \frac{P^*}{(1 + D_v) \langle l \rangle^3} \quad (4-34)$$

4.5.4 Koppeling met macroscopische grootheden: het Peach-percolatiemodel

Met de formules (4-17), (4-22) en (4-34) kan de permeabiliteit k berekend worden uit de 'microholte-grootheden' $\langle w \rangle$, $\langle c \rangle$ en $\langle l \rangle$ bij uitzetting van een steenzoutmonster. Dit gedrag

willen we koppelen aan (1) het empirisch waargenomen verloop van k bij porositeiten dalend van ca. 40% tot enkele procenten, en (2) de waargenomen waarden voor de porositeit van impermeabel steenzout.

In het proefschrift van Peach worden een aantal aannames gedaan omtrent de relatie tussen de microholtegrootheden. Dit wordt als eerste beschreven. Echter, deze aannames leiden tot een slechte overeenkomst met gemeten permeabiliteiten bij relatief grote volumetrische uitzetting. Daarom wordt ook een alternatieve set van aannames besproken, die tot een betere overeenkomst leidt.

Beschouwen we formules (4-12) en (4-17) nader:

$$D_v = \frac{V_p}{V_s} = \frac{\phi}{1-\phi} = \alpha 2\pi \langle c \rangle^2 w_0 \text{ fractie}_{w \neq 0} \frac{1}{\langle l \rangle^3} \quad (4-12)$$

$$p = \frac{\pi^2 \langle c \rangle^3}{4 \langle l \rangle^3} \text{ fractie}_{w \neq 0}(D_v) = \frac{\pi \langle c \rangle}{8\alpha w_0} D_v \quad (4-17)$$

In deze formules zijn ook $\langle c \rangle$, w_0 en $\text{fractie}_{w \neq 0}$ functies van D_v . Bij $D_v=0$ zijn alle microholtes dichtgedrukt. Dit gebeurt alleen bij steenzout dat met hoge druk samengeperst wordt. Wanneer deze uitwendige druk verdwijnt, 'veren' de microholtes open (er treedt uitzetting op), en de permeabiliteit stijgt plotseling (zoals waargenomen in steenzout). In dit proces zijn de microholtes van begin ($D_v=0$) af aan al aanwezig, maar dichtgedrukt. Daarom veronderstellen we dat de waarde van $\langle c \rangle$ constant is.

Bij dit proces van 'openveren' van de microholtes zal het aantal nog dichte microholtes afhangen van de uitwendige druk. Daarom zal niet de waarde w_0 afhangen van de uitwendige druk, maar het aantal microholtes dat geopend is.

Uit vergelijking (4-12) volgt dan:

$$D_v \propto \text{fractie}_{w \neq 0} \quad (4-35)$$

Uit vergelijking (4-17) volgt nu dat voor kleine waarden van D_v :

$$\begin{aligned} p &\propto D_v \\ \frac{1}{3} &\propto D_v \\ p &= \frac{1}{3} \frac{D_v}{D_t} \end{aligned}$$

met:

D_t : de waarde van D_v die overeenkomt met de percolatiedrempel ($p=1/3$ in vgl. 4-22)

Bij kleine uitzetting zullen $\langle c \rangle$ en w_0 constant zijn. Echter, wanneer de volumetrische uitzetting de waarde $3D_t$ bereikt, zal p de waarde één bereiken. Daar p niet groter kan worden dan één, moet

dan het gedrag van $\langle c \rangle$ en w_0 veranderen: het moet de stijging van p t.g.v. de stijging van D_v (zie formule 4-17) compenseren. Dit gedrag kan bereikt worden met de volgende relatie:

$$\frac{w_0}{\langle c \rangle} = k_0(2D_t + D_v) \quad (4-36)$$

Met: k_0 is een constante.

Dan vinden we voor p :

$$p = \frac{D_v}{2D_t + D_v} \quad (4-37)$$

Uit vergelijking (4-12) volgt:

$$D_v \propto \langle c \rangle^3 \frac{2D_t + D_v}{1} \text{ fractie}_{w \neq 0} \quad (4-38)$$

Voor $D_v \gg D_t$ zal de fractie_{w≠0} bijna niet meer kunnen toenemen. Voor grote D_v is $\langle c \rangle$ dus constant. Dit is consistent met de veronderstelling dat $\langle c \rangle$ constant is bij kleine waarden van D_v .

Bovenstaande leidt tot de volgende relatie voor P^* (zie vergelijking 4-23):

$$P^* = \frac{(2D_t + D_v)(D_v - D_t)^2}{D_v^3} \quad (4-39)$$

en de permeabiliteit k wordt:

$$k = \frac{4}{15} \pi \theta k_0^3 \frac{\langle c \rangle^5 (2D_t + D_v)^4 (D_v - D_t)^2}{\langle l \rangle^3 D_v^3 (1 + D_v)} \quad (4-40)$$

Wanneer $D_v \gg D_t$ en D_v is kleiner of ongeveer gelijk aan 1, dan leidt dit tot:

$$P^* = 1$$

$$k \propto \frac{D_v^3}{(1 + D_v)} \quad (4-41)$$

Uit experimenten (in BAMBUS) is de volgende relatie bepaald:

$$k = 1.559 \cdot 10^{-8} \phi^{5.24} \text{ m}^2 = 1.559 \cdot 10^{-8} \left(\frac{D_v}{1 + D_v} \right)^{5.24} \text{ m}^2 \quad (4-42)$$

Deze relatie is gemeten voor porositeiten ϕ tussen ca. 5% en 40%, dus $0.05 < D_v < 0.7$. Het gedrag ten gevolge van de veronderstelling van formule (4-36) leidt in dit bereik tot een evenredigheid van de permeabiliteit k met D_v^3 . Dit is moeilijk te koppelen aan het BAMBUS resultaat.

4.5.5 Koppeling met macroscopische grootheden: het METRO-percolatiemodel

Om de overeenkomst van de berekende permeabiliteit en de gemeten permeabiliteit te verbeteren wordt een andere veronderstelling gedaan:

$$\frac{w_0}{\langle c \rangle} = k_0 \phi = k_0 \frac{D_v}{1 + D_v} \quad (4-43)$$

Met: k_0 is een constante.

Uit vergelijking (4-12) volgt:

$$D_v \propto \langle c \rangle^3 \frac{D_v}{1 + D_v} \text{ fractie}_{w \neq 0} \quad (4-44)$$

Voor $0.1 < D_v < 0.7$ zal de fractie_{w≠0} bijna niet meer kunnen toenemen. Voor $\langle c \rangle$ geldt dan:

$$\langle c \rangle = c_0 (1 + D_v)^{1/3} \quad (4-45)$$

Met c_0 een constante.

Dus $\langle c \rangle$ varieert weinig met D_v . Dit is consistent met de veronderstelling dat $\langle c \rangle$ constant is bij kleine waarden van D_v . De fractie_{w≠0} bij kleine D_v is kennelijk constant en ongelijk aan nul. De toename van de kans p komt dan vooral voort uit de (langzame) groei van $\langle c \rangle$.

Dit zien we terug in de relatie tussen p en D_v :

$$p = \frac{1 + D_v}{3(1 + D_t)} \quad (4-46)$$

Zonder uitzetting, $D_v=0$, en $D_t \approx 0.01$ resulteert dit in $p(D_v=0) = 0.33$. Dit resultaat heeft de schijn van inconsistentie, immers bij $D_v = 0$ zijn alle microholtes dicht (zie vergelijking 4-16). Echter, als $D_v > 0$ zijn alle microholtes open, hoe klein D_v ook is. Dit resulteert erin dat in het limietgeval $D_v \downarrow 0$ de kans $p > 0$ én de fractie_{w≠0} > 0 blijft. Geformuleerd als limiet vinden we een consistent resultaat. Zoals eerder opgemerkt is de toename van p bij stijgende D_v een gevolg van de (langzame) groei van $\langle c \rangle$; de fractie_{w≠0} is constant.

P^* is dan:

$$P^* = \frac{27(1 + D_t)(D_v - D_t)^2}{4(1 + D_v)^3} \quad (4-47)$$

Dit leidt tot de volgende relatie tussen k en D_v :

$$k = \frac{1}{15} \pi \theta k_0^3 \frac{c_0^5}{\langle l \rangle^3} \frac{27(1 + D_t) D_v^3 (D_v - D_t)^2}{(1 + D_v)^{16/3}} \quad (4-48)$$

Deze relatie heeft slechts twee parameters die bepaald moeten worden uit metingen:

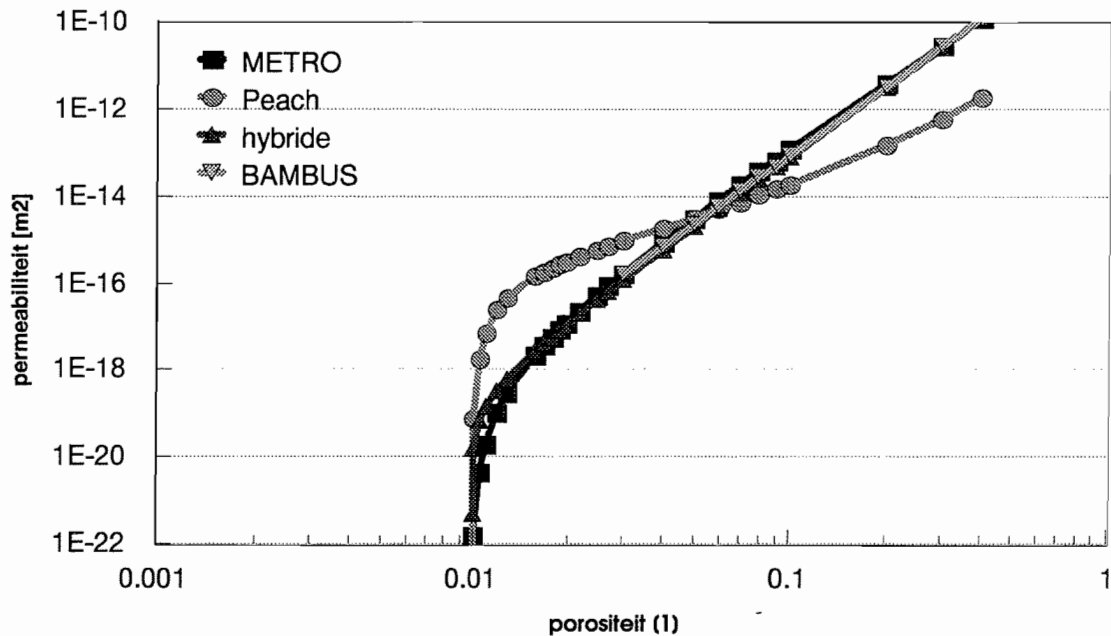
- een coëfficiënt $K = (k_0^3 c_0^5 / \langle l \rangle^3) \text{ m}^2$
- de percolatiedrempel $D_t(1)$

4.5.6 Het 'hybride' percolatiemodel

Het BAMBUS-resultaat is goed bruikbaar om het METRO-percolatiemodel te extrapoleren naar porositeiten die veel groter zijn dan ϕ_t . De volgende relatie benadert het METRO-dilatatie model goed als $\phi \cong \phi_t$ en het BAMBUS model als $\phi > 10\phi_t$:

$$k = 1.559 \cdot 10^{-8} \phi^{3.24} (\phi - \phi_t)^2 \text{ m}^2 \quad (4-49)$$

Dit model wordt aangeduid met 'hybride model', omdat het goed past bij de gemeten krommes, en ook bij het netwerk-model van Peach. Bovendien is dit model eenvoudig te implementeren in EMOS. In figuur 24 zijn de resultaten van de 'BAMBUS-metingen', het hybride model, het METRO-model en het netwerkmodel van Peach weergegeven. Omdat de porositeit van natuurlijk steenzout (impermeabel) ongeveer 1% is, is gekozen voor $\phi_t = 1\%$.



Figuur 24 Relatie tussen porositeit ϕ en permeabiliteit k volgens de besproken modellen

4.5.7 Discussie van het percolatiemodel

Het belangrijkste resultaat van het percolatie-model is dat het verklaart dat een poreus materiaal volledig impermeabel kan zijn bij porositeiten groter dan nul. Het model voorspelt echter niet bij welke waarde van de porositeit de overgang van impermeabel naar permeabel optreedt. Er is wel een tamelijk sterke aanwijzing dat de permeabiliteit k bij deze overgang proportioneel is met: $k \propto (\phi - \phi_t)^2$, waarbij ϕ de porositeit van het steenzout is, en ϕ_t de waarde van de porositeit waarbij de omslag van geleidend naar niet-geleidend plaatsvindt.

De relatie tussen de permeabiliteit en de porositeit bij grotere porositeiten is sterk te sturen met behulp van de aannames omtrent de groei van het netwerk bij toenemende porositeit - zie het verschil tussen het METRO-model en het oorspronkelijke model van Peach. De overeenkomst tussen het METRO-model en de BAMBUS-metingen is daarom geen gevolg van toepassing van fundamentele stromingsleer, maar is quasi-empirisch van aard.

Tenslotte, het percolatiemodel is door Peach ontwikkeld voor impermeabel steenzout dat door uitzetting permeabel wordt. Aangenomen is dat dit proces ook in 'omgekeerde' richting optreedt: het impermeabel worden van zoutpluggen of zoutgruis door compactie.

Omdat het impermeabel worden van de zoutpluggen en het opvulzout de sleutel is tot de uiteindelijke volledige isolatie van het afval in de steenzoutformatie, zou verdergaand theoretisch en experimenteel onderzoek naar dit onderwerp zeker zinvol zijn. Een eerste aanzet hiertoe is gegeven in [25]. Hierin is een geometrisch model van de stapeling van de zoutkorrels onder invloed van compactie ontwikkeld. Dit geometrisch model geeft betere schatting van de kans op aansluiting tussen twee naastgelegen microholtes, en ook een beter uitgangspunt voor de berekening van de permeabiliteit van zo'n geleidend netwerk van microholtes.

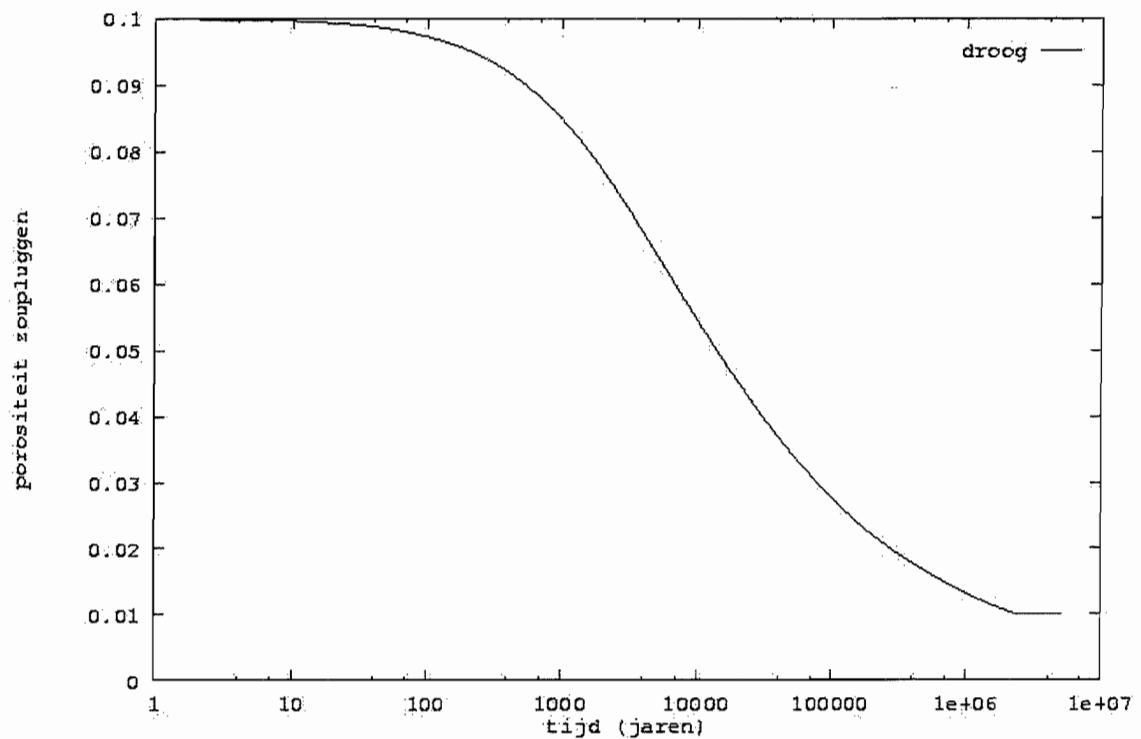
4.6 Berekeningen betreffende het 'fail safe' gedrag van de faciliteit

In paragrafen 4.4 en 4.5 zijn de modellen besproken waarmee de pekerverplaatsingen door de ondergelopen faciliteit berekend kunnen worden. Deze pekerverplaatsingen kunnen de oorzaak zijn van het ontsnappen van afval uit de faciliteit. In paragraaf 4.6 worden de resultaten van enkele verkennende berekeningen gepresenteerd: in paragraaf 4.6.1 wordt aangegeven hoe (snel) en onder welke omstandigheden de pluggen (die de opbergcellen afsluiten) impermeabel worden; in paragraaf 4.6.2 wordt de grootte van de pekerverplaatsingen gegeven. Deze pekerverplaatsingen vormen de basis voor de berekening (paragrafen 4.7 en 4.8) van de hoeveelheid radioactief materiaal dat uit de faciliteit kan ontsnappen.

4.6.1 Berekening van het verloop van de permeabiliteit van de pluggen

In het verwaarlozingsscenario wordt aangenomen dat de mijn na enige tijd zal onderlopen. Het is echter niet bekend op welk moment de mijn zal onderlopen. Gedurende de tijd dat de faciliteit nog niet ondergelopen is, vindt wel al convergentie en compactie van de zoutpluggen plaats. De vraag is hoe lang het duurt totdat het afval volledig geïsoleerd is, wanneer er de mijn niet zou onderlopen.

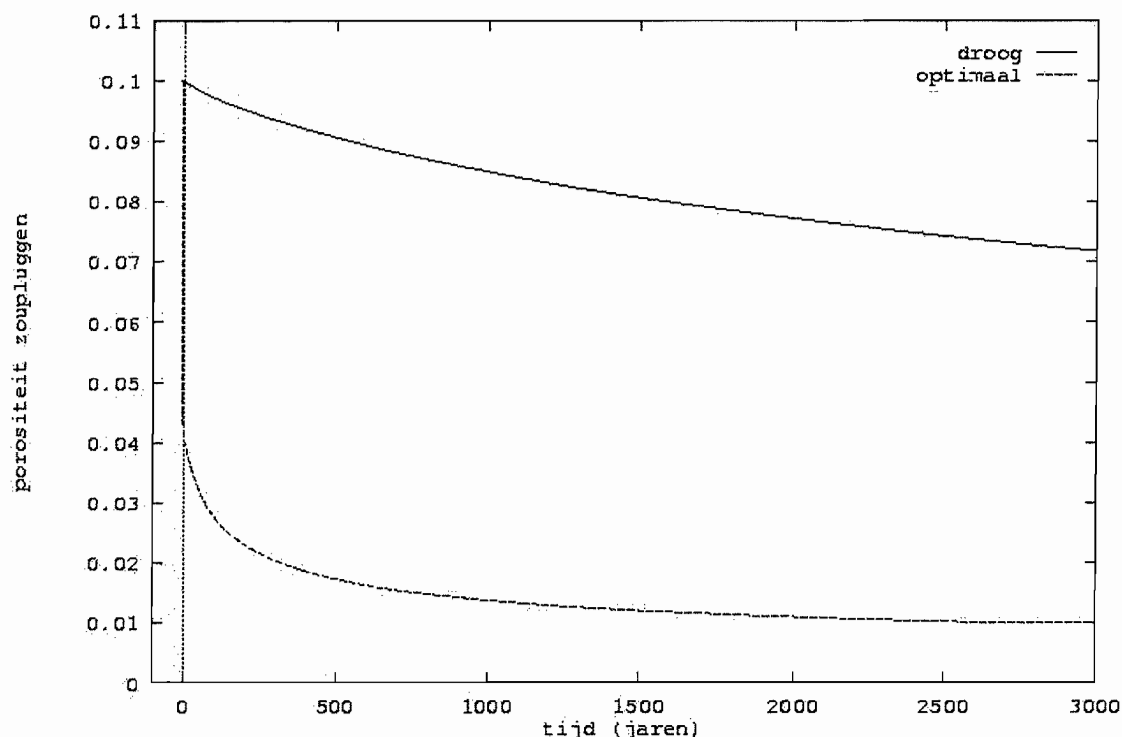
Na het plaatsen van de drie zoutpluggen op de opbergcel, worden deze geleidelijk gecompecteerd door de convergentie van het steenzout. Figuur 25 laat het verloop van de compactie zien wanneer er geen pekkel of grondwater zou binnendringen.



Figuur 25 Verloop van de porositeit van de plug zonder pekeldringen - In werkelijkheid mogelijk 2 à 3 ordes sneller.

Wanneer de porositeit van de pluggen de percolatiedrempel bereiken (1%), dan wordt de plug ondoorlatend. Pas vanaf dat moment is het afval volledig geïsoleerd in de opbergcel. Figuur 25 laat echter zien dat dit pas gebeurt na 3 miljoen jaar. Zelfs wanneer de compactie 2 à 3 ordes sneller verloopt (zie de bespreking van de BAMBUS-resultaten in paragraaf 4.4.3), zou dit nog steeds enkele duizenden jaren duren.

Op dit punt zijn ontwerpverbeteringen nodig. Al tijdens het OPLA-programma werd dit probleem onderkend. Spiers [20] heeft voorgesteld om een kleine hoeveelheid water toe te voegen tijdens de productie van de pluggen. Hierdoor wordt ook het FADT-compactie-mechanisme geactiveerd, waardoor de compactie veel sneller verloopt. Figuur 26 laat het verschil zien.



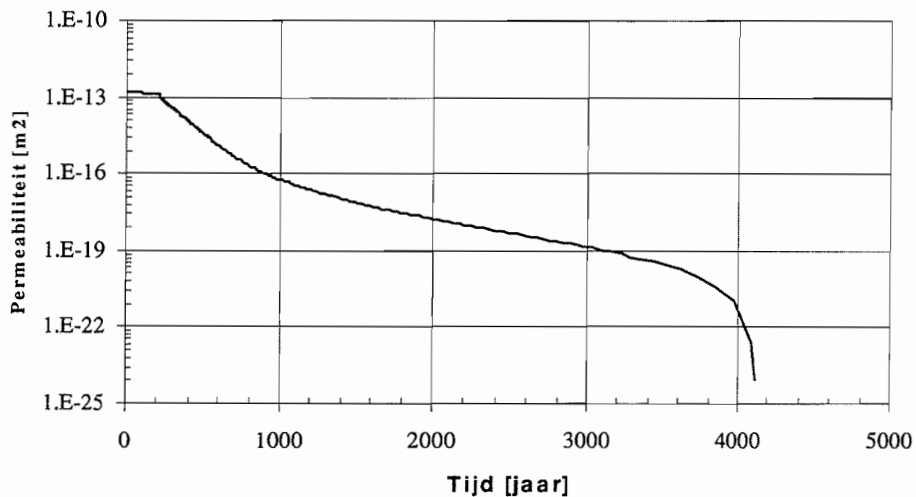
Figuur 26 Compactie met 'optimale zoutmix' en 'droog zout' voor de pluggen

Ook bij de 'optimale mix' duurt het nog steeds enkele duizenden jaren voordat de percolatiedrempel bereikt wordt. Een mogelijk efficiëntere oplossing is om de pluggen met het 'appelboor', dat ook gebruikt wordt om de containers terug te kunnen halen, uit het steenzout uit te snijden. Na plaatsen zijn dan alleen de naden tussen plug en steenzout doorlatend. Deze zullen naar verwachtingen al na enkele weken dichtconvergeren. Voor het modelleren van het impermeabel worden van spleten e.d. zal het percolatiemodel een bruikbaar startpunt zijn.

Een analyse van de situatie waarbij de pluggen niet volledig afsluiten blijft nuttig, omdat in de scenario-ontwikkeling-studie diverse FEPs geïdentificeerd zijn die een goede werking van de pluggen teniet kunnen doen: zoals constructiefouten, fouten bij het plaatsen van de containers, gevolgen van gas-ontwikkeling en de uitwerking van straling op het steenzout. Fouten kunnen nooit uitgesloten worden, het effect van een betere keuze voor het plugmateriaal is vooral dat de kans op een vrijzetting (veel) kleiner wordt. De uitwerking van gas-ontwikkeling en straling op het steenzout moet verder onderzocht worden: het ontwerp moet eventueel zodanig aangepast worden dat de gevolgen van deze processen altijd beperkt blijven.

Figuur 25 laat zien dat gedurende de eerste duizend jaar de porositeit van de pluggen slechts weinig daalt: van 10% naar 8%. De permeabiliteit verandert dan ook weinig. Het maakt duidelijk niet veel uit voor het resultaat op welk moment de pekelinbreuk plaatsvindt. Daarom is willekeurig gekozen voor 200 jaar na plaatsen van het afval.

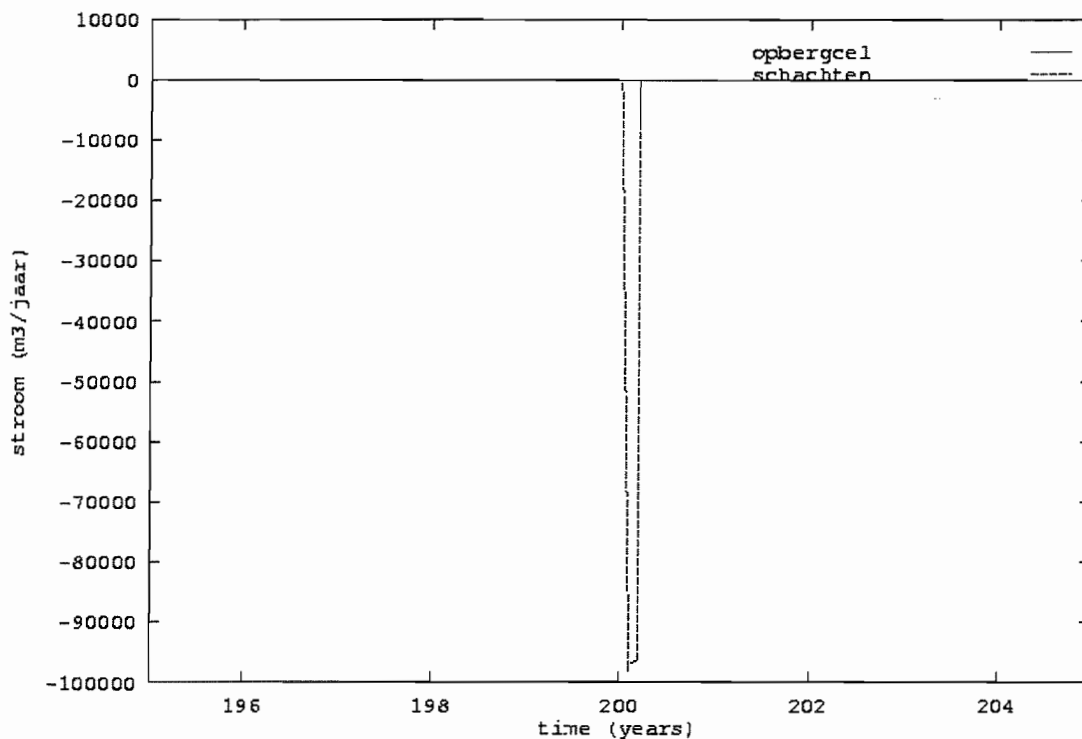
In figuur 27 is het verloop van de permeabiliteit als functie van de tijd gegeven. Na 200 jaar dringt pekkel binnen, wat tot gevolg heeft dat de daling van porositeit en permeabiliteit versneld. Na zo'n drieduizend jaar begint de porositeit de percolatiedrempel te naderen, wat blijkt uit weer een versnelling van de daling van de permeabiliteit.



Figuur 27 Permeabiliteit van de zoutpluggen; pekkelindringen na 200 jaar

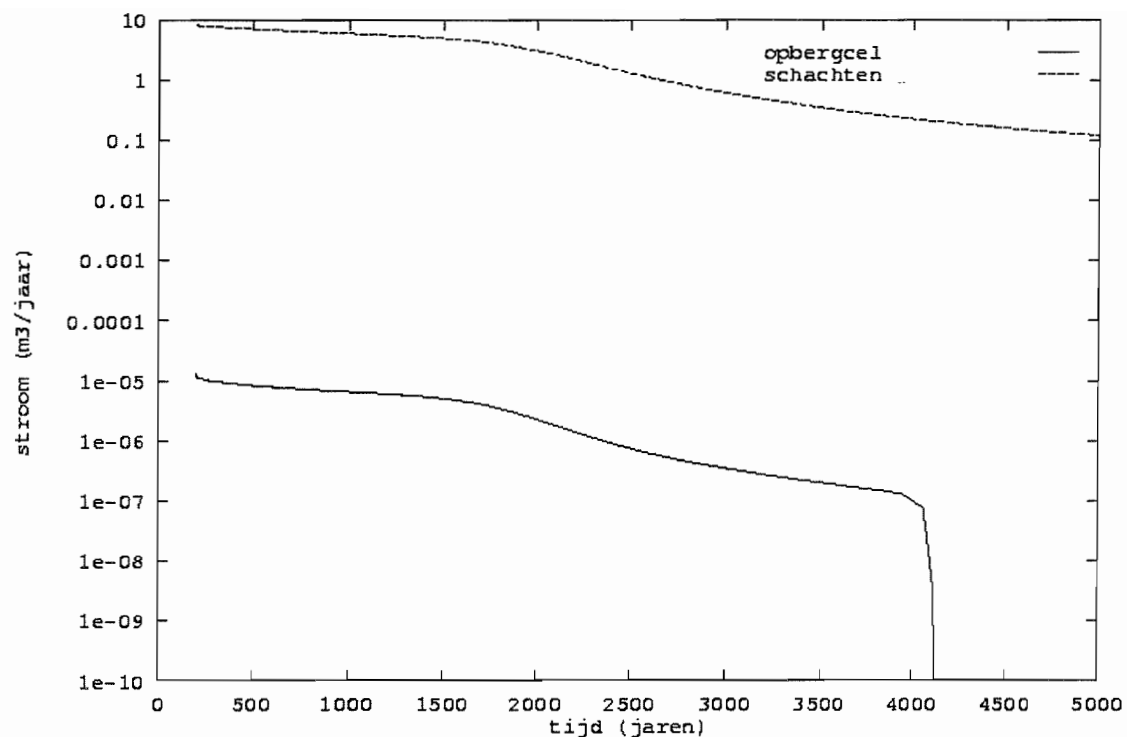
4.6.2 Resultaat van de pekkelstroomberekeningen

Het vollopen van de faciliteit vindt plaats met een groot debiet: ongeveer 100000 m³/jaar (ca. 100 m³/uur). Het leegpersen verloopt veel langzamer, slechts enkele kubieke meters per jaar. Daarom is het vollopen van de mijn en het leegpersen in twee verschillende figuren weergegeven.



Figuur 28 Het vollopen van de mijn en de opbergcellen

Figuur 28 toont het vollopen van de faciliteit en de opbergcel. In ongeveer 0.2 jaar lopen de (open) galerijen en schachten vol. In EMOS lopen de compartimenten achtereenvolgens vol: dus pas wanneer het compartiment met de galerijen volgelopen is, lopen de opbergcellen vol. Figuur 28 toont het vollopen van de opbergcel als een verticale piek, die samenvalt met de 'flank' van het einde van het vollopen van de galerijen. Vanwege het kleine volume van de opbergcel verloopt het vollopen bijzonder snel, en de twee 'flanken' van de piek lijken daardoor samen te vallen. Onmiddellijk na het vollopen start het leegpersen van de faciliteit. Echter, vanwege de schaal is dit niet zichtbaar.

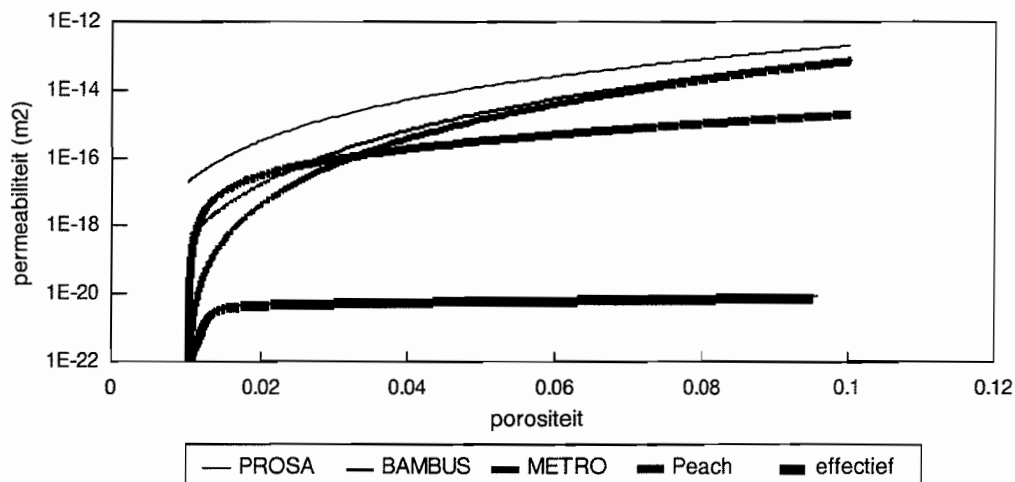


Figuur 29 Het uitpersen van de opbergcel en de galerijen

Figuur 29 toont het verloop van het uitpersen van de opbergcel en van de galerijen, door de convergentie van het steenzout. Na iets meer dan 4000 jaar bereikt de porositeit van de plug de percolatiedrempel, en stopt het uitpersen uit de opbergcel.

In het BAMBUS project is onder andere de relatie tussen de porositeit en de permeabiliteit gemeten. Op basis van het resultaat van deze metingen is een iets andere relatie gekozen dan in PROSA gebruikt is. We zullen bestuderen welk effect dit heeft op het uitpersen van de cel. Zoals al in paragraaf 4.4.4 aangegeven zal de weerstand van de plug tegen het uitpersen van de opbergcel de pekeldruk in de opbergcel verhogen, waardoor de convergentie van het steenzout tegengewerkt wordt. De hydrostatische pekeldruk in de cel, dus zonder een verhoging door uitpersen, is 11 MPa. De maximale pekeldruk, die optreedt wanneer de plug ondoorlatend wordt, is gelijk aan de gesteentedruk: 19.5 MPa. Wanneer de pekeldrukstijging veel kleiner is dan 8.5 MPa (19.5 MPa - 11 MPa), dan zal deze nauwelijks effect hebben op de convergentiesnelheid. We kiezen nu een 'effectiviteitsniveau' van 1 MPa: dus we noemen de permeabiliteit pas effectief als deze een drukverhoging van minstens 1 MPa zou veroorzaken. Met behulp van de met EMOS berekende uitstroom uit de opbergcel en de afmetingen van de pluggen, kan een permeabiliteitsniveau berekend worden waarbij de drukverhoging precies 1 MPa zou zijn. Dit niveau noemen we het 'effectiviteitsniveau' voor de permeabiliteit. Figuur 30 toont het effectiviteitsniveau bij alle porositeiten en de bijbehorende pekelstroom die berekend zijn door

EMOS versus de permeabiliteit bepaald met behulp van diverse modellen en modelparameterwaarden.



Figuur 30 Permeabiliteiten volgens verschillende modellen vergeleken met het effectiviteitsniveau

Opvallend is dat alle modellen permeabiliteiten geven die ver boven het effectiviteitsniveau (ca. 10^{-20} m^2) liggen zolang de percolatiedrempel (1%) niet benaderd wordt. Dus heeft de keuze voor het model geen effect op de berekende pekelsestromen. Alleen wanneer de porositeit de percolatiedrempel nadert gaat de keuze voor het model een rol spelen.

De oorzaak van dit fenomeen is dat het pekervolume in de opbergcel erg klein is. Zelfs bij ongeremde convergentie van het steenzout is de uitstroom zo klein, dat de drukval ten gevolge van het doorstromen van de pluggen verwaarloosbaar is ten opzicht van de hydrostatische druk. Figuur 29 laat zien dat de uitstroom daalt van $10^{-5} \text{ m}^3/\text{jaar}$ (10 ml/jaar) tot $10^{-8} \text{ m}^3/\text{jaar}$ (0.01 ml/jaar). Deze lage uitstroomsnelheid is een gevolg van de convergentiesnelheid en het kleine volume in de opbergcel.

Anderzijds geeft dit resultaat wel aan dat een goede modellering van de permeabiliteit rond de percolatiedrempel nodig is.

4.7 Modellen voor de migratie van afval door de verwaarloosde faciliteit

Met de modellen die besproken zijn in de voorgaande paragrafen kan bepaald worden wanneer het afval volledig geïsoleerd wordt, en hoe groot de pekerverplaatsingen door de ondergelopen faciliteit zijn. Aan de hand van de pekerverplaatsingen kan bepaald worden hoeveel afval kan ontsnappen uit de faciliteit. Hiervoor zijn de volgende modellen nodig:

- Uitloggen van het verglaasde afval wanneer het in contact komt met pekelse (paragraaf 4.7.1 - bestaand model in EMOS)

- Model voor advectief transport van het afval dat door uitlogen opgelost is in de pekkel (paragraaf 4.7.2 - bestaand model in EMOS)
- Model voor diffusief transport van afval opgelost in pekkel (paragraaf 4.7.3 - bestaand model in EMOS)
- Model voor diffusief transport wanneer de porositeit de percolatiedrempel nadert (paragraaf 4.7.4 - nieuw model)
- Model voor transport door mengprocessen (paragraaf 4.7.5 - correctie van het bestaande model in EMOS)

4.7.1 Model voor het uitlogen van verglaasd afval

Er zijn twee processen waardoor radionucliden die gefixeerd zijn in de glasmatrix oplossen in de pekkel: (1) uitlogen en (2) oplossen van de glasmatrix zelf. Het eerstgenoemde proces, uitlogen, houdt in dat goed oplosbare componenten in het glas oplossen, waardoor ook een deel van het afval oplost. Bij het tweede proces, oplossen van de glasmatrix zelf, gaan de nucliden in oplossing die gefixeerd zijn in het deel van het glas dat oplost.

Tabel 16 geeft de samenstelling van verglaasd afval in één COGEMA-container (112 liter glas) [14].

Tabel 16 Samenstelling van het verglaasde afval in één COGEMA-container

Stof	Gewicht (kg); massa-percentage
Niet radioactief:	
SiO ₂	137.6 (45 %)
B ₂ O ₃	42.4 (13.9 %)
Na ₂ O	29.9 (9.8 %)
Andere glas-componenten	54.9 (18 %)
Radioactief:	
Splijtingsproducten	34.5 (11.3 %)
Actiniden	6.7 (2.2 %)
Som	306

De silicaten (SiO₂) lossen slecht op in water en pekkel vanwege hun lage oplosbaarheidslimiet. Experimenten [26] geven aan dat, nadat precies zoveel glas opgelost is dat de oplosbaarheidslimiet van de silicaten bereikt is, de andere glasproducten geleidelijk in oplossing kunnen blijven gaan door uitlogen.

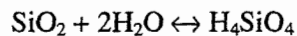
Tabel 17 geeft aan welke stoffen goed uitlogen en welke minder goed uitlogen [26].

Tabel 17 Uitloggen van verschillende componenten van de glasmatrix

goed uitlogende stoffen	matig uitlogend	niet uitlogende stoffen
B ₂ O ₃	Pu-oxide	SiO ₂
Cs-oxide	U-oxide	
Co-oxide	Am-oxide	
Sr-oxide	Tc-oxide	
Zn-oxide		
Np-oxide		

COGEMA [27] rapporteert wat de functie is van de verschillende toevoegingen in het glas. De toevoeging van B₂O₃ is nodig om, tijdens het verglazen, een geschikte viscositeit van het dan vloeibare glas te verkrijgen. Tevens wordt gerapporteerd dat deze toevoeging aan het glas de weerstand tegen uitloggen vermindert.

In de Duitse PSE studie (PSE-10, [28]) wordt het oplosproces als volgt beschreven: bij het eerste contact tussen pekels en de glasmatrix gaan silicaten vrij snel in oplossing. Het afval dat gefixeerd was in dit deel van de silicaten, gaat dan ook in oplossing. Het oplossen van de silicaten is een reversibel proces, dat met de volgende reactievergelijking beschreven wordt:



Het kiezelzuur (rechterlid in de vergelijking) is opgelost in de pekels. Echter, de oploslimiet is laag, ongeveer 10 ppm en niet erg afhankelijk van temperatuur of pH. Bij toenemende concentratie van het kiezelzuur, gaat de ‘terugreactie’, depositie van silicaten op het glasblok, sneller verlopen. Deze depositie, een corrosielaag op het glasblok, stabiliseert de glasmatrix, waardoor het oplosproces uiteindelijk zelfs zou kunnen stoppen. Deze corrosielaag zal in dat geval ook het uitloggen tegengaan. Bij het stoppen van het oplosproces is de kiezelzuurconcentratie in de pekels gelijk (per definitie) aan de verzadigingsconcentratie.

In pekels blijken echter ook alternatieve reacties op te treden, waardoor de kiezelzuurconcentratie op een stationair niveau net beneden de oplosbaarheidslimiet blijft - ook wanneer de pekels niet ververscht zou worden. Hierdoor daalt de reactiesnelheid niet volledig tot nul. Er zijn twee varianten:

1. wanneer de oplosbaarheidslimiet bijna bereikt is, ontstaat er een stationaire toestand, waarbij een constante uitlogingsnelheid optreedt voor de uitlogende producten.
2. wanneer de oplosbaarheidslimiet bijna bereikt is, blijft de corrosielaag langzaam groeien. De uitlogingsnelheid blijft geleidelijk dalen, zonder dat de waarde nul bereikt wordt.

Het eerste proces wordt waargenomen in met NaCl verzadigde pekels. Het tweede proces wordt waargenomen in “Q-Lauge (Duits)”: met (vooral) MgCl₂ verzadigde pekels (“Q” van “quinärer Lösung”). De van nature ingesloten pekelsbellen in steenzoutformaties bevatten meestal “Q-brine”.

Volgens PSE-10 [28] is de uitloging door Q-pekkel op de lange termijn minder efficiënt dan uitloging door NaCl-pekkel.

In het verwaarlozingsscenario loopt de mijn vol met zoet water, dat omgezet wordt in NaCl-pekkel doordat het steenzout in oplossing gaat totdat de pekkel verzadigd is. Wanneer de pekkel de opbergcel binnengedrongen is, wordt deze slechts langzaam ververst, waardoor de kiezelzuurconcentratie de oplosbaarheidslimiet zou kunnen naderen, en waardoor dus de bovengenoemde effecten kunnen optreden.

Het oplossen van SiO_2 wordt in PSE-10 [28] met de volgende vergelijking beschreven:

$$\frac{d C_{Si}}{dt} = \alpha f_{Si} \frac{S}{V} k^+ \left(1 - \frac{C_{Si}}{C_{Si}^{sat}} \right) \quad (4-50)$$

met:

- C_{Si} de concentratie van H_4SiO_4 opgelost in pekkel (kg/m^3)
- α omrekeningsfactor van 1 kg SiO_2 naar de overeenkomstige massa van H_4SiO_4 (1.667)
- f_{Si} de massafractie van SiO_2 in het glas (0.45)
- S grootte van het contactoppervlak tussen pekkel en glas (16.5 m^2)
- V het volume van de pekkel in de opbergcel (0.055 m^3 plus maximaal 0.059 m^3 in de plug)
- k^+ reactieconstante voor oplossen van silicaten ($\text{kg}/(\text{m}^2 \text{ s})$)
- C_{Si}^{sat} oplosbaarheidslimiet van H_4SiO_4 ($0.64 \text{ kg/m}^3 \approx 10 \text{ ppm}$)

De reactieconstante k^+ is temperatuurafhankelijk volgens:

$$k^+ = k_0 \exp\left(-\frac{E}{RT}\right) \quad (4-51)$$

met:

- k_0 constante: $184 \text{ kg}/(\text{m}^2 \text{ s})$ op basis van metingen bij $90 \text{ }^\circ\text{C}$ en $200 \text{ }^\circ\text{C}$
- E is activeringsenergie: 75 000 J/mol op basis van metingen bij $90 \text{ }^\circ\text{C}$ en $200 \text{ }^\circ\text{C}$
- R is de universele gasconstante: $8.314 \text{ J}/(\text{K mol})$
- T is de temperatuur (K)

Bij constante temperatuur geldt dus:

$$C_{Si} = C_{Si}^{sat} \left(1 - \exp\left(-\frac{\alpha f_{Si} S k^+}{V C_{Si}^{sat}} t\right) \right) \quad (4-52)$$

Voor een aantal temperaturen en pekkel-volumina is de tijd berekend die nodig is om tot 99% verzadiging te komen. Tabel 18 geeft het resultaat.

Tabel 18 Tijd in uren om 99% verzadiging met kiezelzuur te bereiken

	0.055 m ³ pekkel	0.114 m ³ pekkel
200 °C	0.008	0.02
90 °C	3	6
60 °C	25	52
35 °C	230	470

De temperaturen die relevant zijn voor het METRO-I mijnmodel liggen in het bereik van 35 °C tot 60 °C. De tijd om tot 99% verzadigingsgraad te komen is dan enkele dagen tot enkele weken. Dit is een heel korte tijd vergeleken met de tijdschaal van andere processen: enige tientallen jaren tot vele duizenden jaren.

Na enkele dagen tot weken zal het vrijzetten van activiteit alleen nog plaatsvinden door uitloggen van de glasmatrix. In PSE-10 [28] is de B₂O₃-concentratie gemeten om de uitloogsnelheid te bepalen. De metingen bevestigen het volgende verloop in de tijd van de concentratie, waarbij aangenomen is dat het oplosproces van SiO₂ instantaan verlopen is:

$$C_B = C_{B,0} + \frac{S}{V} f_B k t$$

Met:

- C_B de concentratie van B₂O₃ in de pekkel (kg- B₂O₃ /m³)
- $C_{B,0}$ de concentratie van B₂O₃ in de pekkel (kg- B₂O₃ /m³) onmiddellijk na het bereiken van de oplosbaarheidslimiet van het kiezelzuur
- S grootte van het contactoppervlak tussen pekkel en glas (16.5 m²)
- V het volume van de pekkel in de opbergcel (0.055 m³ plus maximaal 0.059 m³ in de plug)
- f_B de massafractie van B₂O₃ in het glas (0.139)
- k snelheid waarmee B₂O₃ uitgeloozd wordt (kg/(m²·s))

De uitloogsnelheid k is gemeten bij 200 °C: 1.2E-8 kg/m²·s. Bij 90 °C was k zover gedaald dat de waarde experimenteel niet nauwkeurig vastgesteld kon worden. In PSE-10 [28] wordt verondersteld dat de activeringsenergie voor k (ongeveer) gelijk zou kunnen zijn aan de activeringsenergie voor k^+ ($E = 75\ 000$ J/mol) of kleiner (tot 50 000 J/mol). Tabel 19 geeft een indruk van het verschil tussen de oplosnelheid k^+ en schattingen van k bij diverse temperaturen.

Tabel 19 Oplosnelheid k^+ en uitloogsnelheid k (kg/m²·s) bij diverse temperaturen

	k^+	k (maximaal)	k (schatting)
k_0 (kg/m ² ·s)	184	0.0039	2.2
E (J/mol)	75 000	50 000	75 000
200 °C	9.6E-7	1.2E-8	1.2E-8
90 °C	3.0E-9	2.5E-10	3.5E-11
60 °C	3.2E-10	5.6E-11	3.8E-12
35 °C	3.5E-11	1.3E-11	4.2E-13

De uitloogsnelheid k is 3 tot 100 maal kleiner dan de initiële oplossnelheid k^+ . Echter, omdat het oplossen na maximaal enkele weken stopt, zal na maximaal tien jaar het merendeel van de gemobiliseerde stoffen uit het glas gemobiliseerd zijn door uitloging. Daarom is in eerdere studies [4] deze initiële bijdrage van het oplossen verwaarloosd, en is uitgegaan van alleen de uitloogsnelheid k .

Door het uitloggen zal de concentratie van de nucliden in oplossing geleidelijk stijgen, waardoor ook voor deze de betreffende oploslimiet bereikt wordt. Dreigt de oploslimiet overschreden te worden, dan zal het teveel aan uitgelogde stoffen weer neerslaan in de corrosielaag op het glas.

Tabel 20 geeft de tijd die nodig is om de inhoud van een container (306 kg verglaasd afval) volledig uit te logen, waarbij de oplosbaarheidslimieten van de andere componenten in het glas niet beschouwd zijn.

Tabel 20 Tijd in jaren om 306 kg verglaasd afval (één container) uit te logen

	onbeperkte hoeveelheid pekkel ($> 6400 \text{ m}^3$)	maximumschatting uitloogsnelheid	PSE-10 verwachte uitloogsnelheid
200 °C	0.6	50	50
90 °C	200	2 400	17 000
60 °C	1 900	11 000	160 000
35 °C	16 000	45 000	1 400 000

Een aantal componenten van het radioactief afval logen minder goed uit. Echter, de experimenten geven geen eenvoudig beeld. Uit de experimenten ontstaat het beeld dat niet aangetoond kan worden dat deze stoffen altijd significant minder uitlogen. In de berekeningen wordt daarom aangenomen dat ook de 'minder goed uitlogende' verbindingen toch goed uitlogen.

Kanttekening

In het bovenstaande uitloogmodel is geen rekening gehouden de oplosbaarheidslimiet van de uitlogende componenten van het verglaasde afval. Met name de concentratie van B_2O_3 kan erg groot worden. Hoewel de oplosbaarheids grens van B_2O_3 veel hoger is dan die van SiO_2 , heeft deze toch een eindige waarde. Omdat de hoeveelheid pekkel in de opbergcel erg klein is (op het moment van containerfalen ongeveer 55 tot 100 liter, en daarna gestadig afnemend), kan deze oploslimiet toch bereikt worden. In de analyses is geen rekening gehouden met deze oploslimiet.

Merk op, dat de pluggen in de opbergcel wel degelijk een scheiding vormen tussen de pekkel in de opbergcel en de pekkel erbuiten. Dit lijkt in tegenspraak met de eerdere constatering dat de permeabiliteit van de pluggen in de opbergcel geen weerstand lijkt te bieden aan de door convergentie van het steenzout opgewekte stroming. Echter, dit fenomeen is een gevolg van de

kleine stroomsnelheid (opgewekt door convergentie), zodat zelfs bij een lage permeabiliteit de barrière transparant lijkt.

4.7.2 Model voor advectief transport

Door de convergentie van het steenzout wordt de pekkel, inclusief eventueel daarin opgelost afval, uit de compartimenten geperst en uiteindelijk uit de steenzoutformatie. Wanneer er een pekkelstroom is vanuit compartiment 'A' naar een naastgelegen compartiment 'B' is:

$$\frac{dA_{i,B}}{dt} = Q_{A \rightarrow B} \frac{A_{i,A}}{V_A} \quad (4-53)$$

met:

- $A_{i,B}$ de hoeveelheid opgelost nuclide 'i' in compartiment 'B' in Bq
- t de tijd in jaren
- $Q_{A \rightarrow B}$ de hoeveelheid pekkel die van compartiment 'A' naar 'B' stroomt per tijdseenheid in m³/jaar
- V_A het volume van compartiment 'A' in m³

4.7.3 Model voor diffusief transport

Voor een gegeven concentratiegradiënt is de flux a_i in een poreus medium:

$$a_i = -\tau D \phi_{c^*} \text{grad}(C_i) \quad (4-54)$$

met:

- a_i de flux van nuclide 'i' in Bq/m²·jaar
- τ de tortuositeit van het medium
- D de moleculaire diffusiecoëfficiënt in pekkel in m²/jaar
- ϕ_{c^*} is de geleidende porositeit
- C_i de concentratie van nuclide 'i' in Bq/m³

Wanneer de concentraties in de compartimenten constant zijn, zal er in de verbindende poreuze plug na verloop van tijd een stationaire toestand ontstaan. Het nuclidetransport tussen de aangrenzende compartimenten is maximaal bij deze stationaire toestand. In de berekeningen (EMOS) is verondersteld dat deze stationaire toestand onmiddellijk ontstaat. De concentratiegradiënt in de plug is dan constant, en bepaald door de concentratie in de compartimenten en de lengte van de verbindende plug:

$$\frac{dA_{i,B}}{dt} = -\tau D \phi_{c^*} \frac{C_{i,B} - C_{i,A}}{L_{A,B}} \sigma_{A,B} = -Q_{A \leftrightarrow B}^D (C_{i,B} - C_{i,A}) \quad (4-55)$$

met:

- $A_{i,B}$ de hoeveelheid opgelost nuclide 'i' in compartiment 'B' in Bq
- t de tijd in jaren
- τ de tortuositeit van het medium
- D de moleculaire diffusiecoëfficiënt in pekkel in m²/jaar
- ϕ_{c^*} is de geleidende porositeit
- $C_{i,B}$ de concentratie van nuclide 'i' in compartiment 'B' in Bq/m³

$L_{A,B}^L$ is de lengte van de plug tussen 'A' en 'B'

$\sigma_{A,B}$ is de dwarsdoorsnede van de plug tussen 'A' en 'B'

$Q_{A \leftrightarrow B}^D$ is een voor diffusief transport equivalente hypothetische uitwisselstroom ($m^3/jaar$)

4.7.4 Model voor diffusief transport wanneer de porositeit de percolatiedrempel nadert

Oorspronkelijk werd in EMOS niet de 'geleidende porositeit' berekend. In de berekening werd de porositeit, zoals berekend uit het convergentie/compactieproces gebruikt. Wanneer het compactiemodel nader beschouwd wordt, wordt duidelijk dat in dit model verondersteld wordt dat de druk van de pek in de poriën gelijk is aan de pekeldruk. De pek in de niet verbonden poriën heeft een druk die niet noodzakelijk gelijk is aan de pekeldruk, en waarschijnlijk een andere waarde heeft. Desondanks wordt voorlopig verondersteld dat de porositeit, berekend uit de convergentie-compactiemodellen, de totale porositeit ϕ is. Het zal duidelijk zijn dat nader onderzoek nodig is om te bepalen hoe de compactie beïnvloed wordt door de 'netwerk'-effecten die optreden wanneer de porositeit nadert tot de percolatiedrempel ϕ_c .

Analoog aan de berekening van de kans P^* (zie paragraaf 4.5.3) kan berekend worden wat de kans is dat een microholte deel uitmaakt van het verbonden netwerk. Noem deze kans P . De kans dat een microholte geen deel uitmaakt van het geleidende netwerk ($1-P$) is gelijk aan de kans dat alle 4 potentiële verbindingen vanuit een microholte maken geen verbinding met het verbonden netwerk (kans Q^4)

Dus:

$$1 - P = Q^4 \quad (4-56)$$

Uit paragraaf 4.5.3:

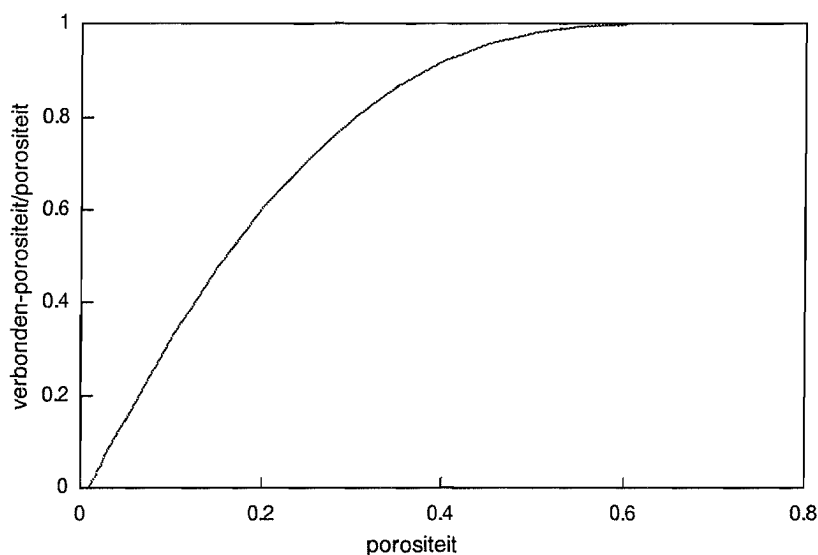
$$Q = \left(\frac{1}{p} - \frac{3}{4} \right)^{1/2} - \frac{1}{2}$$

en, met het 'METRO' model:

$$p = \frac{1 + D}{3(1 + D_i)} = \frac{1 - \phi_i}{3(1 - \phi)}$$

vinden we:

$$\frac{\phi_c}{\phi} = P = 1 - \left(\left(\frac{3(1 - \phi)}{1 - \phi_i} - \frac{3}{4} \right)^{1/2} - \frac{1}{2} \right)^4$$



Figuur 31 P als functie van de porositeit ϕ voor het METRO-model

De relatie tussen de verbonden porositeit ϕ_c en de geleidende porositeit ϕ_{c^*} is:

$$\frac{\phi_{c^*}}{\phi_c} = \frac{P^*}{P} = \frac{1 - 4Q^3 + Q^4}{1 - Q^4} \approx \sqrt{3}(\phi - \phi_t)$$

Oorspronkelijk werd in EMOS verondersteld dat de flux door diffusie proportioneel is met de porositeit. Dit is een overschatting van tenminste de bovenstaande factor ϕ_{c^*}/ϕ_c . In de huidige berekeningen is het diffusietransport benaderd met:

$$\frac{dA_{i,B}}{dt} = -D\sqrt{3}(\phi - \phi_t) \frac{C_{i,B} - C_{i,A}}{L_{A,B}} \sigma_{A,B}$$

Hierbij is ervan gebruik gemaakt dat bij $\phi \approx 30\%$, dus $\phi_{c^*}/\phi_c = 0.5$, de tortuositeit ook ongeveer deze grootte heeft.

Merk op dat de uitwerking van het percolatiemodel op de diffusie complexer is dan hier gemodelleerd. Het poreuze volume kan in drie delen gesplitst worden: (1) het geleidende volume; (2) volume dat wel verbonden is met het geleidende volume, maar dat zelf niet geleidend is; en (3) het niet-verbonden volume.

Difussief transport vindt alleen plaats door poreus volume type '1'. Volume type '2' werkt als een rem, helemaal vergelijkbaar met retentie (volume '2' werkt een soort buffer dat de concentratieverandering afremt). Type '3' is geen transportroute voor diffusie, en heeft bovendien een speciale uitwerking op de compactie. Immers, de pekeldruk in volume '3' is niet noodzakelijk gelijk aan de pekeldruk in de rest van het compartiment.

4.7.5 Model voor transport door mengprocessen

Een aantal fenomenen leidt tot lokale dichtheidsverschillen in de pekels: opwarming en oplossen van bepaalde stoffen (cement in ondergrondse constructies). Onder invloed van de zwaartekracht kunnen deze dichtheidsverschillen circulatiestromingen veroorzaken, wat op zijn beurt leidt tot verplaatsing van opgelost afval. Verder kan gasontwikkeling (bijvoorbeeld bij het corroderen van de metalen containers) resulteren in gasstroming, en daaraan gekoppeld pekelscirculatie-stromen.

Temperatuurgradiënten

Het verloop van de temperatuur in verschillende onderdelen van de faciliteit is gerapporteerd in het METRO-I rapport [2]. Deze data worden ingevoerd in EMOS, en hieruit worden temperatuurgradiënten berekend.

Concentratiegradiënten

Wanneer compartiment 'A' een grote hoeveelheid beton zou bevatten, vindt er een reactie plaats tussen de cement in het beton en de pekels. Vooral wanneer er sprake is van 'Q-pekels' treedt een reactie op: de Mg-ionen in de Q-pekels worden uitgewisseld met Ca-ionen uit de cement. De corrosieproducten in de Q-pekels kunnen een daling van de dichtheid van de pekels met 25 kg/m³ veroorzaken.

Dichtheidsgradiëntgedreven uitwisseling

De relatie tussen de temperatuurgradiënt over een plug en de concentratiegradiënt enerzijds, en de grootte van de circulatiestroming anderzijds is (EMOS handleiding 5-92 [18]):

$$Q_{A \leftrightarrow B}^{C,T} = \frac{gk}{8\mu} H^2 B \frac{|\rho_0 \beta (T_B - T_A) + (\delta\rho_A - \delta\rho_B)|}{L_{A,B}}$$

met:

$Q_{A \leftrightarrow B}^{C,T}$ uitwisselstroom tussen compartimenten 'A' en 'B' in (m³/s)

g gravitatie (9.8 m²/s)

k permeabiliteit van de plug tussen 'A' en 'B'

μ is de dynamische viscositeit van de pekels (1.5E-3 Pa·s)

H is de hoogte van de plug tussen 'A' en 'B' (m)

B is de breedte van de plug tussen 'A' en 'B' (m)

ρ_0 is gemiddelde dichtheid van de pekels in 'A' en 'B' (1200 kg/m³)

β uitzettingscoëfficiënt van pekels (3.1E-4 K⁻¹)

T_B is de temperatuur in compartiment 'B' (K of °C)

$L_{A,B}$ is de lengte van de plug tussen 'A' en 'B' (m)

$\delta\rho_A$ is de toename van de dichtheid van de pekels in compartiment 'A' doordat het in contact is geweest met cement of ander materiaal (kg/m³; bij Q-pekels en cement negatief: bijv. -25 kg/m³)

Gasgedreven uitwisseling

Door corrosie van ijzer of beton, door radiolyse van pekels en door α -verval ontstaan gassen. De gasproductiesnelheid wordt berekend uit de geschatte corrosiesnelheden en uit de grootte en

sterkte van het stralingsveld rondom het afval. Het gas zal uit het compartiment, waarin het geproduceerd is, stromen. In de gasstroming wordt een kleine hoeveelheid pekkel meegesleept, waardoor een gasgedreven pekkelcirculatie ontstaat. De grootte van deze uitwisselstroom is (EMOS vgl. 5-101):

$$Q_{A \leftrightarrow B}^G = f_g \sin(\varphi) \sqrt{k} Q^G$$

met:

$Q_{A \leftrightarrow B}^G$ uitwisselstroom tussen compartimenten 'A' en 'B' in (m³/s)

f_g is een empirische constante die de pekkelstroom koppelt aan de gasstroom (1200 m⁻¹)

φ - horizontaal stroming: $\varphi = 2^\circ$; $\sin(\varphi) = 0.0349$

- verticaal stroming: $\varphi = 90^\circ$; $\sin(\varphi) = 1$.

k permeabiliteit van de plug tussen 'A' en 'B' (m²)

Q^G is de gasproductiesnelheid (m³/s) in het compartiment dat het verst van de schachten ligt - verondersteld is dus dat opeenvolgende compartimenten op dezelfde of grotere diepte liggen.

Transport van radionucliden door mengprocessen

Wanneer de uitwisselstromen tussen de compartimenten bekend zijn, kan berekend worden hoeveel radionucliden hiermee verplaatst worden. Het transport is maximaal:

$$\frac{dA_{i,B}}{dt} = Q_{A \leftrightarrow B} (C_{i,A} - C_{i,B})$$

met:

$A_{i,B}$ de hoeveelheid opgelost nuclide 'i' in compartiment 'B' in Bq

t de tijd in jaren

$Q_{A \leftrightarrow B}$ uitwisselstroom ($Q_{A \leftrightarrow B}^{C,T} + Q_{A \leftrightarrow B}^G + Q_{A \leftrightarrow B}^D$) tussen compartimenten 'A' en 'B' in (m³/s)

t de tijd in jaren

$C_{i,A}$ de concentratie van nuclide 'i' in compartiment 'A' in Bq/m³

Deze vergelijking geeft het maximale transport, omdat er gedurende het transport door de plug tussen 'A' en 'B' menging kan optreden tussen de stroming met hoge concentratie en de stroming met lage concentratie. Als er in de plug een bijzonder grote menging optreedt, dan zal het nuclidetransport door de uitwisselstromen tot vrijwel nul dalen. In de EMOS-handleiding is een concentratieprofiel afgeleid, dwars op de stroming door de plug (vgl. 5-110). In dit profiel zien we inderdaad dat een deel van het doorstroomde oppervlak doorstroomd wordt met pekkel met een hogere concentratie radionucliden, terwijl het andere deel van het oppervlak doorstroomd wordt met pekkel met een lagere concentratie. Uit deze vergelijking kan het concentratieverschil tussen deze twee secties van het oppervlak berekend worden:

$$\Delta C_i = \frac{1}{12} \frac{C_{i,B} - C_{i,A}}{L_{A,B}} \frac{f}{\phi_{c^*} D_h} H^3$$

met:

ΔC_i is het verschil in concentratie van nuclide 'i' (Bq/m³) tussen de hoge-concentratie-stroom en de lage-concentratie-stroom

- $C_{i,B}$ de concentratie van nuclide 'i' in compartiment 'B' in Bq/m³
- $L_{A,B}$ is de lengte van de plug tussen 'A' en 'B' (m)
- f een constante die volgt uit $Q_{A \leftrightarrow B}$ en de afmetingen van de plug (1/s)
- $\phi_{c^*} \cdot D_h$ is het product van de geleidende porositeit met de hydrodynamische dispersiecoëfficiënt van pekels in m²/s, zoals berekend in paragraaf 4.7.4.

Door de convergentie van het steenzout neemt ϕ_{c^*} af met de tijd, en zal ΔC steeds meer stijgen. In de oorspronkelijke versie van EMOS kon ΔC_i zelfs groter worden dan $C_{i,B} - C_{i,A}$. Het door EMOS berekende materiaaltransport kon daardoor veel groter zijn dan het eerder in deze paragraaf gegeven maximale transport. Dit is recent opgelost door de grootte van het materiaaltransport indien nodig te verkleinen tot het eerder gegeven maximale transport.

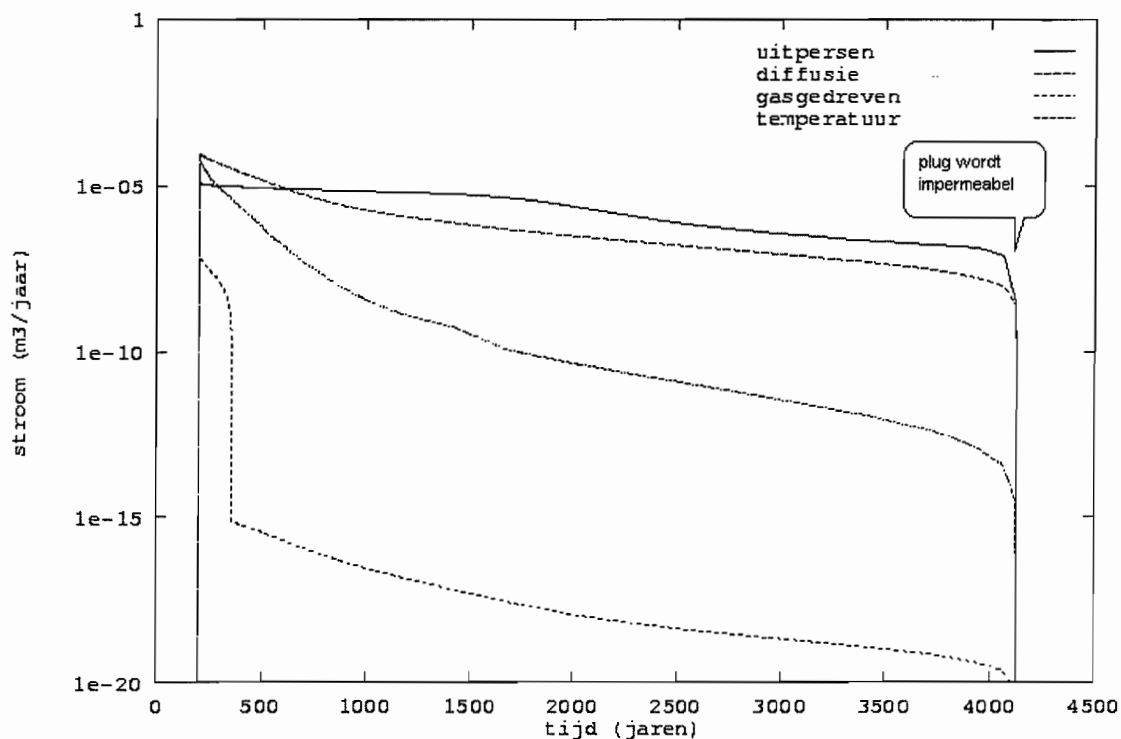
4.8 Resultaten van de berekeningen

Met de berekende pekerverplaatsingen na onderlopen van de faciliteit (paragraaf 4.6) en de modellen voor het berekenen van de afvalmigratie (paragraaf 4.7) kan berekend worden hoeveel afval uit de mijn ontsnapt. Hiermee kan berekend worden wat de doses zijn van de individuen ten gevolge van blootstelling aan dit ontsnapte afval. In paragraaf 4.8.1 worden (detail-)resultaten gepresenteerd van een verkennende berekening van het transport van afval vanuit de opbergcel, door de galerijen naar het grondwater in het afdekpakket.

In paragraaf 4.8.2 worden de radiologische gevolgen geschetst van dit ontsnappen van afval uit de faciliteit.

4.8.1 *Berekend transport vanuit opbergcel naar galerij en afdekpakket*

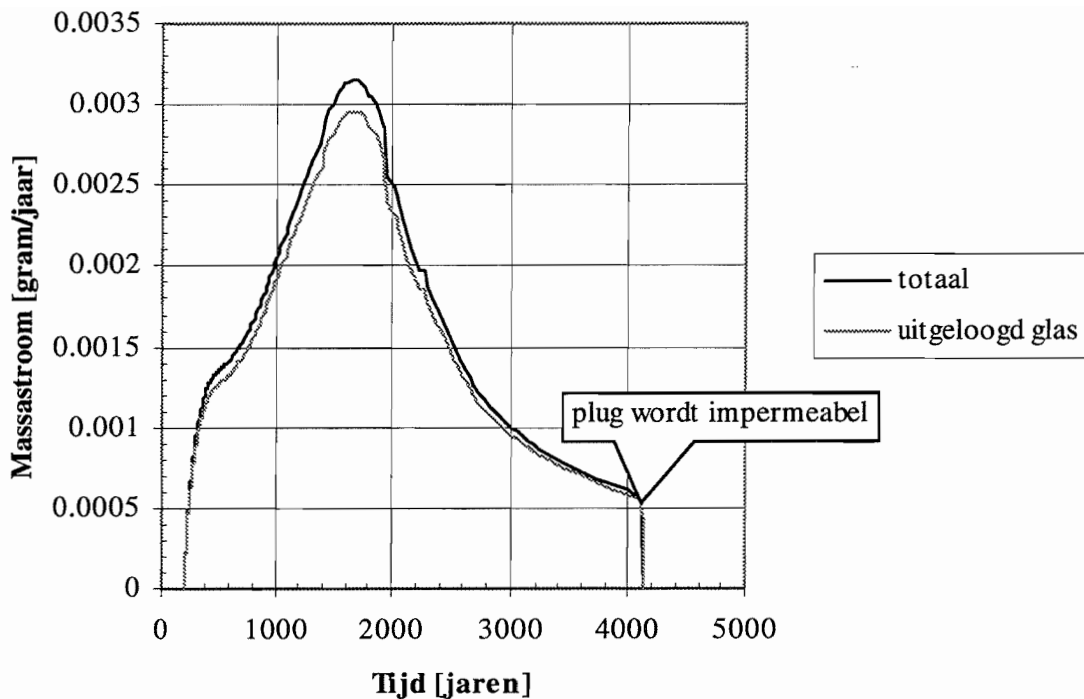
De nuclidestromen (of afvalstromen) worden veroorzaakt door advectief transport (dus transport van afval dat opgelost is in de pekels via de pekelsstromen veroorzaakt door uitpersen) of door menging (diffusie, dichtheidsgedreven of gasgedreven pekelsluitwisselstromen). Figuur 32 toont deze stromen tussen het compartiment 'opbergcel' en het compartiment 'galerijen/schachten'.



Figuur 32 Stromen die het opgeloste afval verplaatsen vanuit de opbercel naar de galerij

Figuur 32 laat zien dat gedurende de eerste 500 jaar na pekeldringen het transport door diffusie het efficiëntst is. Daarna is het advectief transport (aangeduid met 'uitpersen') het efficiëntst.

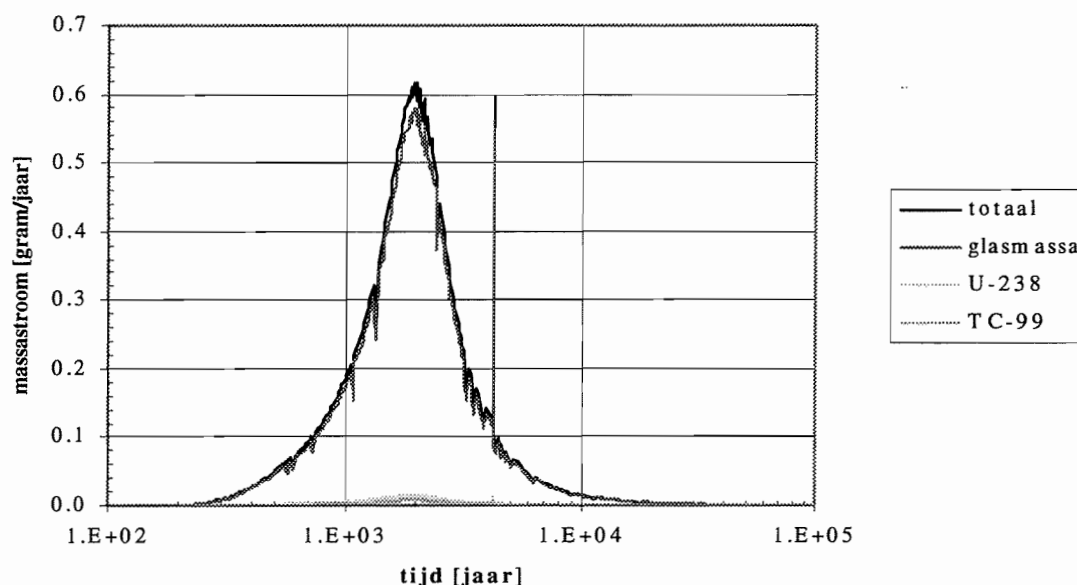
Figuur 33 toont de grootte van de afvalstroom vanuit de opbercel naar het compartiment 'galerijen/schachten'. De grafieken geven de massastroom van glasproducten en de massastroom van de som van glasproducten en radioactieve bestanddelen van het afval.



Figuur 33 Afvalstroom uit de opbergcel naar het compartiment galerijen/schachten

De massa van het glas plus de radioactieve bestanddelen in een opbergcel is 306 kg. De uitstroom vindt plaats gedurende 4000 jaar, met een gemiddelde snelheid van ongeveer 1.5 mgram/jaar. De totale hoeveelheid afval die uit één opbergcel vrijgezet wordt is dan 6 gram.

Figuur 34 geeft de uitstroom van glas en afval uit de schachten van de faciliteit (300 opbergcellen). De 'kartels' in de krommes zijn numerieke artefacten, bijvoorbeeld de hoge piek bij 4000 jaar komt overeen met het impermeabel worden van de pluggen in de opbergcellen.



Figuur 34 Afvalstroom uit de galerijen/schachten naar het afdekkpakket

4.8.2 Doses en radiotoxiciteit

Uit het voorgaande blijkt dat slechts kleine massa's afval vrijgezet worden in het onderloopscenario. Echter, de massa zegt niets over de gezondheidsrisico's die inname van deze kleine hoeveelheden (bijvoorbeeld via het voedsel of drinkwater) kunnen veroorzaken. Om gezondheidsrisico's te kwantificeren worden in deze paragraaf drie grootheden gebuikt:

1. individuele effectieve dosis
2. collectieve dosis
3. radiotoxiciteit

Individuele effectieve dosis

De radiologische maat voor blootstelling van een individu aan radioactief materiaal is de 'individuele dosis'. Er zijn verschillende definities voor individuele dosis, voorbeelden zijn geabsorbeerde dosis, equivalente dosis en effectieve dosis. Voor het type blootstelling dat in dit rapport besproken wordt is de effectieve dosis met de eenheid sievert (Sv) het geschiktst. Gezondheidsschade of -risico's zijn maximaal ongeveer proportioneel met de effectieve dosis. Internationaal is geaccepteerd dat blootstellingen kleiner dan 1 mSv per jaar acceptabel zijn, mits de activiteit, die de oorzaak van de blootstellingen is, voldoende nuttig is; en mits de blootstelling zelf zo klein mogelijk gehouden wordt. Ter vergelijking, de dosis door de natuurlijke achtergrondstraling bedraagt enkele mSv per jaar; het extra overlijdensrisico door een blootstelling van 1 mSv/jaar is hoogstens $5 \cdot 10^{-5}$ per jaar.

Het radioactief materiaal dat ontsnapt uit de opbergfaciliteit kan een individuele effectieve dosis veroorzaken doordat het in de voedselketen kan komen. Op basis van verwachte

consumptiepatronen en de fractie van het voedsel die radioactief materiaal bevat kan de effectieve dosis geschat worden.

De individuele effectieve dosis wordt regelmatig ook aangeduid met 'individuele dosis' of 'effectieve dosis'. Uit de context is dan af te leiden dat de individuele effectieve dosis bedoeld wordt.

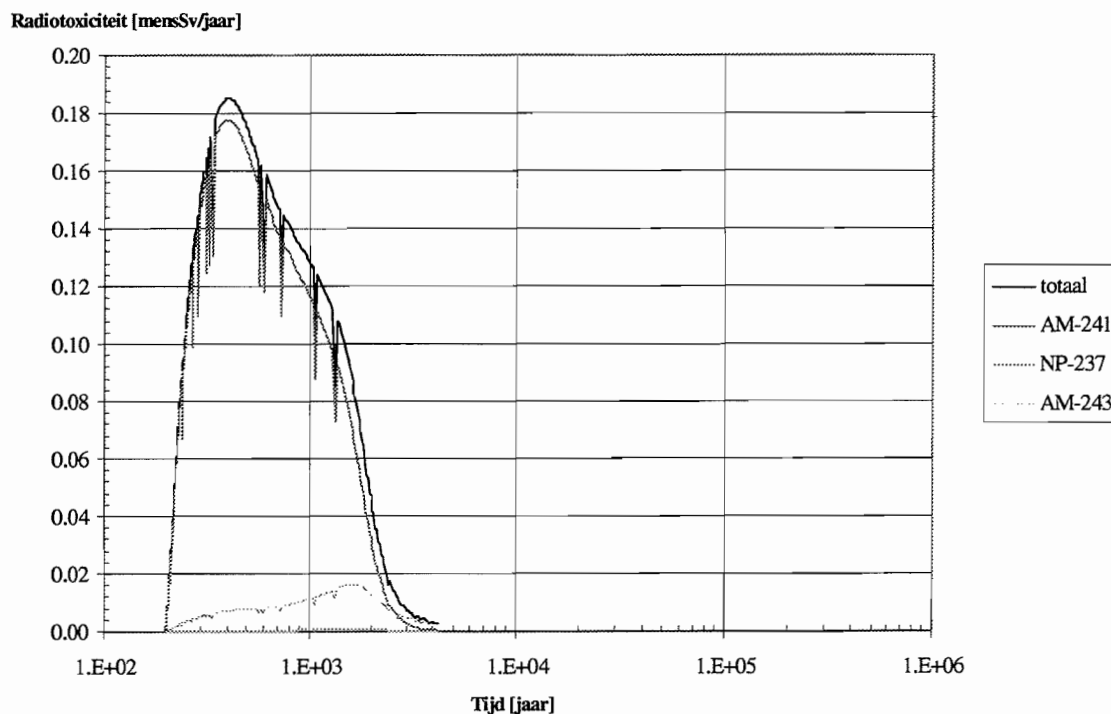
Collectieve dosis

Naast de bovengenoemde 'individuele dosis' wordt ook de zgn. 'collectieve dosis' gebruikt om de gevolgen voor het milieu van een emissie van radioactief materiaal mee te evalueren. De collectieve dosis is de som van de effectieve doses van alle individuen die blootgesteld zijn aan het vrijgezette radioactief materiaal, de eenheid is mens·Sv. Voor de collectieve dosis bestaat geen norm. Er wordt naar gestreefd om zowel de individuele dosis als de collectieve dosis te minimaliseren.

De collectieve dosis kan eenvoudig berekend worden als verondersteld wordt dat alle vrijgekomen radioactief materiaal onmiddellijk geconsumeerd wordt. Informatie over de groep personen die het voedsel consumeren blijkt niet nodig te zijn, elk radioactief atoom dat met het voedsel geconsumeerd wordt geeft een eenvoudig te berekenen bijdrage aan de collectieve dosis, zonder dat het nodig is te weten wie het atoom geconsumeerd heeft.

Radiotoxiciteit

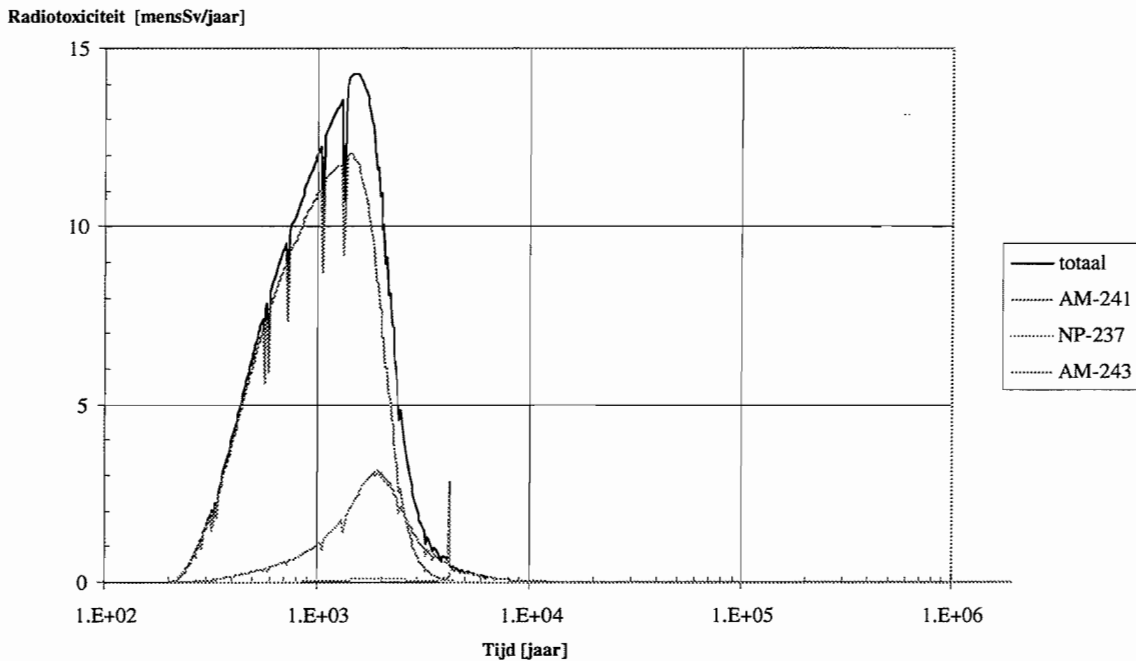
Om het effect van verschillende barrières in een opbergsysteem te evalueren kan de grootte van de radiotoxiciteit (de 'radiotoxische potentie' van een hoeveelheid radioactief materiaal) gebruikt worden. Om de radiotoxiciteit te berekenen wordt aangenomen dat het radioactief materiaal dat op een gegeven tijdstip en plaats vrijgezet is, geconsumeerd wordt door een groep individuen. De hieruit te berekenen (meestal) hypothetische collectieve dosis is een maat voor de radiotoxiciteit. Radiotoxiciteit is een relatieve maat, d.w.z. dat de absolute grootte ervan weinig zegt. Deze maat is vooral bruikbaar bij een vergelijking met de radiotoxiciteit op bijvoorbeeld een ander tijdstip of op een andere plaats. In deze rapportage wordt het gebruikt om te laten zien hoe de radiotoxiciteit afneemt na het passeren van verschillende barrières.



Figuur 35 Radiotoxiciteit van vrijzet radioactief materiaal uit de opbergcel

Figuur 35 geeft de radiotoxiciteit (in mens-Sv per jaar) van de pekels die in een jaar vrijgezet worden uit (of uitgewisseld met) de opbergcel.

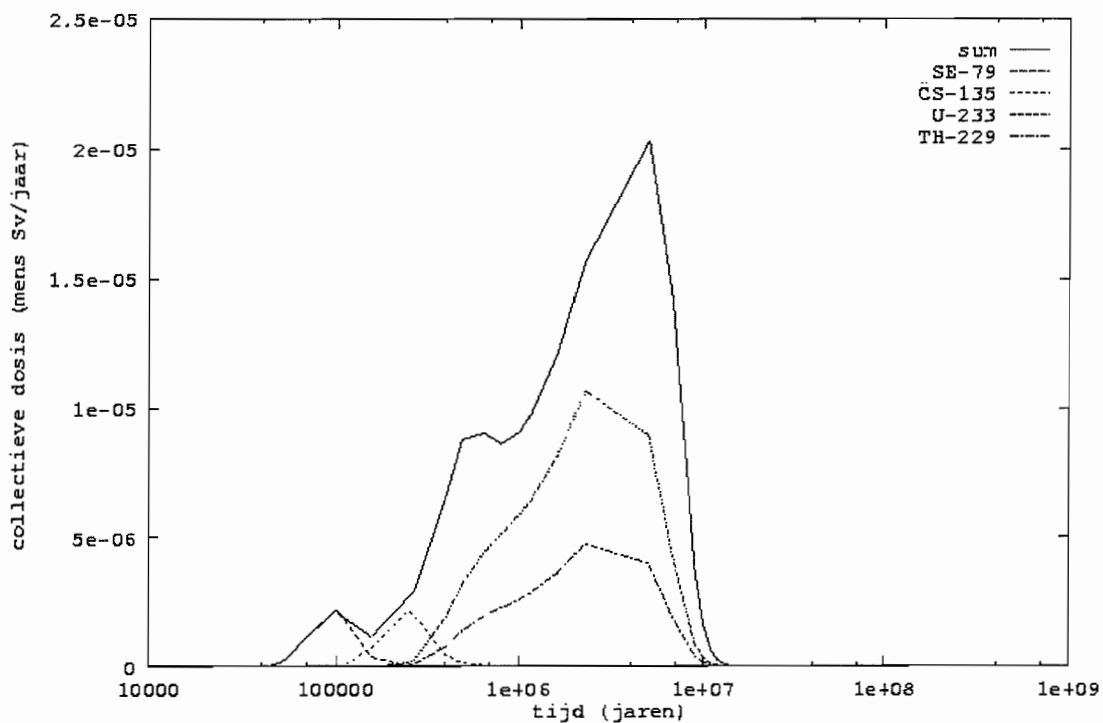
De radioactieve materialen die de opbergcel verlaten hebben, worden verdund in de grote hoeveelheid pekels in de galerijen en gangen, en vervolgens samen met het radioactieve materiaal dat uit de andere opbergcellen ontsnapt met de pekels langzaam uitgeperst naar het grondwatersysteem in. Figuur 36 geeft de radiotoxiciteit van het radioactieve materiaal in deze uitgeperste pekels.



Figuur 36 Radiotoxiciteit van de pekels die uit de faciliteit geperst worden

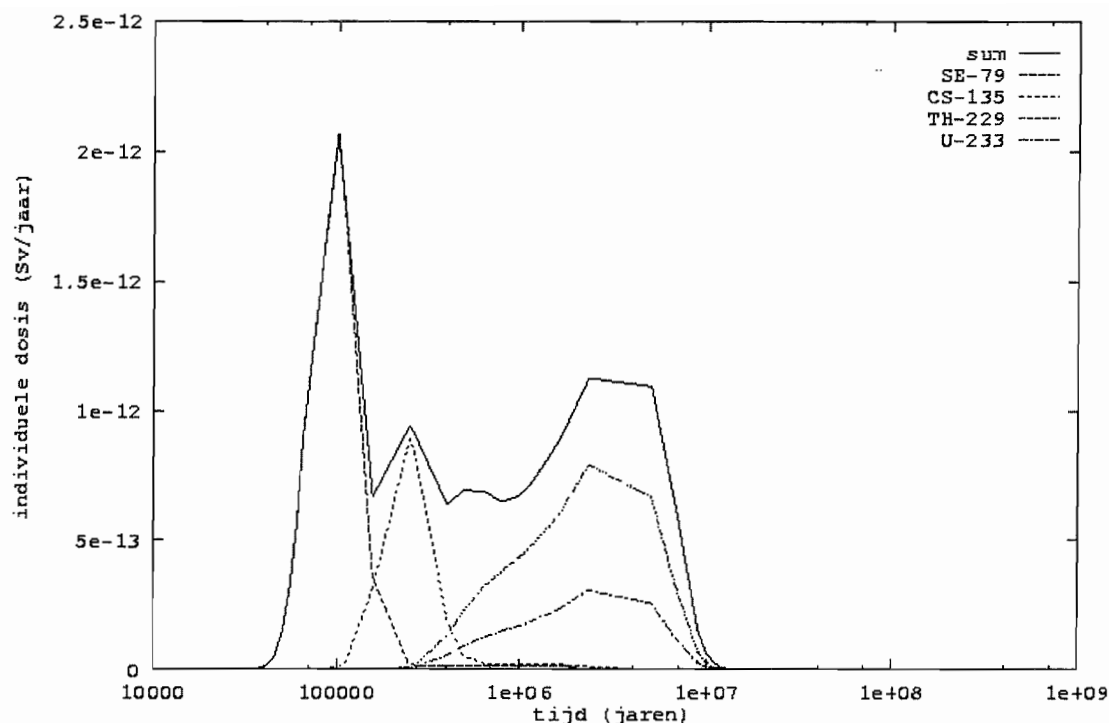
Omdat de gehele faciliteit ongeveer 300 opbergcellen bevat, is de radiotoxiciteit van de pekels die uit de gehele faciliteit geperst worden groter dan de radiotoxiciteit van een opbergcel. De pekels in de faciliteit werken daarentegen als buffer, waardoor de radiotoxiciteit van de gehele faciliteit niet 300x groter is dan die van één opbergcel.

De pekels (met daarin opgelost de radionucliden) worden opgenomen in het grondwatersysteem. Van daaruit kan het oppervlaktewater bereikt worden (bijvoorbeeld een rivier) en kan het afval de voedselketen indringen. In Appendix C is het model beschreven waarmee het transport met de grondwaterstromingen gemodelleerd is, en waarmee de collectieve dosis en de individuele effectieve dosis berekend kunnen worden. Figuur 37 geeft de maximaal collectieve dosis, aangenomen dat alle nucliden die het oppervlaktewater bereiken geconsumeerd worden.



Figuur 37 Maximaal collectieve dosis door het afval dat het oppervlaktewater bereikt

In het kader van PROSA is geschat welke fractie van het afval dat het oppervlaktewater bereikt door één individu geconsumeerd zou kunnen worden. Met deze schatting kan de individuele effectieve dosis berekend worden. Figuur 38 geeft deze schatting als functie van de tijd.



Figuur 38 Individuele effectieve dosis bij het verwaarlozingsscenario

Gedurende ongeveer 2000 jaar is de radiotoxiciteit van de pekkel die uitgeperst wordt uit de faciliteit tamelijk hoog (zie figuur 36). De collectieve dosis (figuur 37) en de individuele dosis (figuur 38) zijn vrij klein, omdat het grondwatertransport zeer langzaam verloopt. Andere blootstellingspaden dan via het grondwater zijn in het kader van de METRO studie (en de PROSA studie) niet nader onderzocht. Echter, de volgende eenvoudige, maar zeer conservatieve, schattingen geven aan dat nader onderzoek wel wenselijk is. Uitgangspunt is dat tussen duizend en tweeduizend jaar na onderlopen de radiotoxiciteit van de pekkel die uit de faciliteit geperst wordt maximaal is:

- de radiotoxiciteit van de pekkel is in die periode bijna 15 mens·Sv/jaar (figuur 36)
- de hoeveelheid uitgeperste pekkel is in die periode tenminste ongeveer 3 m³/jaar (figuur 29)

De pekkel zou via een diepe put direct het drinkwater kunnen bereiken. Pekkel is niet drinkbaar. De per jaar vrijgezette 3 m³ pekkel moet verdund worden met tenminste 4500 m³ zoetwater voordat het drinkbaar is. Een persoon drinkt niet meer dan 800 liter water per jaar. De vrijgezette pekkel wordt dus geconsumeerd door een groep van tenminste 4500/0.8=5600 personen. De individuele dosis is dan hoogstens: (15 mens·Sv/jaar)/(5600 personen) = 3·10⁻³ Sv/jaar.

De pekkel zou ook benut kunnen worden voor de productie van consumptiezout. De hoeveelheid keukenzout in 3 m³ pekkel is 600 kg. De zoutconsumptie van een persoon is maximaal 1 kg/jaar. Het zout dat per jaar geproduceerd wordt (maximaal 600 kg) zou dan geconsumeerd kunnen worden door een groep van tenminste 600 personen. De individuele dosis is dan 25 mSv/jaar.

Op deze schattingen valt veel af te dingen: hoe realistisch is het veronderstelde zoutproductiescenario; hoe realistisch is de veronderstelde verdunning van het putwater. Het zal echter duidelijk zijn dat het kortsluiten van het 'grondwaterpad' tot een forse verhoging van de individuele doses kan leiden. Toekomstig nader onderzoek is daarom wenselijk.

4.9 Verschillen met de modellering in OPLA/1 en PROSA

Het scenario

In de METRO studie is het verwaarlozingsscenario bestudeerd. De reden hiervoor is, dat naarmate de faciliteit langer open blijft, de kans op verwaarlozing groter wordt. In de PROSA studies [4] wordt al opgemerkt dat ook tijdens de operationele fase (in PROSA enige tientallen jaren) omstandigheden kunnen optreden waardoor de nog open mijn kan onderlopen. In sommige gevallen is het niet mogelijk om de mijn weer droog te pompen. In dat geval is de situatie gelijk aan het verwaarlozingsscenario. Echter, in PROSA is verder geen aandacht besteed aan scenario's die optreden tijdens de operationele fase.

Een post-operationeel scenario, dat in PROSA geanalyseerd is, dat vergelijkbaar is met het verwaarlozingsscenario is het pekelindringingsscenario. Echter, bij het sluiten van de faciliteit zijn constructies aangebracht (zoals diverse dammen en pluggen) die de gevolgen van dit scenario kunnen verminderen.

Transportprocessen

Het belangrijkste verschil tussen de analyses in de METRO studie en de voorgaande analyses in OPLA/1 en PROSA is dat er een model geïntroduceerd is dat de door compactie veroorzaakte overgang van permeabele zoutpluggen naar impermeabele zoutpluggen beschrijft: het percolatiemodel. Dit proces heeft invloed op:

1. De pekelstromen. Wanneer de porositeit van de zoutpluggen de percolatiedrempel nadert wordt een lagere permeabiliteit berekend dan in OPLA/1 en PROSA. Dit heeft een gunstig en een ongunstig effect op de vrijzetting van afval: enerzijds is de pekelstroom kleiner (voor het beschouwde METRO-I ontwerp overigens marginaal), waardoor er minder afval vrijgezet wordt; anderzijds is de pekeldruk in de opbergcel groter, waardoor de convergentie meer wordt afgeremd en de pluggen minder snel de percolatiedrempel bereiken. Hierdoor is er gedurende langere tijd dispersief transport mogelijk.
2. Het dispersief transport. Alleen door het deel van de porositeit dat het 'geleidend netwerk' vormt is dispersief transport mogelijk. Hierdoor is het dispersief transport kleiner dan wanneer het berekend zou worden met het 'PROSA-model' (waarin verondersteld wordt dat alle porositeit deel uitmaakt van het 'geleidend netwerk').

Model van de faciliteit

Om terughaalbaarheid van het afval te vereenvoudigen wordt in het METRO-I ontwerp uitgegaan van ondiepe (ca. 5 m) horizontale boorgaten met één container per boorgat. In OPLA/1 en PROSA is uitgegaan van diepe (ca. 130 m) verticale boorgaten met ca. 80 containers per boorgat. De korte horizontale boorgaten zijn elk afgesloten met een 3 m lange zoutplug; de diepe verticale boorgaten

zijn elk afgesloten met een 20 m lange betonplug, waarvan aangenomen werd dat dit zich op de lange termijn hetzelfde gedraagt als compacterend zout.

In het METRO-I mijnmodel is alleen het verglaasde hoogactieve afval beschouwd. In het PROSA-mijnmodel waren grote opbergkamers voor middel- en laagactief afval voorzien.

4.10 Conclusies

In de beschrijving van het METRO-I opbergconcept [2] wordt gesteld dat een gefaseerde opbergstrategie een zekere mate van passieve veiligheid biedt: gesteld wordt dat, ook wanneer de mijn nog open is (de zgn. operationele fase), de opbergcellen met daarin het verglaasde kernsplijtingsafval zodanig afgedicht zijn dat voldoende veiligheid wordt geboden in geval van onverwachte situaties zoals het onderlopen of verwaarlozen van de mijn. Deze stelling, die relevant is voor alle opbergconcepten, behoeft nader onderzoek. Daarom zijn, in het hier beschreven onderzoek, modellen voor veiligheidsstudies (verder) ontwikkeld, zodat ze ook toegepast kunnen worden voor de operationele fase van het METRO-I opbergconcept.

In dit hoofdstuk is beschreven hoe het verwaarlozingsscenario verloopt. Voor een aantal processen die dan op kunnen treden was het nodig om nieuwe modellen te ontwikkelen. Tenslotte zijn enkele verkennende berekeningen uitgevoerd die een eerste indruk geven van de gevolgen van verwaarlozing, en die aangeven op welke punten het ontwerp verbeterd kan worden.

Verwaarlozingsscenario

Het verwaarlozingsscenario beschrijft de ontwikkeling van de faciliteit wanneer deze verwaarloosd zou worden nadat het afval in de opbergcellen is geplaatst, maar voordat de faciliteit afgesloten en verzegeld is. Het eerste teken van verwaarlozen is dat het onderhoud stilvalt (of van onvoldoende niveau is). Het verwaarlozingsscenario bestaat ruwweg uit de volgende stappen:

1. Na stilvallen van het onderhoud aan de faciliteit loopt de faciliteit vol met grondwater, dat wordt omgezet in pekkel.
2. De pekkel wordt door de pluggen geperst, die de opbergcellen afsluiten.
3. Het afval (verglaasd kernsplijtingsafval) komt in contact met de pekkel, een deel van de radioactieve materialen lost op in de pekkel.
4. Door de convergentie van het steenzout wordt de pekkel, met daarin een deel van de radioactieve materialen, uit de faciliteit geperst, en wordt opgenomen in de grondwaterstromingen.
5. Via diverse routes kan het opgeloste materiaal het oppervlak bereiken, wat uiteindelijk tot blootstellingen kan leiden.

Modellen

De modellen die in het kader van OPLA/1 en PROSA ontwikkeld zijn ten behoeve van de analyse van het pekkelindringscenario zijn goed bruikbaar voor de analyse van het verwaarlozingsscenario. Dit betreft met name de modellen voor:

- de convergentie van het steenzout (Prij, [19])

- de compactie van zoutgruis (Spiers, [20])

In het kader van de METRO-studie wordt gevraagd om de 'fail safe' eigenschappen van de faciliteit te bestuderen. Voor het verwaarlozingsscenario is daarom gestudeerd op de processen die er uiteindelijk toe leiden dat het afval in de faciliteit volledig geïsoleerd wordt, en op de vraag wat de consequenties zijn als dit (nog) niet het geval is. In OPLA/1 en PROSA werd aangenomen dat, wanneer een met zout(pluggen) gevulde sectie door compactie de porositeit van natuurlijk steenzout bereikt, deze sectie impermeabel wordt. In METRO is een eerste aanzet gegeven om dit proces te verklaren: het percolatiemodel. Hiermee is ook afgeleid hoe de permeabiliteit en dispersieprocessen zich gedragen wanneer het compacterende zout de 'percolatiedrempel' nadert. De conclusie moet echter luiden dat er nog te weinig fundamentele kennis is van de processen die zich afspelen bij het naderen van de percolatiedrempel.

Spiers heeft uit laboratoriummetingen parameterwaarden bepaald voor het empirische compactiemodel die geldig zijn voor porositeiten groter dan ongeveer 10%. In EMOS wordt het model gebruikt tot porositeiten kleiner dan 1%. Zeer recente vergelijking van het model met Spiers' data voor de compactiesnelheid van droog zout (vgl. 4-3) met de in-situ compactiesnelheden gemeten in het BAMBUS project [23] leert dat de in-situ compactiesnelheid mogelijk 2 tot 3 ordes groter is. Bij de metingen in het BAMBUS project is de porositeit gedaald van ca. 30% à 40% naar enkele procenten. Nader onderzoek om dit verschil te verklaren moet nog uitgevoerd worden. Er zijn aanwijzingen dat vocht de oorzaak kan zijn.

Andere aandachtspunten waren het uitloggen van verglaasd afval door een kleine hoeveelheid pekkel, en het dispersief transport door de pluggen.

Trends

De volgende lange termijn trends zijn waargenomen:

- Wanneer compactie van de zoutpluggen die de opbergcellen afsluiten, ongestoord verloopt, geeft het compactiemodel met de data van Spiers aan dat het zeer lang zou duren voordat deze zoutpluggen impermeabel zouden worden (miljoen jaar). Recente resultaten in het BAMBUS-project geven aan dat de compactie mogelijk 2 à 3 ordes sneller verloopt. Echter, zelfs in dat geval bedraagt de tijd tot volledig afsluiten nog enkele duizenden jaren. Ontwerpwijzigingen die deze tijd verkorten moeten serieus overwogen worden.
- Wanneer de mijn zou onderlopen, gaat de compactie van de zoutpluggen veel sneller verlopen (Spiers FADT model). De pluggen worden dan na ca. 4000 jaar impermeabel.
- De convergentie van het steenzout rond de opbergcel verloopt langzaam. De hoeveelheid pekkel die uitgeperst wordt door de zoutpluggen is bijzonder klein: vlak na onderlopen ongeveer 10 ml/jaar, en dit daalt tot 0.01 ml/jaar (zonder percolatie-effect). De permeabiliteit die nodig zou zijn om zo'n kleine stroming af te remmen kan alleen bereikt worden wanneer de porositeit van de zoutpluggen de percolatiedrempel nadert.
- Daarmee hangt samen dat het aanpassen van de waarden van de parameters van het model, waarmee de permeabiliteit uit de porositeit berekend wordt, aan de recente BAMBUS-metingen geen effect heeft op het resultaat van de berekeningen.

- De vrijzettingssnelheid van het verglaasde afval uit de opbergcel bereikt na 2000 jaar zijn maximum: 0.003 gram/jaar. De totale massa van glas en afval dat gedurende 4000 jaar vrijgezet wordt is ongeveer 6 gram. De glasmassa die achterblijft in de opbergcel is ruim 300 kg.
- De vrijzettingssnelheid van het verglaasde afval uit de hele faciliteit (300 opbergcellen) bereikt na 2000 jaar zijn maximum: 0.6 gram/jaar. De massa van glas en afval dat in totaal vrijgezet wordt is ongeveer 2 kg. De glasmassa die achterblijft in de faciliteit is ruim 90 ton.

Stralingsdoses

Het afval dat vrijgezet wordt uit de faciliteit wordt opgenomen in het grondwater. Studies uitgevoerd in het kader van OPLA-1 en PROSA geven aan dat de blootstelling aan het radioactieve materiaal dan voornamelijk plaatsvindt via het voedsel (inclusief drinkwater).

Berekeningen uitgevoerd voor PROSA en OPLA geven aan dat de pekkel met het afval opgenomen wordt in de grondwaterstroming, en pas na lange tijd (meer dan 100 000 jaar) het oppervlaktewater (bijvoorbeeld een riviertje) bereikt. Berekeningen volgens de modellen ontwikkeld in PROSA geven een maximale collectieve dosis van $2 \cdot 10^{-5}$ mens·Sv/jaar, en een maximale individuele dosis van $2 \cdot 10^{-12}$ Sv/jaar. Echter, een eventuele 'kortsluiting' in het grondwaterpad kan wellicht leiden tot veel hogere individuele doses.

Executive summary

ES.1 Introduction

Radioactive waste is produced in hospitals, some research laboratories, nuclear power plants and research reactors. A small part of this waste (in The Netherlands about 5% - mainly produced in nuclear power plants and research reactors) is high active waste. The high active waste, however, contains the largest part (99%) of the (long lived) radioactive material. This waste must be isolated from the human environment for a very long period of time, in a condition that allows control and management of the waste. Certain geologic formations may provide these conditions. In numerous national and international research programmes the suitability of potential 'host rock' formations is being studied. The present report deals with the safety and the isolation of radioactive waste disposed of in deep underground clay and salt formations.

In The Netherlands, safety reports concerning the disposal of radioactive waste in salt formations have been published during the OPLA research programme (OPLA-I: 1984 - 1989; OPLA-IA: 1989 - 1993). During that time the intention was to build such a disposal facility, maybe even on a short term, but only if sufficient political and societal support was obtained. The present policy, however, is based on the following conditions:

- The waste will be stored for at least 50 to 100 years in a surface storage facility managed by COVRA NV.
- Alternatives for the disposal in salt formations should be studied.
- The waste has to be disposed off in such a way that the waste is retrievable for a significant period of time.

One alternative to waste disposal in a salt formation is disposal in a deep-underground, low permeability clay formation. A potentially suitable formation can be found in The Netherlands and Belgium: the Boom clay layer. In Belgium the research concerning a disposal facility in this formation is at an advanced stage. In The Netherlands no research had been carried out concerning this option.

During the OPLA programme only very limited research into retrievability has been carried out. In the present research programme, the CORA research programme, retrievability is the main topic. This implies that the research is focussed on the operational phase of the disposal facility. The results for the post-operational facility, obtained during the OPLA research programme, remain valid.

As part of the programme the following disposal concepts have been developed, that take retrievability explicitly into account: the METRO-I design for disposal in salt rock and the TRUCK-II design for disposal in a clay layer. There are two design aspects to the implementation of lengthy retrievability:

- 1) The 'compartments' in the facility where the waste is disposed of, the so-called disposal cells, have to be designed in such a way that the waste canister can be retrieved relatively

easily. The retrieval of the canister from the disposal cell should not be much more complicated than the emplacement of the canister in the disposal cell.

- 2) The access shafts and access galleries cannot be sealed and closed while ever there remains a potential requirement to retrieve the waste. Once these galleries and shafts are closed and sealed, the only way to retrieve the waste is to build a new mining facility.

For both the METRO-I and TRUCK-II designs, the disposal of the waste is a long-term operation that is carried out in a number of stages. The decision to move from one stage to the next can be deferred as required. Once the chosen waste disposal strategy is trusted sufficiently, one may decide to advance to the next stage.

The designers of the METRO-I disposal concept assume that a phased disposal strategy provides 'passive safety', i.e. even in the case of unexpected events during the operational phase, the facility as a whole will evolve into a safe condition without a need for human actions. The goal of the present report is to develop a basis to test this assumption.

With respect to safety, both the OPLA-programme (disposal in rock salt) and the Belgium research (disposal in a clay formation) focus on the 'post-operational phase', the phase after sealing and closure of the facility. Passive safety is related to the operational phase, the phase before closure of the facility. The models developed and applied to study the post-operational phase do not directly apply to the operational phase. Further, the models developed for the Belgium disposal concept cannot be applied directly to the Dutch situation: the TRUCK-II facility considers an increased depth of emplacement, with the amount of waste to be deposited being less than in Belgium.

As a result, the research presented aims to achieve a further development of the models required for safety studies, with the intention of applying them to the operational phases in the METRO-I and TRUCK-II disposal concepts.

This report is the result of the third part of the METRO study. The other two parts of the study are: METRO-I, the design of a facility for retrievable disposal of high active waste in salt rock, and METRO-II, the estimate of the costs of such a facility.

The results of the METRO-III study are presented in the following three sections:

1. Section ES.2 describes methods for development of scenarios. This is a general study to determine the direction in which existing models for safety studies need to be developed further.
2. Section ES.3 describes a scoping analysis of the neglect scenario for the METRO-I design for disposal in salt rock.
3. Section ES.4 describes a scoping analysis of the so-called diffusion scenario and the neglect scenario for the TRUCK-II design for disposal in a clay formation. The diffusion scenario describes the expected normal evolution of the facility in the post-operational phase.

Section ES.5 presents the conclusions of the work undertaken.

The research presented here is a continuation of earlier research and builds on existing information. In respect of the detailed descriptions of the models presented in this report, the reader should have knowledge of the results obtained in the OPLA research programme, and, to a lesser extent, the results of the Belgium research, and the reader should be familiar with other projects carried out in the framework of the CORA research programme, especially the METRO-I and TRUCK-II reports.

ES.2 Development of scenarios

A scenario is a description of a possible evolution, with time, of the disposal facility and its environment. This description can be translated into a mathematical model that can be used to assess the consequences for man and the environment if the scenario occurred.

In a safety assessment many different scenarios are developed and assessed. The approach to assessing the scenarios is based upon probabilistic analysis. In the present study a definition of scenario has been developed that is compatible to a probabilistic analysis. Further, an effort is described to trace new, for the safety study relevant scenarios.

A scenario is characterised by the processes and events that are assumed to occur, e.g. the occurrence of a leak. It is possible to examine variations within a scenario by allowing changes in the precise evolution of the processes and the times at which events are assumed to occur. These variations within a scenario will cause some degree of uncertainty in the consequences of the scenario. This uncertainty can be quantified by using probabilistic analysis. By allowing variations of the parameters within a scenario, compatibility with probabilistic methods is obtained.

To avoid omissions in the safety studies, a form of 'check list' has been developed: the FEP-catalogue, FEP being an abbreviation for Features, Events and Processes. A FEP-catalogue contains a large number of descriptions of events and processes that are important in one or more scenarios. Each separate event and process within a known scenario is recorded as a FEP data entry in the FEP-catalogue, such that each scenario can be described as a combination of FEPs.

FEP-catalogues are commonly used nowadays. They are valuable to trace (evident) omissions in a safety study. However, the development of a good FEP-catalogue requires a lot of work, and is therefore expensive.

For the development of a method for scenario development two conditions have been applied:

1. The goal of scenario development:
The method is meant to show what has been taken into account in the analysis, and what has not (yet) been taken into account.
2. The relation to (probabilistic) analysis:

Definitions (e.g. for 'scenario') have been developed that are consistent with their application in a probabilistic assessment.

The FEP-catalogues developed for waste disposal in clay or salt rock have been inspected for FEPs that threaten the isolation of the waste while ever the facility has not been closed and sealed. These FEPs are given in Table 1. A problem has been that many of the FEPs were described rather loosely, making it hard to classify them.

Table 1 FEPs that threaten the isolation of the waste during the operational phase

FEP	Safety aspect
Seismicity	Integrity of the disposal cell, flooding of the disposal mine due to activation of a fracture
Undetected geological features	Flooding of the disposal mine
Canister defects	Integrity of the disposal cell
Poor quality construction	Integrity of the disposal cell and/or the mine
Improper waste placement	Integrity of the disposal cell
Inadequate backfill compaction, voidage	Integrity of the disposal cell
Co-disposal of reactive wastes	Integrity of the disposal cell
Inadvertent inclusion of undesirable materials	Integrity of the disposal cell
Deserted unsealed repository	Flooding of the disposal mine
Injection of fluids in (abandoned) repository	Integrity of the disposal cell
Malicious intrusion	Malicious use of the disposed materials
Recovery of repository materials	Integrity of the disposal cell
Underground nuclear testing in (abandoned) repository	Integrity of the disposal mine
Gas generation effects	Integrity of the disposal cell
Subsidence, collapse	Integrity of the disposal mine
Nuclear criticality	Integrity of the disposal cell
Release of stored (gamma) energy in rock salt	Integrity of the disposal cell

The models that have been developed in the METRO study are meant to analyse the consequences of the so-called 'neglection scenario'. The FEP 'deserted unsealed repository' forms the basis for this scenario. It will be obvious that the other FEPs will lead to new variants of this scenario, or maybe completely new scenarios.

In the framework of the METRO study some attention has been given to rational systems that would enable the development of new scenarios systematically. This has lead to some improvements in the existing system. However, the system for scenario development is still incomplete.

The study revealed the following insights:

- A rational system for scenario planning may be envisaged to ensure fulfillment of safety case requirements such that no omissions occur. At present, the capability to develop such a procedure does not exist.
- Use of a structured approach to the description of scenarios, e.g. the use of FEPs, provides a better description of each scenario, and improves the traceability of phenomena that are accounted for in the scenario.
- The use of scenarios in safety studies is very common. However, the selection of phenomena that are included in a given scenario is subjective. This becomes evident when the work of different research groups is compared: one group may incorporate many more phenomena than another group in a scenario with the same name. This discretion in the coverage of a given scenario may cause some confusion.
- Assuming a consistent description of the scenarios, it will be possible to compare the results of different safety studies. This will also provide means of publishing results more widely.

ES.3 Disposal in salt rock (METRO-I design)

Salt rock can be a suitable host rock because:

- Salt formations are often in geologically stable areas.
- Near a salt formation there is hardly any ground water flow (such a flow would eventually carry the disposed waste to the surface). If there were a significant flow, the salt formation itself would have been dissolved.
- Salt rock is impermeable and dry. Therefore it is a hydrological barrier.
- Salt rock is mechanically very suitable for the excavation of drifts, galleries, etc. This makes the implementation of retrievability relatively easy.
- Salt rock is a good thermal conductor, so decay heat from the waste is easily dispersed.
- It is chemically inert, even at high temperatures.
- It is viscous compared to most other rock types. If the isolation of the waste by the salt formation is disturbed for any reason, the salt rock is 'self-healing', i.e. due to the plasticity of the rock salt a disturbance will evolve to natural (impermeable) rock salt.

ES.3.1 The neglect scenario

The neglect scenario describes the evolution of the facility in the case of neglect after the waste has been emplaced in the disposal cells, but before the facility is closed and sealed. The first sign of neglect is that the maintenance ceases (or is insufficient). The neglect scenario consists of the following steps, that will be subsequently clarified:

1. At some time after maintenance of the facility has ceased, the facility will flood with groundwater, as a result of leakages, leading to brine formation within the facility.
2. The brine is pressed through plugs that seal the disposal cells.
3. The brine reaches the waste (vitrified high level waste) in the disposal cell. A part of the waste will dissolve in the brine (leaching).
4. Due to the convergence of the salt rock the contaminated brine is pressed out of the facility, and is incorporated in the ground water flow system.

5. Through various routes the waste may reach the surface, where it may eventually lead to exposure.

1. *Flooding of the facility*

The shafts (and possibly also the galleries) cut through water carrying layers. Leakage from these layers cannot be prevented fully. If maintenance ceases, the pumps that remove the intruding water will cease to function. It is easy to envisage that the leakage rate will increase, as a result of the lack of maintenance. Therefore the expectation is that the facility will be flooded, although it may take several decades or centuries. Salt from the walls of the galleries will be dissolved in the intruding water, leading to brine formation.

2. *The brine is pressed through the plugs that seal the disposal cells*

In the flooded mine the hydrostatic pressure will increase to about 10 MPa. Due to this high pressure, and the long exposure time, the brine will intrude the disposal cells, notwithstanding the low permeability of the plugs. The permeability of the plugs is an important quantity. It depends on the convergence behaviour of the salt rock and the compaction behaviour of the plugs, as described in the following paragraphs.

The pressure of the rock that surrounds the salt formation, at the depth of 800 m (the depth of the proposed facility) is about 20 MPa. The pressure inside the facility is, before flooding, atmospheric, and after flooding about 10 MPa. This large pressure difference will deform the plastic salt rock, in such a way that the excavated volume will decrease. This process, where the excavated volumes decrease, is called convergence. All materials in the facility, such as plugs, waste canisters, and salt grit that may be used for backfilling purposes, are compacted during the convergence.

The salt plugs that seal the disposal cells in the METRO-I design may become fully impermeable due to the compaction. Analyses show that the plugs are compacted only very slow. Without brine intrusion it could take between several thousands and one million years before the plugs become impermeable. If brine intrusion occurs, the speed of compaction is increased, but it still takes several thousands of years before the plugs become impermeable. Consequently, the facility is likely to be flooded before the plugs have become impermeable. After flooding the brine can enter the disposal cells, because of the large hydrostatic pressure and because of the extensive time (thousands of years) available for the brine to enter the disposal cells.

The extended time it takes for the plugs to become impermeable is a weakness of the METRO-I design. An alternative is to use natural rock salt for the plugs. Natural rock salt is impermeable. The expectation is that small imperfections will be closed by convergence within a few weeks. Hence, given a better choice of the material for the plugs, the seals are likely to be impermeable before the mine may flood. However, further theoretical and experimental research is needed to confirm this expectation.

An analysis of the situation where the plugs are not fully impermeable is still valuable. Various FEPs have been identified that will annul the isolation effect of the plugs: bad construction, bad emplacement of the canisters, consequences of gas generation and radiation. The effect of radiation and gas generation must be further investigated, and the design has to be adapted if necessary. However, mistakes can never be excluded, so the effect of a better choice of the plug-material is mainly a decrease in the probability that brine can intrude the disposal cell.

3. *The brine reaches the waste (vitrified fission products); a part of the radioactive materials leaches to the brine*

The radioactive waste is fixated in glass. The glass itself (silicates) hardly dissolves in brine. However, the glass contains supplements that do leach, i.e. B_2O_3 . These supplements are needed in the vitrification process. Due to the leaching, eventually the majority of the waste may be dissolved by the brine. There is large uncertainty in the speed of the leaching process, especially at the relative low temperatures that occur in the METRO-I design. The central estimate is that it will take 1.4 million years before the vitrified waste is dissolved. However, the lower bound of the uncertainty interval is a leaching time of 45 000 years.

4. *Due to the convergence of the salt rock the brine and the solved radioactive material is squeezed out of the facility into the groundwater flow system*

Dissolved waste can reach the groundwater flow system by migration through the plugs of the disposal cells and through the flooded galleries and shafts. The convergence of the salt rock that surrounds the disposal cell will squeeze the contaminated brine through the plugs into the gallery. Other transport processes are diffusive transport; gas driven transport and transport due to a temperature gradient. Heat generation and gas generation (of the waste) results in circulation flow through the plugs, effectively causing transport of waste in solution through the plugs. The transport velocity is very low. However, because the long duration of the scenario (thousands of years) a significant amount of the waste may escape from the disposal cell. Eventually, all transport is ended when the plugs become impermeable due to their compaction.

The transition from permeable to impermeable material can be modelled with a so-called percolation model. Here the pores are modelled as a network. At a low level of porosity, impermeability can occur if the network only consists of non-connected (clusters of) pores. This is assumed to be the case in natural (impermeable) salt rock. If the porosity of natural salt rock is increased, the number of connections in the pore-network increases, which will result in a conducting or percolating network. It is assumed that the reverse process also occurs: due to compaction the number of connected pores decreases, which eventually results in a loss of conductivity of the network.

The application of the percolation model does not only apply to compacting salt grit or natural salt rock, although the model has initially been developed for these purposes. Even if natural salt rock is used as a material for the plugs, at the start the sealing construction as a whole will be permeable. The percolation model will provide a good starting point from which to model the

transition of the leak pathways from permeable to impermeable. Note that experimental research will also be needed.

5. *The waste in the deep ground water can reach the surface through various routes and may lead to exposure*

The brine and the dissolved radioactive material is released into the ground water flow system at the place where leaks between the groundwater system and the shafts and/or galleries exist. The waste reaches the surface through the ground water system. At the surface it may enter the food chain: the water containing fractions of the waste is used for drinking water, or for irrigation purposes, such that food grown using this water contains fractions of the waste. Ingestion of these products will lead to an ingestion dose.

Another pathway occurs if a deep well is dug into the water-carrying layer, in which the brine and the contaminants are released. The yield of this water-carrying layer should be large enough to avoid the water becoming saline; i.e. the brine should be diluted sufficiently to obtain water of drinking water quality. In this case the transport from the deep ground water to the surface is increased significantly. Another option occurs if the water from the deep well is very saline. In that case the water may be used to produce salt for consumption. This salt could then contain contaminants.

In this study only attention has been paid to radiological doses as a result of future exposures to the waste that may escape from the facility. Research is needed to determine whether other (quantitative) measures are needed to evaluate risks.

ES.3.2 Preliminary results of the neglect scenario

Models have been developed to determine the consequences of the neglect scenario. However, the present calculations contain a number of assumptions that need further study. Research is needed into the transition from permeable to impermeable material for the options available for sealing the disposal cells. Further, the behaviour of the 'technical barriers' (glass that fixates the waste, canister and the plugs) regarding gas-generation and radiation should be studied and the levels of uncertainty quantified. Therefore, the results shown here are only preliminary. Further research is needed to make them more robust.

Amount of waste that escapes from the disposal cell

The amount of waste that escapes from the disposal cell is calculated using the computer programme EMOS. Figure 1 shows the amount of waste that escapes each year from one disposal cell to the gallery.

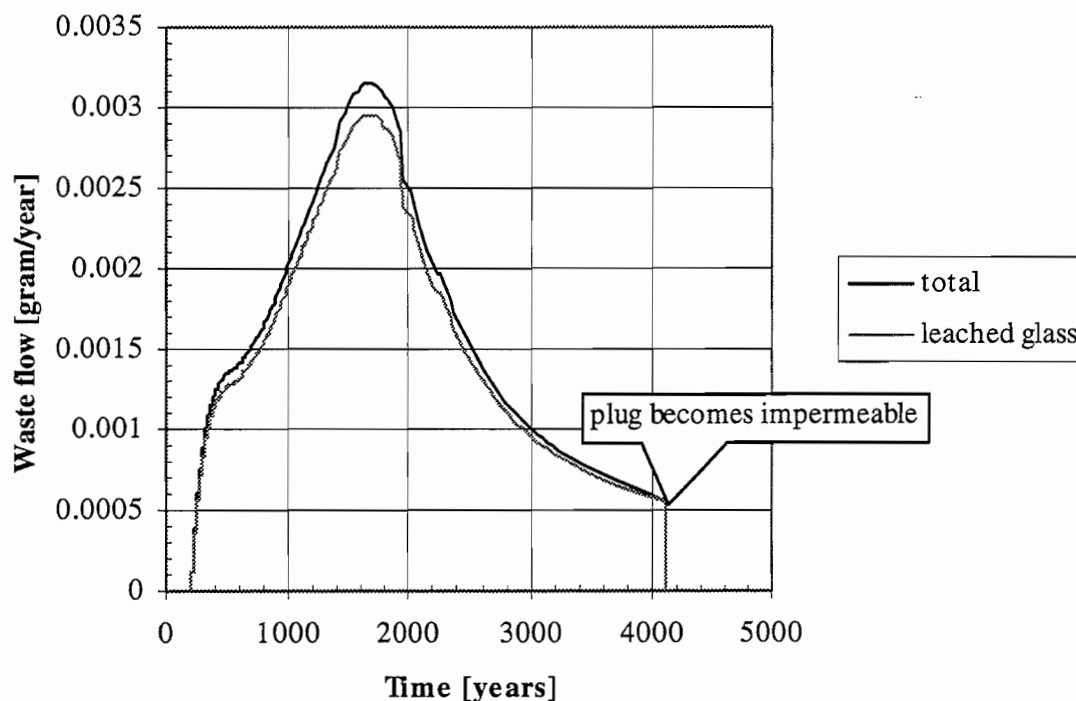


Figure 1 Escape of waste from one disposal cell to the gallery (neglection scenario, salt rock)

The mass of the material (glass plus waste) in one disposal cell is 306 kg. The outflow occurs during 4000 years, the average mass flow is about 1.5 mgram/year. The total amount of glass plus waste that escapes is about 6 gram. The METRO-I design accommodates 300 canisters containing nuclear fission waste from power plants. Figure 2 gives the release from the facility to the ground water system. The notches in the curves as well as the sharp peak around 4000 years are numerical artefacts.

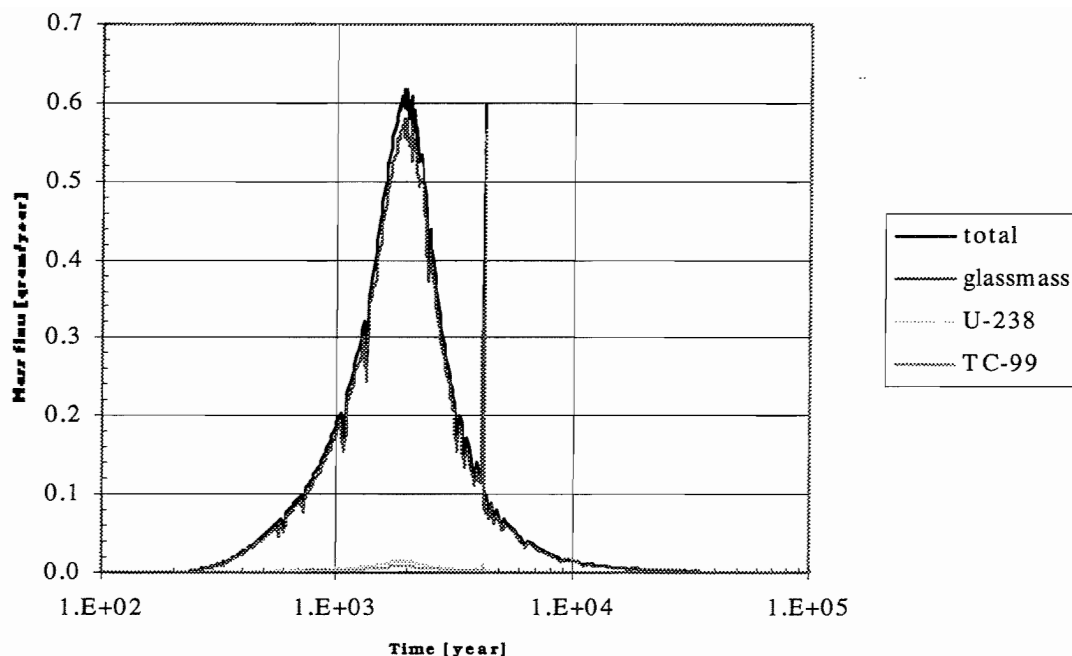


Figure 2 Release of waste from the facility to the ground water flow system (neglection scenario, salt rock) - the curves are not smooth because of the numerical scheme.

Doses due to the releases

The radiological measure for exposure of an individual to radioactive material is the 'effective dose', unit sievert (Sv). Health detriment and health risks are at maximum proportional with the effective dose. Doses less than 1 mSv per year are acceptable, assuming that the practice is justified and the exposures are as low as reasonably achievable. For comparison, the dose due to background radiation is a few mSv per year; the additional risk of dying from an exposure of 1 mSv/year is at maximum $5 \cdot 10^{-5}$ per year.

In addition to the above-mentioned 'individual effective dose', a so-called 'collective dose' is used to evaluate the consequences of a release of radioactive material to the environment. The collective dose is the sum of the doses received by all individuals that have been exposed; the unit is man·Sv. There is no limit for the collective dose. The intention is to try to keep the collective dose as small as possible.

To evaluate the effectiveness of the barriers in the disposal system, another quantity is defined here: the radiotoxicity. This is the radiotoxic potential of an amount of radioactive material. To calculate the radiotoxicity it is assumed that the radioactive material that is released at a certain place and at a certain time is consumed by a group of individuals. The collective dose received by this group is the radiotoxicity. Note that this assumption is often very unrealistic, therefore this 'collective dose' is merely hypothetical, and better termed 'radiotoxicity'. The unit of radiotoxicity is man·Sv/year.

Figure 3 shows the radiotoxicity of the released radioactive material:

1. release from all disposal cells (summed) to the galleries (see Figure 1)
2. release from the facility into the ground water system (see Figure 2)
3. release from the groundwater to the surface water (new calculation)

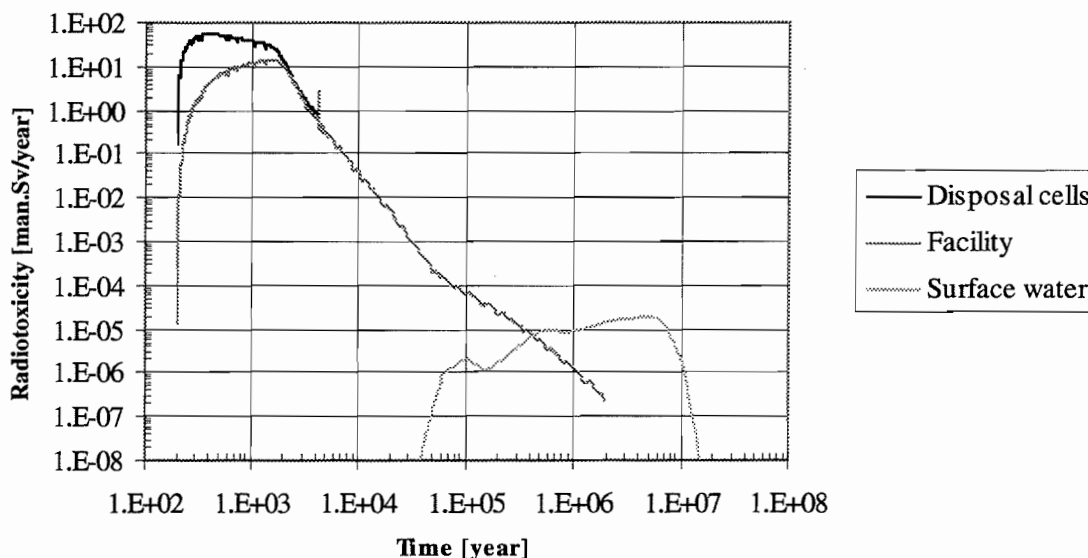


Figure 3 Radiotoxicity of the material released from the disposal cells, the facility and the surface water (neglection scenario, salt rock)

Figure 3 shows that after about 200 years (which is the assumed moment of flooding of the facility) the release from the disposal cells starts. The concentration in the brine in the galleries gradually increases, and as a result the release from the facility increases. After about two thousand years the concentration in the galleries has increased to such a level that the release of material from the facility is equal to the release from the disposal cells to the galleries. The transport of the waste through the ground water system varies from several tens of thousands of years to about ten million years. This large variation is a result of differences in the transport times of different nuclides in the waste (due to retention). The radiotoxicity of the release into the surface waters is about one million times smaller than the release from the facility.

Figure 4 shows the individual effective dose, that is a result of the release to the surface waters.

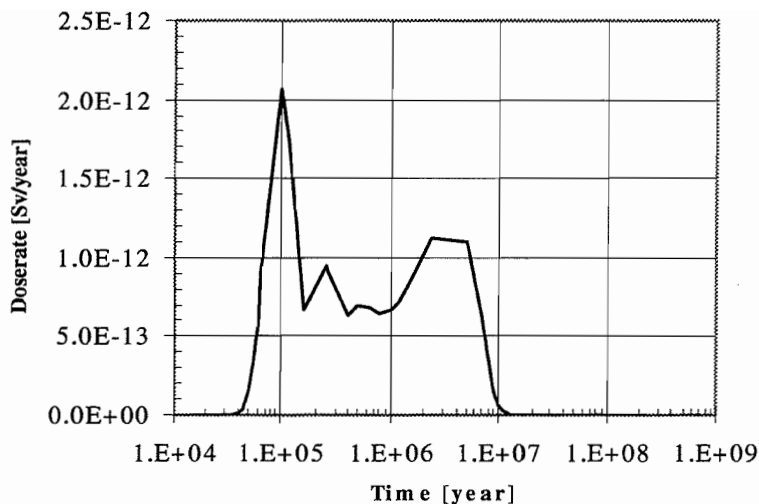


Figure 4 Individual effective dose (neglection scenario, salt rock)

This result is determined assuming that the waste reaches the surface through ground water flow. However, it will be necessary to study some variants of this transport pathway, e.g. by assuming that a well produces water from the ground water close to the facility, so the well water contains traces of the waste.

ES.4 Disposal in clay (TRUCK-II design)

Below The Netherlands there are large and thick clay formations, one of these is the Boom clay formation. The Boom clay may be a suitable host rock for a disposal facility for radioactive waste. The following characteristics make it suitable:

- The very low permeability of the clay suppresses groundwater flow through the clay (the clay is a hydrological barrier). The waste can only migrate through the clay by diffusion, which is a slow process.
- The clay adsorbs most of the nuclides (retention). This slows down the diffusion process even more.
- Due to its plasticity, the clay is self-healing, i.e. disturbances in the clay, e.g. the activation of a fracture, will be closed with time, such that the clay retains its low-permeability condition.
- The clay formation is found in a geologically stable area.
- The clay formation is very homogeneous. Large, dense volumes of low-permeability clay exist.
- Retrievability can be implemented.

In normal conditions the waste, disposed of in the Boom clay, will only escape the clay formation by diffusion through the water in the pores of the clay (the clay being saturated with water). The

analysis of this scenario, the diffusion scenario, is treated in Section ES.4.1. The neglect scenario is treated in Section ES.4.2.

ES.4.1 The diffusion scenario for disposal in clay

Diffusion is a slow process; even for iodine, a 'quick' diffusing radionuclide, it takes 100 000 years to diffuse through a 50 m thick layer of clay. The largest parts of the nuclides are adsorbed by the clay (retention), causing a tremendous slowdown of the transport velocity through the clay. Because diffusion is the dominant process in this scenario, this scenario is called the diffusion scenario.

Once the nuclides have migrated through the clay layer, they reach the ground water flow system. The path through the ground water system to the surface environment is comparable to the similar path for disposal in salt rock: via the ground water flow system the nuclides can reach the surface (after a long time), where they enter the drinking water and the food chain, and may result in an ingestion dose. This process takes millions of years. There is a fair probability that during this time a well is used that produces ground water from the layer where the nuclides leave the clay formation. The well water may then contain traces of the waste. The well may be used for some decades. During this time the dose rates of individuals are larger than if only ground water transport is assumed. It is reasonable that this 'well-pathway' will exist more than once. A graphic display of the dose rate versus time would show the dose rate as a result of ground water transport, and now and then a spike if a well is used. However, at present we do not know at which times the spikes would occur. Therefore, in Figure 5 two curves are shown: the lower one gives the dose rate due to ground water transport. The upper curve gives the maximum level to which a spike could reach if a well were in use.

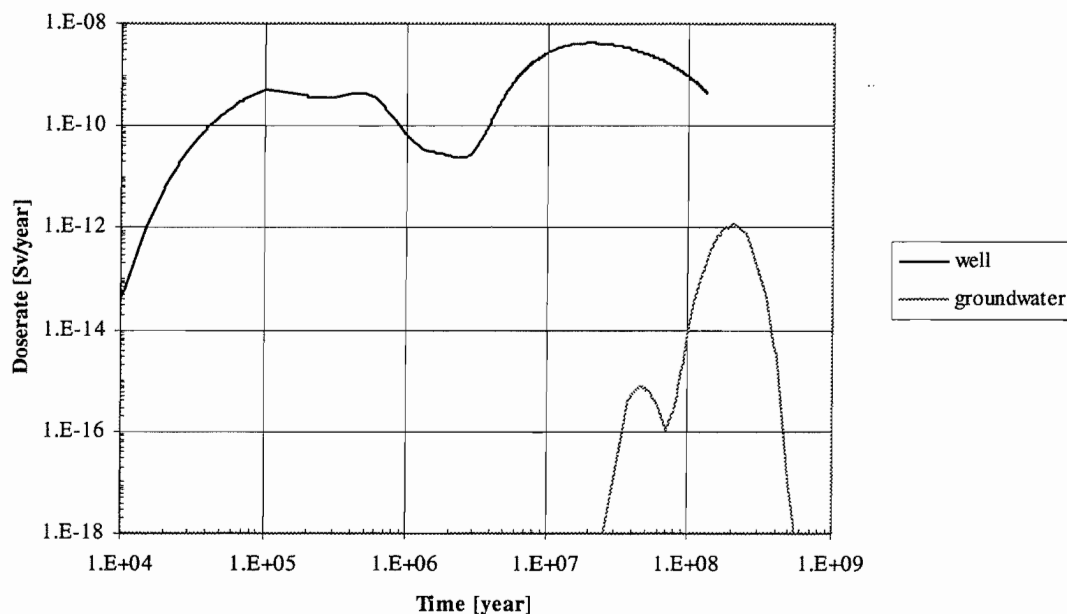


Figure 5 Doserate for the diffusion scenario (disposal in a clay layer)

At 10^8 years the dose rate due to ground water transport is 10^{-14} Sv/year. If at the same time (10^8 years) a well were used produces water from a place close to the facility in the clay layer, the dose rate would be almost 10^{-9} Sv/year. If such a well were dug after 10^6 year, the dose rate would be about $8 \cdot 10^{-11}$ Sv/year. The dose rate due to ground water transport is zero at that time, because the nuclides haven't reached the surface by ground water flow.

In the treatment of the diffusion scenario, future ice ages have not been taken into account. These will occur at intervals during the next million years. The ice sheet that covers the area in an ice age may have a thickness of one or two kilometres. In The Netherlands the ice sheet is not expected to be thicker than 1 km. The TRAKTOR study investigates whether the weight of this ice sheet may influence the isolation capacity of the clay layer, and the consequences of this influence. Note that ice ages are part of the normal evolution of the facility. Only if the TRAKTOR study shows that the glaciation effects do not threaten the isolation, does the diffusion scenario represent the normal evolution scenario.

ES.4.2 The neglection scenario

The neglection scenario describes the evolution of the facility in the case it is neglected after the waste has been placed in the disposal cells, but before the facility is sealed and closed. The neglection scenario consists of the following steps that will subsequently be clarified:

1. At some time after the maintenance of the facility has ceased the facility will flood with groundwater, as a result of leakages.
2. After a period of time, the support of the galleries collapses. Also the watertight seals of the disposal cells will fail. Water from the pores in the clay will enter the disposal cell.

3. The water reaches the waste (vitrified high level waste) in the disposal cell. A part of the waste will dissolve in the water (leaching).
4. The remains of the galleries and the shafts are a preferential route for migration of the nuclides. Via this route the nuclides will reach the ground water flow system.
5. Through various routes the waste may reach the surface, where it eventually may lead to exposure.

1. *After the maintenance of the facility has ceased, the facility will flood*

As is the case for the METRO-I design for waste disposal in salt rock, the facility will flood. At places where shafts and galleries intersect with water carrying formations, water will intrude into the facility. In the event that the pumps are not functional, the facility will flood slowly. It is quite easy to imagine that the leakage rate will increase with time because of the lack of maintenance. It is assumed that the facility will be flooded within a few decades.

2. *After some time, the support of the galleries collapses and watertight seals fail*

The Boom clay is plastic. Therefore eventually the support of the galleries will be exposed to the full lithostatic pressure at the depth of the facility. (Note that in a disposal facility in rock salt no supports are needed because of the favourable mechanical characteristics of rock salt). Here it is assumed that at least in some places the supports will collapse after a few centuries. At these places the plastic clay will intrude into the galleries. Clay and large fragments of the concrete support then replace the former open volume (that was filled with water after flooding). Also constructions and materials that surround the waste, i.e. the canister, overpack and disposal cell, will eventually fail, and the water reaches the vitrified waste.

3. *The water reaches the waste (vitrified high level waste) in the disposal cell*

The water from the pores contains clay minerals that corrode the glass that fixates the radioactive materials. Furthermore, some aggressive species are formed due to the radiation. It is assumed that all nuclides will have leached from the glass in 60 000 years. However, the leaching process probably takes much longer.

4. *The remains of the galleries and the shafts are a preferential route for migration of the nuclides*

Retention is important for the barrier function of the clay (the so-called geochemical barrier). However, in the network of (partly) collapsed galleries the retention of nuclides is smaller than in undisturbed clay, due to the large amounts of concrete and water in these areas. The diffusion velocity through the remains of the galleries is faster than through undisturbed clay. Further, flow phenomena may occur in the remains of the galleries, that may result in transport that is much faster than diffusion alone. Through this route the nuclides may leave the clay formation more quickly than by diffusion through the clay layer (as described in the diffusion scenario).

5. *Through various routes the waste may reach the surface, where it eventually may cause exposure*

Similar to the diffusion scenario, the nuclides reach the surface by ground water flow or, occasionally, by a well pathway. For the neglect scenario a difference is that it is not known at what depth the nuclides are released into the ground water system, whereas for the diffusion scenario this depth is always just above or just below the clay formation. The release depth could be much smaller than for the diffusion scenario.

Models have been developed to assess the consequences of the neglect scenario. However, a number of assumptions have been used that need further study. For example, further research is needed into the long-term behaviour of the disposal cell and glass corrosion. Further, the uncertainty in these processes has to be analysed.

Because no studies have been performed into flow phenomena that may occur in the remains of the facility, some very pragmatic assumptions have been made. On the one hand it has been assumed that there will be no flow at all in the gallery remains close to the disposal cells. On the other hand it has been assumed that in the area close to the shafts, transport is dominated by flow, and that the transport velocity is very high in this area, resulting in a virtual short-cut through this area into the ground water flow system.

For the calculations the following have been assumed:

- At time zero the facility floods, the disposal cells fail and the corrosion of the glass and its waste contents starts. The calculations show that the release of nuclides to the ground water flow system starts after about 100 000 years. Given this time span, the time until failure of the disposal cells can be ignored.
- The preferential pathway through the remains of the gallery-network consists of two parts:
 1. In the first part, that connects to the disposal cells, all flow phenomena are fully suppressed. The collapse of galleries and the layout of the gallery network could contribute to this. Transport by diffusion through this part is possible, and the retention is smaller than in undisturbed clay.
 2. In the second part there is a flow of groundwater. The facility could be a shortcut between two areas in the groundwater flow field with a large difference in hydrostatic head, causing a large flow through the facility.
- It is assumed that a well is located at the place where the nuclides are released into the ground water flow system. Transport by ground water only is not studied here. Note that the depth of the release point is not known.

For the calculations a 50 m pathway has been assumed where only diffusional transport is possible. It is also assumed that transport through the second part of the pathway is much faster such that a nuclide, having reached the second pathway, is immediately transported to the ground water system.

An important remark regarding these assumptions is that diffusion is a very slow process compared with flow. Even a very small flow process through the (partly collapsed) galleries gives

a much faster transport than diffusion. Future work should consider the rate and extent of flow transport.

Figure 6 shows the result of a preliminary calculation concerning the neglect scenario for a disposal facility in low permeable clay.

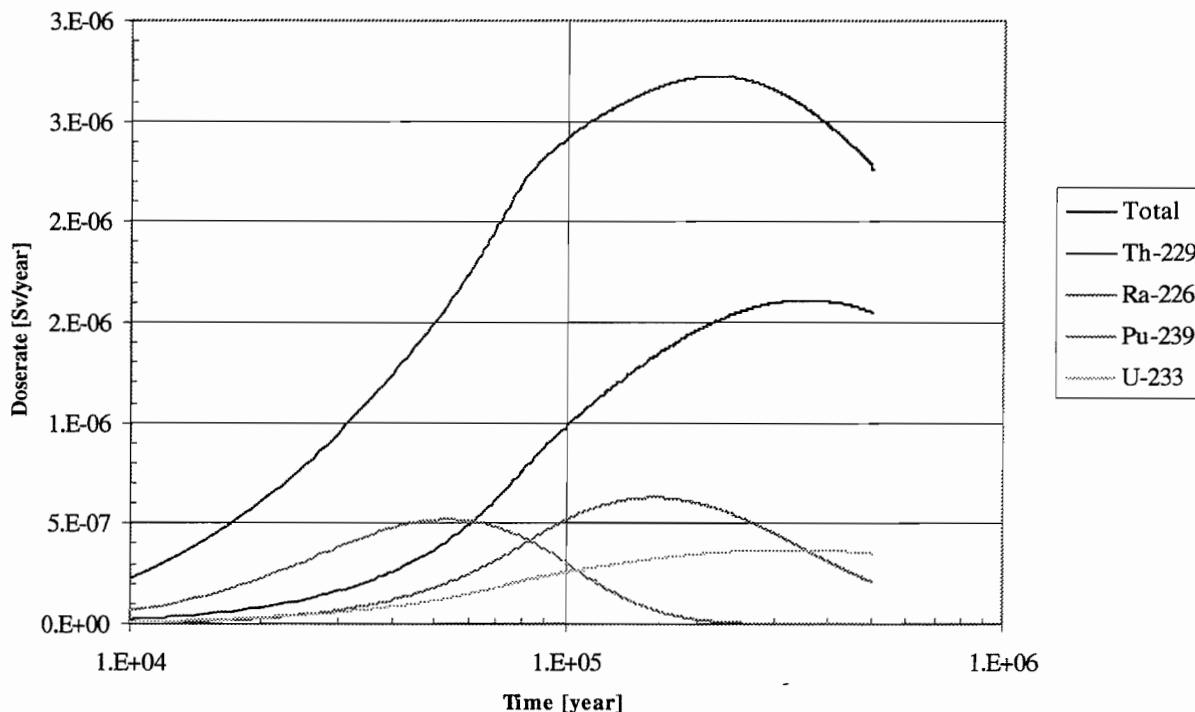


Figure 6 Individual effective dose for the neglect scenario - well pathway (disposal in a clay formation)

ES.5 Conclusions

To be able to assess the consequences of neglect of a facility for disposal of radioactive waste (the METRO-I design for salt rock; the TRUCK-II design for clay), models have been developed and calculations have been performed. The preliminary results show that the exposures that may occur due to neglect are small. However, the present calculations are not fully conservative: there are some processes that have not yet been assessed, for example circular flow of water through the (collapsed) galleries and shafts in the neglected facility.

There are differences between the host rock formations of salt rock and clay (convergence, retention). Also the status of the past research is very different. Therefore the assessments of the two host rock options have been presented independently in this report. However, for both designs of the facility the neglect scenario has been analysed. The normal evolution scenario has only

been assessed for the TRUCK-II design, although no attention has been given to the effects of glaciation during future ice ages. This is being assessed in the TRAKTOR study, which is not yet complete. Regarding the METRO-I design, the results of the OPLA research for the normal evolution remain valid.

Further research is needed into the behaviour of plugs or seals that close the disposal cells in the METRO-I design, especially the transition from permeable to impermeable material. For the TRUCK-II design, further study is needed into the occurrence of (circular) flows in the facility after neglect. For both designs further study is needed into processes that deteriorate the behaviour of the technical barriers (glass, canister and plugs) and their uncertainty ranges (which are expected to be very large - OPLA) will have to be assessed.

Appendix A FEP catalogi

A.1 Uitbreiding van de PROSA-FEP-catalogus

Het is waarschijnlijk onmogelijk om een complete FEP-catalogus aan te leggen of om aan te tonen dat een FEP-catalogus compleet is. De auteurs van de PROSA FEP-catalogus stellen dat deze waarschijnlijk niet compleet is. Wel stellen zij dat alle destijds (tot 1993) bekende FEP's beschouwd zijn. In januari 1998 heeft de NEA een nieuwe FEP-catalogus [10] uitgebracht, in de vorm van een database. In het kader van METRO is nagegaan of de FEP's uit deze NEA-database ook voorkomen in de PROSA-catalogus.

De NEA database omvat zeven "project-specifieke" catalogi, en een (hierop gebaseerde) "international FEP list". Van de project-specifieke catalogi heeft alleen de WIPP-catalogus [29] betrekking op opberging in zoutgesteente. Daarom is de PROSA-catalogus alleen ge-"mapped" op de WIPP catalogus en de internationale FEP catalogus. Er zijn FEP's gevonden in de NEA database, die niet in de PROSA catalogus voorkomen. De resultaten van deze "mapping" worden besproken. Daarna volgt een beschouwing van de FEP's die niet in de PROSA-catalogus voorkomen, en de implicaties daarvan.

A.2 Vergelijking met de WIPP-catalogus

De WIPP-catalogus bevat 289 FEP's, dat zijn er 140 meer dan in de PROSA catalogus. De FEP's in de WIPP-catalogus zijn van een redelijk constant niveau van gedetailleerdheid. Een aantal FEP's uit de PROSA catalogus zijn daarentegen zeer algemeen vergeleken met andere PROSA FEP's. Daardoor is het mogelijk dat de meeste FEP's uit de WIPP-catalogus ook gevonden worden in de PROSA-catalogus, zij het dat soms één PROSA-FEP hetzelfde omvat als 10 WIPP-FEP's. Tabel 21 geeft de WIPP-FEP's die niet in de PROSA-catalogus voorkomen.

Tabel 21 FEP's die wel in de WIPP catalogus voorkomen maar niet in PROSA

WIPP code	FEP-omschrijving
diverse	FEP's die opbergfaciliteit, gastgesteente, afdekpakket en biosfeer beschrijven
2.38-2.39	Investigation boreholes (aangelegd tijdens site investigation)
2.41	Capillary rise (wicking)
2.54	Helium gas production
2.55	Radioactive gases
2.89	Transport of radioactive gases
2.82	Suspensie van deeltjes (bij intrusion drilling mining)
2.83	Rinse (bij intrusion drilling mining)
2.98	Osmotic processes
2.99	Alpha recoil
2.105	Inhalation
2.106	Irradiation
2.107	Dermal sorption
2.108	Injection
3.23	Blowouts
3.24	Drilling induced geochemical changes
3.31	Natural borehole fluid flow
3.32	Waste induced borehole flow
3.34	Borehole induced solution and subsidence
3.35	Borehole induced mineralization
3.36	Borehole chemical changes
3.38	Changes in geochemistry due to mining
3.41	Surface disruptions
4.1-4.2	Assessment basis
4.5-4.7	Radionuclide uptake and dosimetry
4.8	Model and data issues
4.9	Non radiological toxicity FEP's

A.3 Vergelijking met de NEA internationale FEP catalogus

De NEA-catalogus bevat 149 IFEP's ("International FEP's"). Dit aantal is vergelijkbaar met het aantal PROSA-FEP's. De beschrijving van de IFEP's is vaak zeer algemeen, en beslaat vaak meerdere FEP's. Veel IFEP-beschrijvingen beginnen met: "FEP's related to ...". Hierdoor ontstaat een warrig beeld, waarin bijna elke PROSA-FEP gekoppeld wordt met meerdere IFEP's, en bijna elke IFEP gekoppeld wordt aan meerdere PROSA-FEP's. Tabel 22 geeft de IFEP's die niet in de PROSA-catalogus voorkomen.

Tabel 22 IFEP's die niet in de PROSA lijst voorkomen

IFEP code	IFEP-beschrijving
0-serie	Assessment basis FEP's
1.1-serie	FEP's die gastgesteente, afdekpakket en biosfeer beschrijven en FEP's die te maken hebben met het ontwerp, de site-studie en de aanleg van de faciliteit
1.3.6	Warm climat effects
1.3.9	Human response to climat change
1.4.9	Technological developments
2.1.1-2.1.6	FEP's die te maken hebben met het ontwerp en aanleg van de engineered barriers
2.2.2-2.2.5	FEP's die de geosfeer beschrijven
2.2.11	Gas sources and effects in geosphere
2.3.1,2.3.6-2.3.10	FEP's die het milieu aan het oppervlak beschrijven
2.4.1-2.4.11	FEP's die de mens beschrijven
3.1.2-3.1.5	Andere gevaren van het afval dan de radiologische
3.1.6	Noble gases
3.2.10	Atmospheric transport of contaminants
3.3.6	Radiological toxicity/effects (on man or other organisms)
3.3.7	Non radiological toxicity/effects (on man or other organisms)
3.3.8	Radon and radon daughter exposure

A.4 Evaluatie van de FEP's die niet in PROSA behandeld zijn -

Het blijkt dat er een aantal groepen van samenhangende FEP's zijn. Deze worden per groep behandeld.

Assessment basis FEP's

Bij het samenvoegen van de zeven project-FEP-catalogi tot één internationale-FEP-catalogus kwam de werkgroep van de NEA tot de conclusie dat verschillen in de FEP-catalogi onder andere een gevolg waren van verschillende uitgangspunten voor de risicoanalyse (safety-assessment). Daarom besloten zij om deze uitgangspunten ook op te nemen in de FEP-catalogus. Het toevoegen van deze FEP's in de PROSA-catalogus heeft geen invloed op de verzameling geselecteerde scenario's, of op het verloop van de geselecteerde scenario's.

FEP's die het afval, de faciliteit, de geosfeer en de biosfeer beschrijven

Deze FEP's betreffen de "Features" van het onderzochte systeem. In PROSA zijn deze op generieke wijze ingevuld. Het is immers onmogelijk om een performance analyse uit te voeren zonder de systeemeigenschappen vast te stellen.

FEP's die andere blootstellingspaden dan ingestie beschrijven

De kans op FEP's die leiden tot een ander vorm van ontsnapping van de radionucliden uit de mijn dan via het grondwater werd in PROSA verwaarloosbaar klein geacht. Eén uitzondering hierop is een "human intrusion scenario", waar, bij een toekomstige proefboring, de faciliteit doorboord wordt, waarna individuen blootgesteld worden aan de "directe" straling uit de boorkernen. Dit scenario is wel beschouwd in PROSA, zonder dat de FEP voor "externe bestraling" opgenomen is in de PROSA-catalogus.

Effecten van de aanwezigheid van boorgaten anders dan de schachten

Dit betreft bijvoorbeeld boorgaten die tijdens de "site investigation" zijn aangelegd, maar ook boorgaten die in de toekomst aangelegd zouden kunnen worden. De potentiële gevolgen zijn:

- 1 blowouts;
- 2 suspension during drilling/mining;
- 3 rinse during drilling/mining;
- 4 drilling induced geochemical changes;
- 5 natural borehole flow;
- 6 waste induced borehole flow;
- 7 borehole induced solution and subsidence;
- 8 borehole induced mineralisation;
- 9 borehole chemical changes.

In PROSA zijn een aantal gevolgen van boringen bekeken. Daar er ook "chemie FEP's" zijn, mag verondersteld worden dat bovenstaande gevolgen 3, 4, 7, 8 en 9 beschouwd zijn. Hierbij moet opgemerkt worden dat de PROSA-FEP "injection of fluids (into host rock)" in PROSA "geparkeerd" is: komt voor toekomstige behandeling in aanmerking.

Ook gasdrukopbouw in de (gesloten) faciliteit is op deze wijze geparkeerd. Combinatie van de gasdruk-opbouw-FEP en "intrusion" zou geleid hebben tot de "blowout"-FEP.

"Borehole flow" kan een belangrijke secundaire FEP zijn. Wanneer er een tweede kanaal vanuit de faciliteit naar het afdekpakket is, bijvoorbeeld "poor shaft sealing" of "anhydride vein" of een tweede boorgat, dan kan er een U-stroming ontstaan, waardoor veel sneller transport naar het afdekpakket kan plaatsvinden.

Ontstaan van gassen en transport door gassen

In PROSA worden de FEP's die betrekking hebben op de aanwezigheid van gassen, het ontstaan van gassen en transport veroorzaakt door gassen geclassificeerd als FEP's die de "engineered barrier" beïnvloeden. Daar deze barrière al kortgesloten is in het "normal evolution scenario", hebben ze geen effect op de performance.

De FEP's kunnen een rol spelen:

- in het geval van een blow-out bij een toekomstige proefboring;
- wanneer er een grote hoeveelheid "natuurlijk" gas is;
- wanneer er een proces denkbaar is waardoor één van de andere barrières beïnvloed wordt;
- wanneer het gas zelf radioactief is;
- tijdens de fasen waarin de mijn nog niet afgesloten is.

Niet-radiologische giftigheid

Het radioactieve afval bevat ook componenten die vanwege hun chemische samenstelling giftig zijn. Een deel van het afval zou als chemisch afval geclassificeerd moeten worden (RMW: "radioactive mixed wastes"). De chemisch giftige componenten zijn zeer verschillend:

- Anorganisch chemisch afval, o.a. sommige niet-radioactieve splijtingsprodukten, materialen gebruikt voor het verpakken en conditioneren (borium, lood, koper), chemicaliën die gebruikt worden om radionucliden uit vloeibaar afval te binden, en neutron-moderatoren (borium, cadmium).
- Organische verbindingen, o.a. oplosmiddelen, decontaminatiemiddelen en chemicaliën gebruikt voor galvaniseren (o.a. cyanides).

Schattingen uit de VS [30] geven aan dat ongeveer 10% van het ILW en LLW uit nucleaire faciliteiten onder de regelgeving voor chemisch gevaarlijk materiaal valt.

Warm klimaat

In PROSA is veel aandacht besteed aan ijstijden, maar niet aan de effecten van een overgang naar een warm klimaat (tropisch). Dit zou kunnen leiden tot een geheel ander type biosfeer.

In de biosfeer-studie in PROSA is uitgegaan van de huidige situatie, en is door parametervariatie getracht de onzekerheid over de toekomstige situatie te evalueren. Een andere optie is om uit te gaan van een bestaande tropische biosfeer, en na te gaan in hoeverre deze variant andere resultaten geeft.

Capillary rise

Dit is een transportproces waardoor pek/water zich kan verplaatsen door de "disturbed rock zone" rond de ondergrondse uitgravingen. In de PROSA studie wordt verondersteld dat breuken in deze zone snel dichtgedrukt worden, waarna dit transporttype niet op kan treden.

Osmose

In de WIPP analyse wordt aannemelijk gemaakt dat dit proces feitelijk het nuclidetransport afremt. Deze FEP draagt niet bij aan een scenario.

Alfa-terugslag

Radioactieve dochters van alfa-stralers kunnen zich mogelijk sneller verplaatsen door de afvalmatrix, doordat ze relatief veel kinetische energie krijgen bij het verval van de ouder. Studies voor de WIPP wijzen uit dat dit proces geen significante bijdrage geeft aan "leaching".

Changes in chemistry due to mining

In PROSA is een FEP die "mining" beschouwd, en een "chemie-FEP". Combinatie hiervan leidt tot de hier bedoelde FEP.

Surface disruptions

In PROSA FEP-catalogus worden wel een aantal processen besproken die leiden tot ernstige verstoring van het oppervlak (o.a. gletsjers). Er is echter geen algemene FEP in de catalogus. De in PROSA genoemde FEP's zijn wel representatief, zodat deze "algemene" FEP niet leidt tot nieuwe scenario's.

Human response to climate change

Deze FEP heeft waarschijnlijk geen gevolgen voor de faciliteit en het gastgesteente. Wel kan de biosfeer en het afdekpakket beïnvloedt worden (bijvoorbeeld bij droogte wordt water uit diepere grondlagen opgepompt). Deze FEP kan leiden tot verdere nuancering van het biosfeer-model, maar zal op zich geen nieuw scenario veroorzaken.

Technological developments

Hier kunnen we tenminste drie FEP's uit halen:

- 1 Verbetering van de technologie: het beschikbaar komen van een betere verwerkingstechniek van (radioactief) afval.
- 2 Gelijkblijvende technologie: het afvalprobleem blijft van gelijke aard; ingrijpen in de ontwikkeling van een opbergfaciliteit wordt technisch mogelijk geacht, maar kan zeer moeizaam zijn afhankelijk van de feitelijke toestand.
- 3 Terugval in de technologie: actief ingrijpen in de ontwikkeling van opbergfaciliteiten is niet meer mogelijk.

Deze laatste FEP wordt in PROSA impliciet beschouwd: behalve de menselijke-indringings-scenario's wordt niet-ingrijpen verondersteld.

Bij de andere FEP's zijn er twee mogelijkheden: wel of niet ingrijpen. Niet ingrijpen is impliciet beschouwd. Wel ingrijpen is onderdeel van de menselijke-indringings-scenario's.

Een studie in de VS [31] heeft overigens uitgewezen dat de meest geloofwaardige variant een soort "zaagtand-ontwikkeling" is: dat wil zeggen dat, in een cyclus, langzame groei gevolgd door een plotse ineenstorting van het technologisch peil.

A.5 Evaluatie van de FEP catalogi

De PROSA-catalogus is vergeleken met de NEA-IFEP-catalogus en de WIPP-catalogus. Gelet op eenduidigheid, interne consistentie, en de dosering van de mate van detail van de FEP-beschrijvingen, dan is de WIPP catalogus het beste, en is de NEA-IFEP catalogus de minste. De onderzoekskosten voor de WIPP-catalogus zijn ook het hoogste, terwijl de NEA-catalogus tot stand is gekomen uit vrijwillige bijdragen van diverse instituten.

A.6 FEP catalogus voor opberging in klei

SCK heeft een FEP-catalogus opgesteld voor haar opbergconcept in klei [11]. Deze catalogus is ongewijzigd gebruikt voor de identificatie van primaire FEP's.

Appendix B Beschrijvingen scenario's in termen van MBS en FEP's

B.1 Scenario's voor het METRO-I ontwerp

In de veiligheidsrapportages van OPLA fase I [3] en OPLA-IA [4] zijn de volgende scenario's geanalyseerd:

1. Subrosiescenario: subrosie is het (zeer langzame) oplossen van de steenzoutformatie in het grondwater. Daardoor kan na lange tijd (meer dan een miljoen jaren) de zoutmantel rond het opgeborgen afval volledig oplossen, waardoor het afval (of wat daarvan over is) in contact komt met het grondwater. Het afval lost langzaam op in het grondwater, en bereikt de biosfeer. Verondersteld is dat het grondwater in een rivier of beek stroomt. Het rivierwater wordt door een kleine agrarische gemeenschap gebruikt als drink- en irrigatiewater. Hierdoor bereikt het resterende afval de voedselketen, en dit veroorzaakt blootstellingen.
2. Onderloopscenarios: verondersteld is dat ondanks alle inspanningen bij ontwerpen, aanleggen en afsluiten van de opbergmijn, de restanten van de ondergrondse galerijen vollopen met grondwater na het sluiten van de faciliteit. Een klein deel van het afval kan dan oplossen en via het binnengedrongen water in de grondwaterstroming opgenomen worden. Vanaf dat moment verloopt het scenario hetzelfde als het normale evolutie scenario.
3. Menselijk indringen: Verondersteld is dat er op zeker moment in de toekomst niet meer bekend is dat er afval in de zoutkoepel opgeborgen is. Hier onderscheiden we twee typen scenario's. Bij type (1) wordt een werknemer rechtstreeks blootgesteld aan de straling van een deel van het afval, bijvoorbeeld uit een 'kern' van een verkenningsboring door de faciliteit, of bij een archeologische verkenning. Bij type (2) wordt verondersteld dat men het zout van de zoutformatie gaat delven via 'oplosmijnbouw'. Er wordt via een boorpijp water de formatie in gepompt, het zout (en het afval) lost op in dit water, dat weer omhoog gepompt wordt. Het op deze wijze gedolven zout wordt gebruikt voor consumptie.

Deze scenario's zijn geanalyseerd voor het OPLA-mijnontwerp en betreffen de mogelijke ontwikkelingen na het afsluiten en de decommissioning van de opbergfaciliteit. Het METRO-I ontwerp wijkt in afgesloten toestand relatief weinig af van het OPLA-ontwerp. Analyse van de scenario's die geanalyseerd zijn in OPLA zal dus weinig nieuwe inzichten geven. Daarom zijn in het METRO project geen analyses uitgevoerd aan deze scenario's.

Aan het begin van het CORA programma is een scenario gedefinieerd dat specifiek is voor de huidige Nederlandse opbergstrategie:

4. Het verwaarlozingsscenario

Specifiek voor het Nederlandse beleid is dat het afval terughaalbaar moet zijn zolang dat wenselijk is. Deze eis is geïmplementeerd via een zgn. 'rolling present' besluitvorming. Na plaatsen van het afval in de opbergmijn worden gangen en schachten operationeel gehouden zolang dat wenselijk is. Op gezette tijden wordt beoordeeld of de opbergfaciliteit gesloten en verzegeld kan worden, of dat het afval teruggehaald moet worden (als er een betere bestemming voor gevonden zou zijn), of dat de faciliteit voor een volgende periode operationeel gehouden wordt. Bij aanvang van het

opbergingsproject wordt dus niet vastgelegd wanneer de faciliteit gesloten en verzegeld wordt, in tegenstelling tot de oudere ontwerpen (bijvoorbeeld OPLA). Er is dus een gefaseerd besluitvormingsproces geïntroduceerd, wat tot gevolg heeft dat de faciliteit gedurende vele tientallen jaren operationeel kan blijven.

Voortdurend verlengen van de operationele fase maakt het echter steeds waarschijnlijker dat, voordat de mijn afgesloten is, het onderhoud aan de faciliteit gestaakt wordt. Bij de oorzaak hiervan kan gedacht worden aan elke vorm van maatschappelijke instabiliteit. Dit scenario wordt het 'verwaarlozingsscenario' genoemd. Wanneer het onderhoud aan de faciliteit gestaakt zou worden, zal de mijn na verloop van tijd vollopen met grondwater door lekkages in de schachtbekleding. Hierdoor ontstaat een 'preferent pad' voor nuclidenmigratie door het gastgesteente; we mogen aannemen dat de ondergelopen galerijen sneller nuclidentransport mogelijk maken dan door het ongestoorde gastgesteente (klei of steenzout) mogelijk is. Wanneer de opbergcellen (de bekleding van de opbergcel en/of de verpakking van het afval) het begeven, zal het water in contact komen met het afval, en het uitlogingsproces zal beginnen. De nucliden kunnen dan via het preferente pad (de ondergelopen mijn) het aquifersysteem bereiken, en uiteindelijk de biosfeer.

Tenslotte is in het kader van de SAPIID-studie [32] is een 'radon'-scenario bestudeerd:

5. Radon

Het afval in de mijn produceert radioactief radon gas. Verondersteld wordt dat dit gas via een gasdoorlatende verbinding door de zoutformatie het afdekpakket bereikt (dit proces is niet nader geanalyseerd). Via een speculatief proces, het geo-bubble proces, bereikt het gas vrij snel het oppervlak, en geeft in woningen een verhoogde concentratie en daarmee een blootstelling.

Tabel 23 geeft de MBS beschrijving van deze scenario's plus de secundaire FEP's bij elk subsysteem.

Tabel 23 MBS beschrijving van de scenario's plus de secundaire FEP's (METRO-I)

MBS	Scenario's				
	subrosie	onderloop	verwaarlozing	radon	menselijk indringen
van afval					
afvalmatrix	uitlogen/ oplossen	uitlogen/ oplossen	uitlogen/ oplossen	diffusie	direct/oplossen
technische barrière	faalt	dispersief transport	dispersief transport	diffusie	niet aanwezig
zoutmantel	subrosie	stroom in galerijen	stroom in galerijen	stroom in galerijen	niet aanwezig
afdekpakket	grondwater- transport	grondwater- transport	grondwater- transport	geo-bubble	niet aanwezig
biosfeer	voedselketen	voedselketen	voedselketen	concentratie in huis	bestraling/consumptie
naar mens					

B.2 Scenario's voor het TRUCK-II ontwerp

Normale evolutie scenario

Het normale evolutie scenario voor een opberging in een bijna impermeabele kleilaag is als volgt te beschrijven. Na het opbergen van het afval en het sluiten van de faciliteit worden de verpakkingen van de containers langzaam aangetast door het water in de poriën van de klei. Na verloop van tijd gaat de verpakking lekken en komt het afval in contact met het water uit de klei. Het afval lost op in het kleiwater, en zal zich door diffusie door de kleilaag verspreiden. Na lange tijd (honderdduizenden tot miljoenen jaren, afhankelijk van de chemische eigenschappen van de afvalcomponent) bereikt het afval het afdekpakket. Er zijn daarna twee paden om de mens te bereiken. Mogelijkheid (1) is dat het afval de oppervlakte bereikt door de grondwaterstroming, en het de voedselketen bereikt. Mogelijkheid (2) is dat er een put geslagen wordt tot in het grondwater boven de kleilaag, zodat het afval via het putwater de voedselketen bereikt.

Het poor-sealing scenario

Dit scenario is geanalyseerd in de EVEREST-studie [11]. Verondersteld wordt, dat als gevolg van ondeugdelijk afsluiten van de faciliteit, de galerijen een preferentiële route vormen voor nuclidetransport. Via deze preferentiële route kunnen nucliden sneller het afdekpakket bereiken dan in het normale evolutie scenario. Verondersteld is dat de drijvende kracht van het nuclidetransport door de ondeugdelijk afgesloten galerijen is het drukverschil tussen de aquifer waar de preferentiële route in 'eindigt', en de hydrostatische druk in de kleilaag.

Het verwaarlozingsscenario

Bij het verwaarlozingsscenario wordt verondersteld dat de mijn, na het plaatsen van het afval, maar voor het afsluiten van de mijn, verwaarloosd wordt. Het mijngebouw zal dan vollopen met water. Uit de analyse blijkt dat de ondergelopen galerijen een preferentiële route vormen voor

nuclidetransport. Via deze preferentiële route kunnen nucliden sneller het afdekpakket bereiken dan in het normale evolutie scenario.

Radon

Identiek aan het Radon-scenario bij het METRO-I ontwerp voor opberging in steenzout.

Menselijk indringen

Verondersteld is dat er op zeker moment in de toekomst niet meer bekend is dat er afval in de kleilaag opgeborgen is. Verondersteld wordt dat een werknemer rechtstreeks blootgesteld wordt aan de straling van een deel van het afval, bijvoorbeeld uit een 'kern' van een verkenningsboring door de faciliteit, of bij een archeologische verkenning.

Tabel 24 geeft de MBS beschrijving van deze scenario's plus de secundaire FEP's bij elk subsysteem.

Tabel 24 MBS beschrijving van de scenario's plus de secundaire FEP's (TRUCK-II)

MBS	Scenario's				
	diffusie	poor sealing	verwaarlozing	radon	menselijk indringen
van afval afvalmatrix	uitloggen/ oplossen	uitloggen/ oplossen	uitloggen/ oplossen	diffusie	straling
technische barrière kleimantel	faalt diffusie	diffusie/ advectie	diffusie/ advectie	diffusie stroom in galerijen	niet aanwezig niet aanwezig
afdekpakket	grondwater/ put	grondwater/ put	grondwater/ put	geo-bubble	niet aanwezig
biosfeer naar mens	voedselketen	voedselketen	voedselketen	concentra- tie in huis	bestraling

B.3 Identificatie van primaire FEPs

De FEPs die aanleiding kunnen zijn tot nieuwe scenario's zijn in tabel 25 gegeven.

Om een eerste aanzet te geven tot ontwikkeling van nieuwe scenario's zijn de FEPs gegroepeerd op basis van hun uitwerking op de al geanalyseerde MBS. Het blijkt mogelijk te zijn om voor het TRUCK-II ontwerp en voor het METRO-I ontwerp in grote lijnen dezelfde indeling te hanteren. Dit geeft de mogelijkheid om het resultaat van de FEP-classificatie voor elk van de ontwerpen te vergelijken. Dit maakt een soort relatieve vergelijking van de effectiviteit van de classificatie procedure mogelijk.

Opberging in zoutformatie		Opberging in kleilaag	
FEP nr.	Beschrijving	FEP nr.	Beschrijving
<i>Volledig ontwrichtende FEPs</i>			
1.1.1	Impact of meteorite	1.1.1	Impact of meteorite
1.2.8	Magmatic activity	1.2.1	Plate movements/tectonic change
2.2.13	Sabotage	1.2.3	Magmatic activity
2.3.8	Malicious intrusion, sabotage/war	1.2.4	Metamorphic activity
2.3.13	Underground nuclear testing	1.2.5	Diapirism
3.4.3	Nuclear criticality	2.2.7	Sabotage
		2.3.2	Malicious intrusion
		2.3.10	Injection of fluid wastes
		2.3.12	Underground nuclear testing
		3.4.4	Nuclear criticality
<i>Ontwrichtende ontwerp- en constructiefouten; ontwrichtende chemische effecten</i>			
a. Lokale effecten:			
2.2.7	Inadequate backfill compaction; voidage	2.1.6	Material defects, e.g. early canister failure
2.3.2	Attempt of site improvement	2.1.7	Common cause failures
3.4.6	Release of stored energy	2.2.1	Radioactive waste disposal error
2.2.5	Heterogeneity of waste forms; chemical or physical	2.2.2	Inadequate backfill or compaction voidage
3.2.1	Cellulosic degradation	2.2.5	Heterogeneity of waste forms
3.2.10	Microbiological effects	3.3.1	Canister or container movement
3.2.11	Non-radioactive solute in geosphere	3.3.4	Subsidence/collapse
b. Lokaal of ernstiger:			
2.2.3	Co-disposal of reactive wastes (deliberate)	2.1.8	Poor quality construction
2.2.8	Inadvertent inclusion of undesirable materials	2.1.11	Chemical effects
2.3.7	Injection of fluids	2.2.3	Co-disposal of reactive wastes
2.3.16	Drilling induced geochemical changes	2.2.4	Inadvertent inclusion undesirable materials
2.3.17	Borehole induced solution and subsidence		
2.3.18	Borehole chemical changes		
2.3.19	Changes in chemistry due to mining		
3.1.6	Induced chemical changes		
3.2.8	Material interactions		
<i>Blow out FEPs</i>			
1.2.10	Natural gas intrusion	1.5.9	Natural thermal effects
1.2.16	Gas sources and effects in geosphere	3.3.6	Gas effects
1.6.4	Gas mediated transport		
1.6.8	Transport of radioactive gases		
2.3.15	Blowouts		
3.2.4	Gas generation, explosions		
3.3.6	Gas generation effects		
<i>Denudation</i>			
1.2.3	Diagenesis		
1.4.1	Channel erosion		
1.4.3	Coastal erosion, development of estuaries		
1.4.4	Denuadation, erosion		
		<i>Andere</i>	
		1.3.6	Glaciation
		2.2.6	Accident during operation
<i>Andere schadelijke effecten</i>			
1.8.9	Irradiation		
1.8.10	Dermal sorption		
1.8.11	Injection		
1.8.12	Non-radiological toxicity/effects (on man or other organisms)		

Tabel 25 FEPs die een nieuwe systeembeschrijving nodig maken

Verschillen tussen METRO-I (zout) en TRUCK-II (klei)

In tabel 25 zijn sommige FEPs, die zowel voor klei als zout zijn gevonden, ingedeeld in verschillende groepen. Hieruit blijkt de grote mate van subjectiviteit bij deze indeling. Verder zien we dat er voor 'zout' meer FEPs gevonden zijn. Dit is een gevolg van de uitbreiding van de PROSA FEP lijst met de WIPP FEPs. De oorspronkelijke PROSA FEP lijst en de SCK FEP lijst zijn bijna identiek. DE FEPs die samenhangen met de gevolgen van boringen door de faciliteit

(samenhangende met eventuele toekomstige olie- of gaswinning), blow-out FEPs en de 'andere schadelijke effecten' komen uit de WIPP catalogus. Voor klei is 'glaciation' een speciale FEP, waarvan de consequenties onderzocht worden in het TRAKTOR project.

Bespreking van de FEP categorieën

- Volledig ontwrichtende FEPs zijn wel getraceerd in de PROSA rapportage en in EVEREST. De consequenties van de FEPs met natuurlijke oorzaak zijn niet behandeld, omdat de kans van voorkomen te klein geacht werd. Bij de ontwrichting met 'menselijke oorzaken' werd opgemerkt dat dit de verantwoordelijkheid van de toekomstige generaties is. Niettemin werd nader onderzoek voor deze FEPs aanbevolen.
- Ontwrichtende FEPs betreffen (1) de technische barrières, die alleen een rol spelen tijdens de actieve fase of (2) de 'boring-FEPs' uit de WIPP catalogus. De eerste vielen buiten het kader van PROSA en EVEREST, de tweede kwamen niet voor in de catalogus.
- Blow-out FEPs komen voort uit de FEP catalogus; in PROSA wordt opgemerkt dat de consequenties van gas-ontwikkeling nog onderzocht moeten worden.
- Denudation is niet expliciet besproken in de PROSA rapportage: informele bronnen geven aan dat denudation-scenario's een lagere dosis zouden geven dan de water-intrusion-scenario's en daarom niet behandeld zijn.
- Andere FEPs zijn FEPs die nog geanalyseerd moeten worden (non-radiological toxicity) of die samenhangen met de gedetailleerde biosfeer FEPs uit de WIPP catalogus.

Ontwikkeling van nieuwe scenario's

In het hoofdstuk over de methodologie (hoofdstuk 2) is aangegeven dat de ontwikkeling van nieuwe scenario's op basis van deze FEPs geen eenvoudige zaak is. Een nieuw scenario is verbonden met een nieuwe beschrijving van het systeem en onderverdeling in de barrières/subsystemen. Echter, een adequate systeembeschrijving is pas mogelijk na analyse van het nuclide transport - immers, dan pas is bekend welke barrières en subsystemen een belangrijke rol spelen. De FEPs die zijn opgesomd in tabel 25 moeten eerst verwerkt worden in analyses voordat het mogelijk is een adequate scenariobeschrijving op te stellen.

Appendix C Transport door aquifer en biosfeer

Het gastgesteente kan het afval tenminste vele tienduizenden jaren isoleren. Daarna zullen in een langzaam tempo kleine hoeveelheden nucliden ontsnappen. Deze nucliden kunnen via grondwaterstromingen in het afdekpakket het oppervlaktewater bereiken, en kunnen daar opgenomen worden in de voedselketen. Dit leidt uiteindelijk tot blootstelling aan het afval.

Voor een gegeven locatie kunnen de huidige grondwaterstromingen in kaart gebracht worden, dit gebeurt bijvoorbeeld in Mol. Het patroon van deze stromingen verandert echter in de loop van de tijd. Er kunnen breuken en daarmee nieuwe stroomkanalen in ondergrondse formaties ontstaan, andere kunnen zich juist sluiten. Ook het klimaat (hoeveelheid regen) is van invloed op de grondwaterstroming. Verder blijkt dat door een ijstijd de stromingspatronen drastisch kunnen veranderen.

Er is dus weinig exact bekend over de grondwaterstroming tegen de tijd dat nucliden uit het gastgesteente ontsnappen. Dit probleem is al onderkend in de PROSA studie [2], en er is veel moeite gedaan om er goede voorspellingen van te geven. In de METRO-studie is gebruik gemaakt van de aanpak die in de PROSA-studie ontwikkeld is. In tabel 26 is het resultaat van dit onderdeel van de PROSA-studie weergegeven.

Tabel 26 Transporttijden door het afdekpakket (uit PROSA [4])

vrijzettingsdiepte (m)	transport tijd (jaren)	onzekerheidsfactor
57.5	2.0e+04	174
115	2.5e+05	1054
172.5	2.7e+06	503
230	5.0e+06	351
287.5	8.5e+06	330
345	1.0e+07	330
402.5	1.2e+07	395
460	1.4e+07	395
517.5	1.5e+07	395
575	5.7e+07	85
632.5	6.2e+07	85
690	6.8e+07	85
747.5	7.4e+07	85
805	7.9e+07	137
862.5	3.5e+08	122
920	3.7e+08	122
977.5	3.9e+08	122

De centrale schatting van de transporttijd bij vrijzetting op 460m diepte is $1.4E7$ jaar. De onzekerheidsfactor 395 betekent dat de transporttijd kan variëren tussen $1.4E7/395 = 3.5E4$ jaar en $1.4E7 \times 395 = 5.5E9$ jaar. Dit resultaat bevestigt de grote onbekendheid van het toekomstige grondwaterstromingspatroon, maar geeft toch een werkbare basis voor het schatten van de radiologische gevolgen van het ontsnappen van nucliden uit het afdekkpakket. Aangenomen wordt dat verdere verfijning van het model van het afdekkpakket niet leidt tot significante veranderingen in het berekende bereik van transporttijden.

Bij het nuclidetransport wordt rekening gehouden met de retentie van de nucliden. De waarden die in PROSA gebruikt zijn voor de retentie zijn ook hier gebruikt. Ze zijn weergegeven in tabel 27. Ook hier is voor de retentie de centrale waarde gekozen, de onzekerheidsfactor is weer groot.

Tabel 27 Retentie van de nucliden in het aquifersysteem in het afdekkpakket [4]

Element	K_D (m ³ /kg)	Retentie factor
C	0.005	26
Cl	0	1
Co	0	1
Ni	0.01	52
Zr	0.1	509
Mo	0.001	6
Nb	0.1	509
Tc	0.007	37
Pd	0.01	52
I	0.0005	4
Cs	0.001	6
Sm	1	5077
Cm	1	5077
Am	1	5077
Pu	1	5077
Np	0.03	153
Pa	1	5077
Th	0.3	1524
U	0.002	11
Ra	0.0009	6
Pb	0.04	204
Ac	0.04	204
Se	0.0003	3
Sn	0.2	1016
Sr	0.0005	4
Rb	0.001	6

Voor de biosfeer bestaat hetzelfde probleem als voor het afdekpakket: het is nu niet te zeggen hoe de voedselketen er in de verre toekomst uit zal zien. In PROSA is aangenomen dat alle radionucliden die met het grondwater aan de oppervlakte komen in één rivier uitkomen. Verondersteld wordt dat het water uit deze rivier gebruikt wordt door een kleine agrarische gemeenschap. Onder deze aannamen zou het transport van radionucliden door de voedselketen het grootst zijn.

In tabel 28 zijn de resultaten van dit onderdeel van de PROSA studie weergegeven. Het transport vanuit het rivierwater naar een individu resulteert erin dat slechts een klein deel van de in de rivier vrijgezette nucliden dit individu bereikt. Deze fractie is voor elke nuclide gegeven in de tabel. De nucliden die het individu bereiken worden geconsumeerd met het voedsel en drinkwater. De effectieve dosis die dit tot gevolg heeft zijn berekend met de Dosis Conversie Coëfficiënten uit [15], conform ICRP-60. De laatste kolom geeft de veronderstelde F1 waarde van de chemische vorm die de nuclide heeft in de voedselketen. In feite is hier altijd de F1 waarde gekozen die de grootste waarde van de DCC geeft.

Tabel 28 Data voor het biosfeer model [4]

nuclide	Transportfactor naar individu (1)	Ingestie DCC (Sv/Bq)	F 1
C- 14	3.43E-07	5.60E-10	1
CL- 36	2.5E-08	8.40E-10	0.3
CO- 60	1E-07	3.00E-09	5.00E-02
NI- 59	1.76E-08	6.80E-11	5.00E-02
NI- 63	1.47E-8	1.90E-10	5.00E-02
SE- 79	9.51E-07	1.60E-09	0.8
RB- 87	1.07E-07	1.30E-09	0.3
SR- 90	3.12E-08	2.80E-08	0.3
ZR- 93+	n.v.t.	1.21E-09	1.00E-02
MO- 93	2.73E-08	2.60E-10	0.8
NB- 94	1.72E-06	2.30E-09	1.00E-02
TC- 99	2.33E-08	6.70E-10	0.8
PD-107	9.87E-08	6.20E-11	1.00E-02
SN-126	3E-06	6.90E-09	2.00E-02
AI-129	8.39E-09	1.10E-07	1
I-129	8.39E-09	1.10E-07	1
CS-135	4.13E-07	1.90E-09	1
CS-137	1.26E-07	1.30E-08	1
SM-147	4.8E-09	9.70E-08	1.00E-03
SM-151	3.97E-09	1.70E-10	1.00E-03
EU-154	1.64E-07	3.10E-09	1.00E-03
CM-248	1.13E-08	2.20E-06	1.00E-03

nuclide	Transportfactor individu (1)	naar	Ingestie DCC (Sv/Bq)	F 1
PU-244	4.52E-08		5.30E-07	1.00E-03
PU-240	1.74E-07		1.30E-08	1.00E-05
CM-244	9.22E-09		3.20E-07	1.00E-03
U-236	2.54E-08		3.70E-08	5.00E-02
TH-232	1.09E-06		1.80E-06	1.00E-03
U-232	2.66E-08		1.70E-07	5.00E-02
CM-245	1.45E-08		5.90E-07	1.00E-03
PU-241	2.96E-07		1.40E-10	1.00E-05
AM-241	1.33E-08		5.70E-07	1.00E-03
NP-237	2.29E-08		6.40E-07	1.00E-03
U-233	2.88E-08		4.00E-08	5.00E-02
TH-229	1.67E-07		2.40E-06	1.00E-03
CM-246	1.13E-08		5.90E-07	1.00E-03
PU-242	1.65E-07		1.20E-08	1.00E-05
AM-242	1.33E-08		4.30E-10	1.00E-03
PU-238	1.09E-07		1.20E-08	1.00E-05
U-238	2.5E-08		3.60E-08	5.00E-02
U-234	2.6E-08		3.90E-08	5.00E-02
TH-230	5.31E-05		4.90E-10	1.00E-03
RA-226	8.7E-08		2.20E-07	0.2
PB-210	1.95E-08		8.60E-07	0.2
CM-247	2.01E-08		5.40E-07	1.00E-03
AM-243	1.33E-08		5.70E-07	1.00E-03
PU-239	1.88E-07		1.20E-08	1.00E-05
U-235	3.0E-08		3.80E-08	5.00E-02
PA-231	7.74E-08		1.40E-06	1.00E-03
AC-227	1.09E-08		2.20E-06	1.00E-03

Appendix D Overwegingen bij het verwaarlozingsscenario (in kleilaag)

Er zijn situaties denkbaar waarbij de faciliteit niet of niet goed verzegeld is. Een voorbeeld daarvan is verwaarlozing van de faciliteit. Andere oorzaken van een preferent pad kunnen zijn: een slechte technische uitvoering van het afsluiten van de mijn, activering van een ongedetecteerde breuk in de kleilaag, een doorboring van de kleilaag bij toekomstige mijnwerkzaamheden, bijvoorbeeld voor het winnen van geothermische energie.

In deze gevallen worden een of meer van de volgende transportmechanismen geactiveerd:

1. Advectief transport met één permeabele verbinding met een watervoerende laag in het afdekpakket. Er kan dan een stroming optreden doordat de hydrostatische druk in de faciliteitrestanten een niveau aanneemt dat aansluit bij de druk in de watervoerende laag. De hydrostatische drukgradiënt tussen faciliteit-restanten en de boven- of onderkant van de kleiformatie wordt dan mogelijk veel hoger dan 'normaal', waardoor het advectief transport door de ongestoorde klei toeneemt.
2. Advectief transport met twee permeabele verbindingen: er kan dan een doorstromingspad ontstaan door (een deel van) de faciliteit. Dit is mogelijk wanneer er twee permeabele verbindingen zijn met een watervoerende formatie in het afdekpakket, een voor de instroming en een ander voor de uitstroming.
3. Versneld diffusief transport: de restanten van de mijngebouw vormen een preferent pad omdat (mogelijk) door de achtergebleven materialen (betonnen galerijwanden) en holtes de retentie (veel) lager is dan in de ongestoorde klei.

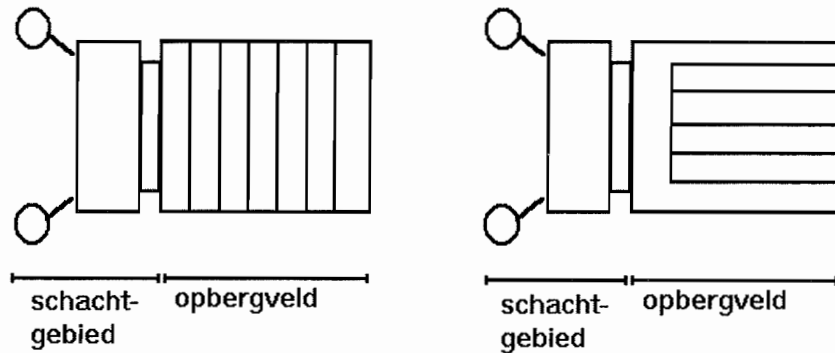
Het eerstgenoemde mechanisme (één permeabele verbinding) is geanalyseerd door het SCK [8]: het 'poor-sealing scenario'. Zij concludeerden dat dit mechanisme niet tot een hoger dosistempo leidt dan bij het 'normale' diffusie-scenario. Overigens kan deze extra advectieve bijdrage ook veroorzaakt worden door lokale temperatuurverschillen (en daarmee dichtheidsverschillen) ten gevolge van vervalwarmte van de container. Dat mechanisme is echter niet onderzocht.

Het tweede mechanisme wordt, vanwege de vorm van het doorstromingspatroon, een 'U-stroom scenario' genoemd. Bij dit scenario zijn de volgende aspecten belangrijk:

- De grootte van de stroomsnelheid in het doorstromingsgebied;
- Welke delen van de faciliteit worden doorstromend;
- De wijze waarop het afval in het stromingsgebied komt.

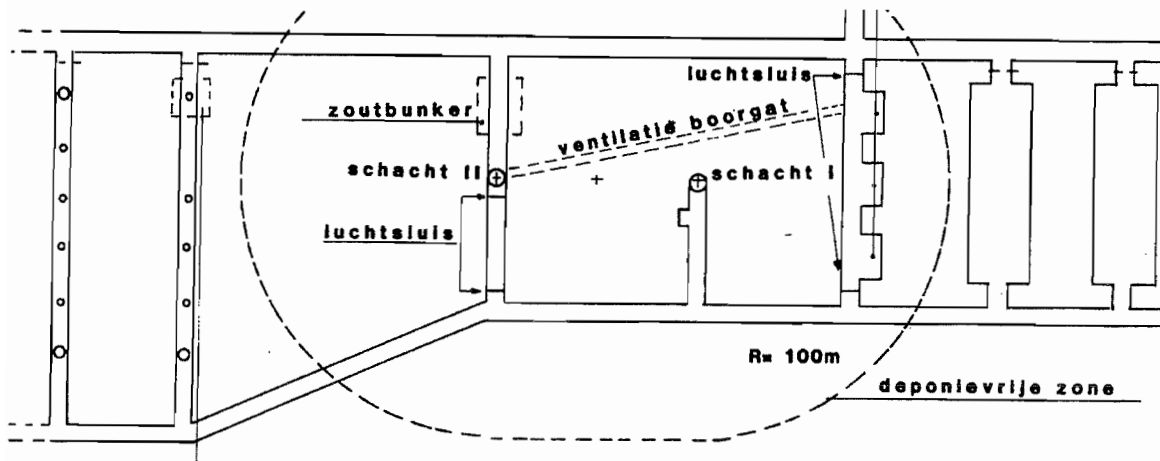
Bij al deze aspecten speelt het ontwerp van de faciliteit een rol. Uitgaande van de lay-out zoals gegeven in figuur 11 wordt duidelijk dat bij verwaarlozing de beide schachten kunnen fungeren als twee permeabele verbindingen. De schachten doorsnijden in het afdekpakket meerdere watervoerende lagen. De schachtbekleding geeft alleen tijdelijke en onvolmaakte isolatie van deze lagen. Na verloop van tijd zal er grondwater binnendringen en zal de faciliteit vollopen met water. Het is niet zeker dat dit tot een U-stroming zal leiden, maar als dit gebeurt zal het schachtengebied deel uitmaken van het doorstroomde gebied. Het is op voorhand al duidelijk dat het gunstig is om

het doorstromingsgebied te minimaliseren. Dit geeft een randvoorwaarde voor het ontwerp. In figuur 39 is hiervan een illustratie gegeven.



Figuur 39 Twee varianten voor de aanleg van het opbergveld

Figuur 40 laat het ontwerp van het opbergveld zien zoals ontwikkeld tijdens OPLA. Hieruit blijkt dat een gangbaar ontwerp van de ventilatie van een faciliteit haaks staat op het voorkomen van doorstroming in het verwaarlozingsscenario.



Figuur 40 Galerijstelsel volgens het OPLA-ontwerp

In de METRO-studie is voorlopig aangenomen dat het doorstromingsgebied beperkt kan worden tot de schachten en het schachtengebied, zoals aangegeven in figuur 11. Scenario's waarbij ook het opbergveld doorstroomd wordt zullen echter ook onderzocht moeten worden.

De restanten van de galerijen in het opbergveld en de verbindingsgalerijen met het schachtengebied vormen een potentieel pad voor diffusie. Na vollopen van de mijn zullen galerijen of de restanten daarvan gevuld zijn met water. De voorkeursroute bestaat uit een met water gevulde galerij of een spoor van betonbrokken in de klei met hier en daar een met water

gevulde holte. In al deze gevallen is er sprake van een soort met water gevuld kanaal tussen de opbergcel en het schachtengebied, waarvan alleen de 'wanden' in contact staan met de klei.

Onder de noemer van verwaarlozingsscenario worden zodoende een hele groep onderloopsenario's geanalyseerd met de volgende kenmerken:

- Vanuit watervoerende lagen in het afdekpakket wordt een U-stroming opgewekt door de schachten en het schachtengebied.
- De nucliden migreren vanuit de opbergcel via een preferent diffusiepad (de restanten van de ondergrondse infrastructuur) naar het schachtengebied en worden vervolgens met de U-stroming naar een watervoerende laag gevoerd.

Scenario's waarbij er andere transportmechanismen tussen opbergcel en doorstroomgebied optreden, bijvoorbeeld warmtegedreven convectiestromingen, of doorstroming van het opbergveld zelf, zijn mogelijk wel relevant, maar zijn in METRO-III niet geanalyseerd.

Appendix E EMOS-invoerfile voor het verwaarlozingsscenario (steenzout)

```

*****
*
* JG: december 1999
*
*****
*
*=====
* metro.inp bevat:
*=====
*
EMOS4 JIF this-file
EMOS4 BADA this-file
EMOS4 NUDA this-file
EMOS4 GODA this-file
EMOS4 ELDA this-file
EMOS4 SUDA this-file
EMOS4 AMDA this-file
EMOS4 ABDA this-file
EMOS4 TEDA this-file
EMOS4 MASCOT this-file
EMOS4 ELDE this-file
EMOS4 NUDX this-file
*
*=====
SUDA>>> Mijnmodel METRO voor onderloop<<<
*=====
*
* Ingang/uitgang      :      CF      (waarin alle DISPCELL compartimenten uitmonden)
* Disposal cell      : DISPCELL      (disposal cell met een container)
* Afval-type         :      COGEMA      (mobiliseringscompartiment in DISPCELL)
*
SUDA      CF      DISPCELL
SUDA DISPCELL      COGEMA
*
*=====
BADA>>> Data voor de compartimentmodellen pasta_onderloop; Aug.99 <<
*=====
*
* Mobilisatie-model+parameterwaarden
*
* CBNY(1): SUDA-aanduiding afvalmix      :      COGEMA
* CBNY(2): Met mobilisatiemodel          :      MOBG5
* CBNY(3): AMDA aanduiding afvalmix      : VERGLAASD
* CBNY(4): (leeg)
* IBKY(1): Totaal aantal containers in dit compartiment      :      1
* IBKY(2): Aantal verschillende afvaltypen in dit compartiment      :      1
*
*      CBNY(1)  CBNY(2)  CBNY(3)  CBNY(4)  IBKY(1)  IBKY(2)
BADA      COGEMA      MOBG5  VERGLAASD      1      1
*
* RBTY(1): Tijdstip van opslag (afsluiten v.d. mijn is t=0) : -5. jaar
* RBTY(2): (geen betekenis)
BADA      -5.0      -8.E88
*
* IBEY( 1): aantal getallen dat opgegeven wordt : 7 voor MOBG5
* IBEY( 2): aantal uitvoergrootheden die afhangen van tijdsstapgrootte (code
RUZ): 0 voor MOBG5
* IBEY( 3): aantal uitvoergrootheden - IBEY(2) (code RUS): 20 voor MOBG5
* IBEY( 4): aantal printgrootheden (IDR(6) in JIF) (code RUD) : 6 voor MOBG5
* IBEY( 5): aantal uitvoergrootheden over toestand compartiment (code RBP) : 7
* IBEY( 6): (MOBG5) indexnummer lokatie temperatuurdata in TEDA (<999): 1
* IBEY( 7-16): dummy
* IBEY(17): containeruitvalspreiding 1=uniform (dunwandig) 2=exponentieel
i(dikwandig) 3=normaalverdeeld (falen op 'ontwerp-spec.' tijdstip): 3
* IBEY(18-24): dummy
*
BADA      7      0      20      6      7      1 -888 -888 -888 -888 -888 -888
BADA      -888 -888 -888 -888      3 -888 -888 -888 -888 -888 -888 -888
*

```

```

* Bestudeer een dikwandige container die na een zekere tijd faalt:
*
* METRO
* RBEY(1) : Mittlere behaelterstandzeit [a] : 2 jaar (als pekelindringen
na 100 jaar)
* RBEY(2) : Streubreite des Behaelterausfalls [a] : 0.01 jaar
* Na bereiken van de oplosbaarheidslimiet logen het glas verder uit met:
* PSE-10: j_r = 0.38 kg/m2.jr bij 473 K
* Q_g: max j_r: 50 kJ/mol; centrale schatting j_r: 75 kJ/mol
* METRO: Tref=317 K (GODA25)
* dus: jref(Q_G=50kJ/mol)=7.0E-4 kg/m2.jr
* jref(Q_G=75kJ/mol)=3.0E-5 kg/m2.jr
* PROSA : jref(Q_G=70kJ/mol)=0.365 kg/m2.jr; dus j_r(473 K)=... kg/m2.jr
* Kies de maximumschatting uit PSE-10:
* RBEY(3) : (MOBG5) j_r [kg/m2/a] in formule 3-11 p. 68 EMOS-handleiding : 7e-4
kg/m2/jaar
* RBEY(4) : (MOBG5) O_eff [m2] (matrixoppervlak) in form. 3-12 p. 69 EMOS-.. :
16.5 m2
* RBEY(5) : (MOBG5) Q_g [kJ/mol] in formule 3-11 p. 68 EMOS-handleiding : 50
kJ/mol (temperatuuronafhankelijk)
* Corroderen metalen canister:
* PROSA: 1 kg-staal/jaar per canister ; max = 200-400 m3/jaar voor 138
can's bij T=30+30 oC
* PACOMA: 0.5 kg-staal/jaar per canister
* RBEY(6) : Anfangs corrosionsrate containerwand om gasontwikkeling te berekenen
[kg/a] : 1 kg/jaar
* N.B: SGK wordt berekend in MOBG5, wordt in SABAR vermenigvuldigd met het
aantal containers
* om SGI voor ESALG te berekenen.
* N.B2: In METRO vinden we slechts 4e-3 m3-gas/jr per canister gedurende 150
jaar,
* in PROSA ongeveer 1 m3-gas/jaar gedurende 50 jaar.
* Het verschil kan ik niet verklaren.
* -----
* RBEY(7) : (MOBG5) Diepte van het segment t.o.v. referentiediepte [m] om
temperatuur te berekenen : 0 m
*
* RBE
          1          2          3          4          5
BADA      2.         0.01       7.e-4       16.5       50.
* RBE
          6          7
BADA      1.         0.0
* -----
* Betekenis van de MOBG5 uitvoer
* -----
* RUD-uitvoer
* CUD( 1) = ' A1'
* CUD( 2) = ' TBM'
* CUD( 3) = ' DELM'
* CUD( 5) = ' DMDT'
* CUD( 6) = ' TEMP'
* RUS-uitvoer:
* CUS( 8) = ' SGO'
* CUS( 9) = ' SGR'
* CUS(10) = ' SGK'
* CUS(20) = ' A3'
* RBP-uitvoer
* RBP-1 GM : aktuelle Glasmasse [kg]
* RBP-2 TBM : maximale Behaelterstandzeit [a]
* RBP-3 DTB : Streubreite des Behaelterausfalls [a]
* RBP-4 TLO : Zeitpunkt des Laugenzutritts (Beginn der
* RBP-5 DMDT : Umsetzungsrate (dm/dt) [kg/a]
* RBP-6 A1 : Anzahl ausgefallener Behaelter letzter Zeitpunkt
* RBP-7 FLint : Zeitintegriertes Laugefraktion [a]
* RBP-8 tot 35 : dummies
* -----
** -- SABAR zet RUN, RUS en RUZ om in RIN, RIS en RIZ van het extern segment
** door sommatie over alle (interne) segmenten van RUN, RUS en RUZ.
*
* *****
* DISPCELL
* Disposal cell - model+parameterwaarden containers
* *****
* CBNY(1): Naam van 'Einlageringsort' : DISPCELL

```

```

* CBNY(2): Naam van het model voor transport      :   ESALG1 (BOALG geen TG-
uitwisseling)
* IBKY(1): Aantal DISPCellen                      :       300
*** BOALG1: Streckeinlagermodel voor containers
*
*      CBNY(1)  CBNY(2)  CBNY(3)  CBNY(4)  IBKY(1)  IBKY(2)
BADA DISPCELL  ESALG1                300      -888
*
* RBTY(1): Tijdstip van opslag (afsluiten v.d. mijn is t=0) : -5. jaar
* RBTY(2): Tijdstip van pekelindringen vanuit 'Laugenest' (>RBTY1) : -8.E88
BADA                -5.0          -8.E88
*
* IBEY( 1): aantal data op te geven in RBEY : 15
* IBEY( 2): aantal uitvoergrootheden die afhangen van tijdstapgrootte (code
RUZ): 1
* IBEY( 3): aantal uitvoergrootheden - IBEY(2) (code RUS): 11
* IBEY( 4): aantal printgrootheden (IDR(6) in JIF) (code RUD) : 12
* IBEY( 5): aantal uitvoergrootheden over toestand compartiment (code RBP) : 31
* IBEY( 6): indexnummer lokatie temperatuurdata van 'Versatz' (backfill) in TEDA
(<999): 2
* IBEY( 7): indexnummer lokatie temperatuurdata van 'Verschluss' (plug) in TEDA
(<999): 3
* IBEY( 8-9): (ESALG1) dummy
* IBEY(10): 1. index temperatuurpunt in plug (TEDA file): afvalkant plug 6
* IBEY(11): 2. index temperatuurpunt in plug (TEDA file): galerijkant plug 7
* IBEY(12): aantal parallele 'strecken': 1
* IBEY(13): aantal parallele pluggen: 1
* IBEY(14): (ESALG1) indexnummer oplosbaarheidsdata in ELDA file: 1
* IBEY(15): (ESALG1) indexnummer Kd in ELDA file: 3
* IBEY(18): -Spiers model- (0=droog; 1=optimaal; 2=GODA76-77-78): droge pluggen
= 0
*
*IBE          1    2    3    4    5    6    7    8    9   10   11   12
BADA          15    1   11   12   35    2    3 -888 -888    6    7    1
*IBE          13   14   15   16   17   18   19   20   21   22   23   24
BADA          1    1    3 -888 -888    0 -888 -888 -888 -888 -888 -888
*
*** Er wordt een convergentiefactor berekend voor een cilindervormig element,
*** de geometrie van de cylinder wordt bepaald op basis van phi0
*** (porositeit op t=0) en de phi op de huidige tijd.
*** Dus LxBxH = pix(r**2)xL
*** r=0.25; H=B=0.44 m
* RBEY( 1): (ESALG1) hoogte van het 'streck-einlagerort': 0.44 m
* RBEY( 2): (ESALG1) breedte van het 'streck-einlagerort': 0.44 m
* RBEY( 3): (ESALG1) lengte van het 'streck-einlagerort' zonder plug: 1.5 m
* RBEY( 4): (ESALG1) hoogte van de plug : 0.44 m
* RBEY( 5): (ESALG1) breedte van de plug : 0.44 m
* RBEY( 6): (ESALG1) lengte van de plug: 3. m
* RBEY( 7): Konvergerend toegevoegd volume: n.v.t. voor ESALG1
* RBEY( 8): Hoeveelheid pekel vanuit het 'Laugenest': 0 m3
* RBEY( 9): Massa van het adsorberende materiaal: 0 kg
* RBEY(10): (ESALG1) dummy
* RBEY(11): Afstand tussen de lokaties met temperatuurdata in plug: 3 m
* RBEY(12): (ESALG1) dummy
* RBEY(13): Reductiefactor convergentie voordat de pekel binnendringt: 1.
* We nemen aan dat de container geen tegendruk levert tegen convergentie
* RBEY(14): Reductiefactor convergentie na pekelindringen: 1.
* RBEY(15): Diepte t.o.v. referentiediepte (DX): 0. m
*RBE          1          2          3          4          5
BADA          0.44          0.44          1.5          0.44          0.44
*RBE          6          7          8          9          10
BADA          3.0          -8.E88          0.0          0.0          -8.E88
*RBE          11          12          13          14          15
BADA          3.0          -8.E88          1.          1.          0.
*
* -----
* Betekenis van de ESALG1 uitvoer
* -----
* RUZ-Uitvoer
* CUZ( 1) = ' SLO(TN)': Ausgangslaugenstrom [m**3/a] (TN is tijd huidige
rekenstap)
* RUS-uitvoer

```



```

* CUS( 1) = ' SLO(TA)': Ausgangs-laugenstrom [m**3/a] (TA is tijd van vorig
rekenstap)
* CUS( 2) = ' SLA': Hilfs-groesse zur Berechnung des Aktivitaetsstroms
durch Austausch-effekte [m**3/a]
* CUS( 3) = ' SLADV': Austauschstroeme Diffus. [m**3/a]
* CUS( 4) = ' SLAGV': Austauschstroeme Gas [m**3/a]
* CUS( 5) = ' SLAKV': Austauschstroeme Konzentr. [m**3/a]
* CUS( 6) = ' SLATV': Austauschstroeme Temp. [m**3/a]
* CUS( 7) = ' SZO': Zementmassenstrom Ausgang [kg/a]
* CUS( 8) = ' SGO': Gasstroeme [m**3/a]
* CUS( 9) = ' SGR': Gasstroeme [m**3/a]
* CUS(11) = ' RINV': Leitwert / inverser Widerstand [m**3/a/MPa]
* RUD-uitvoer
* CUD( 1) = ' VLZ': von aussen zugeflossenes Laugenvolumen [m**3]
* CUD( 2) = ' VLGES': gesamtes Laugenvolumen [m**3]
* CUD( 3) = ' VPGES': gesamtes Porenvolumen [m**3]
* CUD( 4) = ' PHIS': Porositaet Versatz
* CUD( 5) = ' PHIV': Porositaet Verschluss
* CUD( 6) = ' PL': Laugendruck [MPa]
* CUD( 7) = ' ZGRAD': Gradient der Zementkonzentration [kg/m**4]
* CUD( 8) = ' TEMPS': Versatztemperatur [K]
* CUD( 9) = ' PHIB': Porositaet im Behaelter (konverg. Bereich)
* CUD(10) = ' VPB': konvergierendes Porenvolumen in den Behaeltern [m**3]
* CUD(11) = ' VPS': Porenvolumen im Versatz [m**3]
* CUD(12) = ' VNK': nicht konvergierendes Volumen [m**3]
* RBP-uitvoer
* 1 VGES : gesamtes Behaeltervolumen [m**3]
* 2 HS : Hoehe Versatz (backfill/opslagdeel) [m]
* 3 BS : Breite Versatz (backfill/opslagdeel) [m]
* 4 VV : Verschlussvolumen [m**3]
* 5 HV : Hoehe Verschluss (plug) [m]
* 6 BV : Breite Verschluss (plug) [m]
* 7 dummy
* 8 VPGES : gesamtes Porenvolumen [m**3]
* 9 VLGES : gesamtes Laugenvolumen [m**3]
* 10 VLKON : kontaminiertes Laugenvolumen [m**3]
* 11 VLZ : von aussen zugeflossenes Laugenvolumen [m**3]
* 12 PHIS : Porositaet im Behaelter (konverg. Bereich) fuer
* 13 PHIV : Porositaet (Verschluss)
* 14 Z : geloeste Zementmenge [kg]
* 15 KS : Konvergenz rate des Versatzes (backfill) des Segments [1/a]
* 16 RINV : Leitwert / inverser Widerstand [m**3/a/MPa]
* 17 PL : Laugendruck [MPa]
* 18 SLO : Ausgangs-laugenstrom [m**3/a]
* 19 SLI : Eingangslaugenstrom [m**3/a]
* 20 SLK : Konvergenz-laugenstrom [m**3/a]
* 21 PHIB : Porositaet im Behaelter (konverg. Bereich)
* 22 VB : konvergierendes Behaeltervolumen [m**3]
* 23 dummy
* 24 dummy
* 25 PEFFS : Effektiver Druck des Versatzes im Bohrloch [MPa]
* 26 VSS : Volumen des reinen Versatzmaterials [m**3]
* 27 DK : Aenderung der normalisierte Konvergenzrate [1/a]
* 28 DTAU : Normalisierte Zeitschritt [-]
* 29 K0 : Stationaire Konvergenz rate des Segments [1/a]
* 30 KV : Konvergenzraten Verschluss [1/a]
* 31 KP : Konvergenzraten Pollux [1/a]
* 32-35 dummies
*
* *****
* Compartment Central Field - model en data
* *****
*
* CBNY(1): Naam van 'Einlageringsort' : CF
* CBNY(2): Naam van het model voor transport : STMIF1
* IBKY(1): Aantal compartimenten STMIF : 1
*** STMIF1: verbinding met aquifer
*
* CBNY(1) CBNY(2) CBNY(3) CBNY(4) IBKY(1) IBKY(2)
BADA CF STMIF1 1 -888
*
* RBTY(1): Opvullen met backfill - aanbrengen dam : 0. jaar
* RBTY(2): Tijdstip van pekeldringen vanuit 'Laugenest' (>RBTY1) : -8.E88

```

```

BADA                      0.0      -8.E88
*
* IBEY( 1): aantal data op te geven in RBEY : 15
* IBEY( 2): aantal uitvoergrootheden die afhangen van tijdsstapgrootte (code
RUZ): 1
* IBEY( 3): aantal uitvoergrootheden - IBEY(2) (code RUS): 11
* IBEY( 4): aantal printgrootheden (IDR(6) in JIF) (code RUD) : 9
* IBEY( 5): aantal uitvoergrootheden over toestand compartiment (code RBP) : 29
* IBEY( 6): indexnummer lokatie temperatuurdata van 'Versatz' (backfill) in TEDA
(<999): 4
* IBEY( 7): indexnummer lokatie temperatuurdata van 'Verschluss' (plug) in TEDA
(<999): 5
* IBEY( 8-11): (STMIF1) dummy
* IBEY(12): aantal parallelle 'strecken' om in het externe segment te komen: 2
* IBEY(13): aantal parallelle 'dammen' om in het externe segment te komen: 2
* IBEY(14): (STMIF1) indexnummer oplosbaarheidsdata in ELDA file: (PACOMA lib) 2
* IBEY(15): (STMIF1) indexnummer Kd in ELDA file: 3
* IBEY(18): -Spiers model- (0=droog; 1=optimaal; 2=GODA76-77-78): 0
*
*IBE          1    2    3    4    5    6    7    8    9   10   11   12
BADA          15    1   11    9   35    4    5  -888  -888  -888  -888    2
*IBE          13   14   15   16   17   18   19   20   21   22   23   24
BADA          2    2    3  -888  -888    0  -888  -888  -888  -888  -888  -888
*
*** Er wordt een convergentiefactor berekend voor een cilindervormig element,
*** de geometrie van de cylinder wordt bepaald op basis van phi0
*** (porositeit op t=0) en de phi op de huidige tijd.
*** Dus LxBxH = pix(r**2)xL
*** r=0.25: H=B=0.44 m
* RBEY( 1): (STMIF1) hoogte van het 'streck-einlagerort': 4. m
* RBEY( 2): (STMIF1) breedte van het 'streck-einlagerort': 5. m
* Lengte van het 'strecke-einlagerort':
* Veronderstel dat maar 1 'tak' van de 2 (IBE(12)=2) naar de geosfeer
* opgegeven hoeft te worden (31/12/99 getest: veronderstelling klopt!)
* + Veiligheidszone rond schacht: 130 m
* + METRO-I: aantal galerijen: 8; afstand tussen: 40 m: totaal (8-1)*40 = 280 m
* + METRO-I: 20 dispcell per kant per galerij; 10 m tussen: 8*(20+1)*10/2= 840 m
* Totaal 1250 m
* RBEY( 3): (STMIF1) lengte van het 'streck-einlagerort' zonder plug: 1250. m
* PROSA
* RBEY( 4): (STMIF1) hoogte van de dam : 4.4 m 4. m
* RBEY( 5): (STMIF1) breedte van de dam : 4.4 m 5. m
* We veronderstellen dat de hele schacht is ingestort, en gevuld met
* zand uit de aquifer. Aan deze vulling kennen we in GODA de permeabiliteit van
* de aquifer toe
* RBEY( 6): (STMIF1) lengte van de dam: 600. m 100. m
*
* RBEY( 7): Konvergerend toegevoegd volume: 50000 m3 50000 m3 (dit zijn
* ondergrondse werkplaatsen)
** Totale ruimte ondergronds: gangen (1250 x 4 x 5 m3) x 2 (parallel)= 50 000 m3
* werkplaatsen etc. 50 000 m3
* ----- +
* Totaal: 100 000 m3
*
* Fractie backfill (1-GODA32) = 1-.3 = 0.7
* ----- *
* Volume backfill 70 000 m3
** Merk op dat er in het verwaarloozingsscenario **geen** backfill is!!
*
* Test effect van permeabiliteit dam op tijd voor onderlopen:
* k_dam m2 R_dam por_b k_b m2 R_b R_tot pekcl m3 tijd R_tot/tijd
* 1.8e-11 1.25e9 0.3 1.3e-11 2.5e9 3.75e9 1.35e4 0.2 jr 5.2e-11
* 1.8e-12 1.25e10 0.3 1.3e-11 2.5e9 1.5e10 1.35e4 0.7 jr 4.6e-11
* 1.8e-13 1.25e11 0.3 1.3e-11 2.5e9 1.275e11 1.35e4 4. jr 3.1e-11
** Kleine verschillen. Mischien omdat bij onderlopen R_b kleiner is (in REPOS)?
*
* RBEY( 8): Hoeveelheid pekcl vanuit het 'Laugenest': 0 m3
* RBEY( 9): Massa van het adsorberende materiaal: 0 kg
* RBEY(10): (STMIF1) dummy
* RBEY(11): (STMIF1) dummy
* RBEY(12): (STMIF1) dummy
* RBEY(13): (STMIF1) dummy
* RBEY(14): (STMIF1) dummy

```

```

* RBEY(15): Diepte t.o.v. referentiediepte (DX): 0. m
*
*RBE
BADA          1          2          3          4          5
              4.0          5.0          1250.          4.4          4.4
*RBE
              6          7          8          9          10
BADA          600.0          50000.          0.0          0.0          -8.E88
*RBE
              11          12          13          14          15
BADA          -8.E88          -8.E88          -8.E88          -8.E88          0.
*
* -----
* Betekenis van de STMIF1 uitvoer
* -----
* RUZ-Uitvoer
* CUZ( 1) = ' SLO(TN)': Ausgangslaugenstrom [m**3/a] (TN is tijd huidige
rekenstap)
* RUS-uitvoer
* CUS( 1) = ' SLO(TA)': Ausgangslaugenstrom [m**3/a] (TA is tijd van vorig
rekenstap)
* CUS( 2) = ' SLA': Hilfsgroesse zur Berechnung des Aktivitaetsstroms
durch Austauschheffekte [m**3/a]
* CUS( 7) = ' SZO': Zementmassenstrom Ausgang [kg/a]
* CUS( 8) = ' SGO': Gasstroeme [m**3/a]
* CUS( 9) = ' SGR': Gasstroeme [m**3/a]
* CUS(11) = ' RINV': Leitwert / inverser Widerstand [m**3/a/MPa]
* RUD-uitvoer
* CUD( 1) = ' VLZ': von aussen zugeflossenes Laugenvolumen [m**3]
* CUD( 2) = ' VLGES': gesamtes Laugenvolumen [m**3]
* CUD( 3) = ' VPGES': gesamtes Porenvolumen [m**3]
* CUD( 4) = ' PHIS': Porositaet (Versatz)
* CUD( 6) = ' PL': Laugendruck [MPa]
* CUD( 7) = ' DT': Grootte van de tijdssatp (jaren)
* CUD( 8) = ' TEMPS': Versatztemperatur [K]
* CUD( 9) = ' ITER': ANZAHL DER ITERATIONEN BEI DRUCKBERECHNUNG,ITER WIRD
IN SADUS BELEGT
* RBP-uitvoer
* 1 VS : Versatzvolumen [m**3]
* 2 HS : Hoehe (Versatz) [m]
* 3 BS : Breite (Versatz) [m]
* 4 DUMMY04
* 5 AD : Dammquerschnitt [m**2]
* 6 DUMMY06
* 7 VZ : konvergierendes Zusatzvolumen [m**3]
* 8 VPGES : gesamtes Porenvolumen [m**3]
* 9 VLGES : gesamtes Laugenvolumen [m**3]
* 10 VLKON : kontaminiertes Laugenvolumen [m**3]
* 11 VLZ : von aussen zugeflossenes Laugenvolumen [m**3]
* 12 PHIS : Porositaet (Versatz)
* 13 DUMMY13
* 14 Z : geloeste Zementmenge [kg]
* 15 KS : Konvergenz rate des Versatzes des Segments [1/a]
* 16 RINV : Leitwert / inverser Widerstand [m**3/a/MPa]
* 17 PL : Laugendruck [MPa]
* 18 SLO : Ausgangslaugenstrom [m**3/a]
* 19 SLI : Eingangslaugenstrom [m**3/a]
* 20 SLKO: Konvergenzlaugenstrom [m**3/a]
*
* =====
TEDA>> TEMPERATURDATEN: Metro-I mijnmodel ; herberekening december 1999 <<
* =====
* Aantal tijdstippen:
TEDA 13
* Tijdstip (jaren sinds sluiten):
TEDA 0.00274 0.0274 5.47 27.4 82. 164.
TEDA 274. 548. 822. 1096. 1370. 1644.
TEDA 27400.
* Naam van lokatie 1
* Temperatuurstijging op bovenstaande tijdstippen op lokatie 1, 2, etc.
* NB: voor tijdstippen groter dan het grootste tijdstip wordt Tstijging=0.
TEDA>> Temperatuur van de glas-matrix <<
TEDA 1 12. 19. 24. 20. 11. 5.
TEDA 3. 1.8 1.2 0.8 0.6 0.4
TEDA 0.
TEDA>> DISPCELL backfill <<

```

```

TEDA 2 12. 19. 24. 20. 11. 5.
TEDA 3. 1.8 1.2 0.8 0.6 0.4
TEDA 0.
TEDA>> DISPCELL plug <<
TEDA 3 0. 0.15 6. 10. 7. 3.
TEDA 2. 1.3 0.9 0.6 0.4 0.3
TEDA 0.
TEDA>> CF Backfill <<
TEDA 4 0. 0. 0. 0. 0. 0.
TEDA 0. 0. 0. 0. 0. 0.
TEDA 0.
TEDA>> CF Dam <<
TEDA 5 0. 0. 0. 0. 0. 0.
TEDA 0. 0. 0. 0. 0. 0.
TEDA 0.
TEDA>> Afvalkant plug <<
TEDA 6 12. 19. 24. 20. 11. 5.
TEDA 3. 1.8 1.2 0.8 0.6 0.4
TEDA 0.
TEDA>> Gallerijkant plug <<
TEDA 7 0. 0.15 6. 10. 7. 3.
TEDA 2. 1.3 0.9 0.6 0.4 0.3
TEDA 0.
*
=====
ELDA>>> ELEMENTSPEZIFISCHE DATEN : PACOMA, BEST ESTIMATE WERTE, 22.06.90 <<<
=====
ELDA 3
ELDAOplosbaarheidslimiet HAW disposal cel (mol/liter)
ELDAOplosbaarheidslimiet andere gebieden - veronderstel geen limiet (mol/liter)
ELDADistributiefactor - geen adsorptie aan het zout (m3/kg)
*
Element (mol/ltr) (mol/ltr) (kg/m3)
ELDA C 1.E 0 1.E 0 0.
ELDA CL 1.E 0 1.E 0 0.
ELDA CA 1.E-1 1.E 0 0.
ELDA CO 1.E-2 1.E 0 0.
ELDA NI 1.E-2 1.E 0 0.
ELDA SE 1.E-4 1.E 0 0.
ELDA RB 1.E 0 1.E 0 0.
ELDA SR 1.E-3 1.E 0 0.
ELDA ZR 1.E-6 1.E 0 0.
ELDA MO 1.E-2 1.E 0 0.
ELDA NB 1.E-2 1.E 0 0.
ELDA TC 1.E-1 1.E 0 0.
ELDA PD 1.E-2 1.E 0 0.
ELDA SN 1.E-2 1.E 0 0.
*JG 30.10.98 Voeg PB toe met dezelfde data als SN (periodiek systeem)
ELDA PB 1.E-2 1.E 0 0.
*JG 30.10.98 Voeg AC toe (willekeurige data)
ELDA AC 1.E-2 1.E 0 0.
*
ELDA AI 1.E-5 1.E 0 0.
ELDA I 1.E-1 1.E 0 0.
ELDA CS 1.E-1 1.E 0 0.
ELDA SM 1.E-2 1.E 0 0.
ELDA EU 1.E-2 1.E 0 0.
ELDA CM 1.E-4 1.E 0 0.
ELDA AM 1.E-1 1.E 0 0.
ELDA PU 1.E-6 1.E 0 0.
ELDA NP 1.E-4 1.E 0 0.
ELDA PA 1.E-6 1.E 0 0.
ELDA TH 1.E-6 1.E 0 0.
ELDA U 1.E-4 1.E 0 0.
ELDA RA 1.E-5 1.E 0 0.
*
=====
GODA>>> GLOBALE SEGMENT/GEBINDE DATEN : PASTA/METRO-I mijnmodel <<
=====
* De PROSA data worden gebruikt, tenzij anders aangegeven.
GODA 1 4.0 D-1 Korrosionsgasvolumen/Metallmasse VGK
GODA 2 1.2 D 1 Molekel/100 eV alpha-Energie F02A
GODA 3 3.0 D 0 Molekel/100 eV beta/gamma-Energie F02B
GODA 4 7.2 D-3 Anteil der absorbierten gamma-Strahlung F02V

```

GODA 5 4.0 D 1 Transfer-G-Faktor (Radiolyse) GTRANS
 * Alle horizontale 'strecken' zijn 'Verschluss' (gastra3):
 GODA 6 3.49 D-2 Laugen'uitwisseling'/Gastransport (Verschluss) F04V
 * Voor alle vertikale 'strecken' (BOALG, BOEVS en BOMAW) heet
 * het 'Verschluss' even 'Propfen' (vertikaal gastransport - gastra3):
 GODA 7 1.0 D 0 Laugen'uitwisseling'/Gastransport (Ppropfen) F04P
 * Pekeluitwisseling aangedreven door cementconcentratiegradient (kontra3):
 GODA 8 2.56 D10 Laugentransport/Konzentrationsdifferenz F05
 * Alleen in: esalg esmaw kaevs kamaw stdam stevs stove stver:
 GODA 9 9.59 D 9 Laugentransport/Temperaturdifferenz F07
 * if (status <> L||Z||S) permeabilty = F09*porosity**EXPO (RGY15) :
 GODA10 2. D-9 Permeabilitaet/Porositaet F09
 GODA11 2.68 D-5 Proportionalitaetskonstante bei Radiolysegasprod. RC1
 * Coefficient voor berekenen pekeli-uitwisseling door gasmigratie (gastra3):
 GODA12 1.2 D 3 Laugen'uitwisseling'/Gastransport (Funktion(Per)) F04NEU
 GODA13 2250. D 0 Aktivierungsenergie/Gaskonst. f. Diffusion QRD
 * PHIL0 alleen in LEALG:
 GODA14 1. D-1 Anfangsporositaet (begrenzter Laugenzutritt) PHIL0
 GODA15 4.0 D 0 Exponent in Permeabilitaets-Porositaetsbeziehung EXPO
 GODA16 2.0 D 3 mittlere Dichte des Salzgesteins RHOS
 GODA17 1.2 D 3 mittlere Dichte der Lauge RHOL
 GODA18 9.81 D 0 Erdbeschleunigung G
 * Coefficient QRHO voor berekening van gsproduktie door radiolyse:
 GODA19 6.0 D-1 Dichte der Lauge/Dichte des Feststoffs QRHO
 GODA20 8.31 D-3 Gaskonstante R
 GODA21 0.1 D 0 rel. Porenvolumenaenderung z. Zeitschrittsteuerung --
 GODA22 1.5 D-3 dynamische Zaehigkeit (Lauge) RMUE
 GODA23 2.9 D-2 Parameter in Temperaturabhaengigkeit der Konvergenz --
 GODA24 1.0 D 0 Stochastische Variantz A --
 GODA25 3.17 D 2 Gebirgstemperatur in der Referenztiefe TEMPO
 GODA26 3.0 D-2 geothermischer Temperaturgradient --
 GODA27 2.6 D 1 aufgebraegte Zementkonzentration (Kammer) CZK
 * Coefficient voor diffusiegedreven transport van opgelost stoffen naar
 * het externe compartiment (diffus3); D in (m2/seconde):
 GODA28 3.0 D-9 Diffusionskoeffizient D
 GODA29 1.1 D 1 hydrostatischer Druck in der Referenztiefe PHYD
 GODA30 1.95 D 1 Gebirgsdruck in der Referenztiefe PG
 * Beginporositeit van backfill in opslagkamers (KAMAW, KAMEV):
 GODA31 4. D-1 Anfangsporositaet (Kammerversatz) PHIKO
 * PHIRO is de 'anfangsporositaet' bij berekeningen in PBK1:
 GODA32 3. D-1 Referenzporositaet PHIRO
 * Beginpor. van de plug voor de compartimenten esalg esmaw kaevs kamaw stver:
 *PROSA: GODA33 5. D-2 Anfangsporositaet (Verschluss, Strecke)
 PHIVO
 GODA33 1. D-1 Anfangsporositaet (Verschluss, Strecke) PHIVO
 *PROSA: GODA34 3.00 D-3 Endporositaet
 GODA34 1.00 D-2 Endporositaet PHIE
 * Beginporositeit van de plug voor de compartimenten boalg boevs bomaw:
 GODA35 1.00 D-1 Anfangsporositaet (Verschluss, Bohrloch) PHIVO
 GODA36 7.6 D 3 Elastizitaetsmodul (Salz) E
 GODA37 8.360 D 3 Konvergenzkonstante (Mpa**5.5/year) (Salz) A
 GODA38 5.5 D 0 Druckexponent (Konvergenz) EXPO
 GODA39 8.25 D 3 Aktivierungsenergie (Salz) / Gaskonstante QR
 GODA40 3.0 D-2 rel. Poros.aenderung z. Konv. Zeitschrittsteuerung EPSK
 * PHIDO, PERD; porositeit en permeabiliteit van de dam (plug) van de
 compartimenten STDAM en STEVS (in de tijd onveranderlijk):
 *PROSA: GODA41 5. D-2 Dampporositaet
 GODA41 8. D88 Dampporositaet (31/12/99: lijkt mij een dummy) PHIDO
 *PROSA: GODA42 2. D-15 Dampmermeabilitaet
 *Permeabiliteit ingestorte schachtwand, stel identiek aan aquifer:
 * + EVEREST 2/a blz 75: perm=1.8e-4 m/s => perm=1.8e-11 m2
 * + PROSA blz 6.19: perm tussen 1E-16 m2 en 8.2E-11 m2
 GODA42 1.8 D-11 Dampmermeabilitaet PERD
 GODA43 1. D 0 Konvergenzreduktion (Bohrlochverschluss) FRV
 GODA44 1. D 0 Konvergenzreduktion (Streckenverschluss) FRV
 GODA45 1. D-3 Zeitschritt beim Begin vollaufen Segmente (Konverg.) DTSET
 GODA46 1. D-2 Percolatiedrempel porositeit --
 GODA47 0. D 0 nicht benutzt --
 GODA48 0. D 0 nicht benutzt --
 GODA49 1. D 1 Permeabilitaetserhoehung in der Zuflussphase FPERM
 GODA50 1. D 1 Permeabilitaetserhoehung in der Durchstroemphase FPERM
 GODA51 1. D 0 Faktor zur Variation bei Loeslichkeitsgrenze --
 GODA52 1. D 0 Faktor zur Variation bei Kl (Sorption) --

```

GODA53  1.    D 0  Faktor zur Variation bei kappa (Sorption)          --
GODA54  1.    D-2 Genauigkeitsschranke fuer den Laugendruck PL    EPSPL
GODA55  1.5   D 1  maximaler Laugendruck in der Caverne            PMAX
GODA56  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA57  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA58  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA59  8.8   D 1  Magnesiumkonzentration in Q-Lauge (Anfangswert) CMG
GODA60  1.4   D-1 Umrechnungsfaktor Zementmasse --> Magnesiummasse FZMG
GODA61  1.33  D 0  Exponent M1 used in effekte/pbk1.f            M1
GODA62  5.04  D 0  Exponent M2 used in effekte/pbk1.f            M2
GODA63  2.7   D 0  Exponent M3 used in effekte/pbk1.f            M3
GODA64  1.23  D 0  Exponent M4 used in effekte/pbk1.f            M4
GODA65  0.    D 0  Constante RC_0 used in effekte/pbk1.f          RC_0
GODA66  2.75  D 2  Diameter der Salzkornen                       D
GODA67  1.    D 0  Truncation Value Q                            TRUNC
GODA68  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA69  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA70  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA71  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA72  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA73  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA74  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA75  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
* In BOALG1 geen backfill, dus alle massa is matrix (??)
GODA76  0.0   D 0  Mass fraction (liquid:total) of backfill mix    FBM
GODA77  0.785 D 0  Mass fraction (filler:total) of backfill mix    FFM
GODA78  0.143 D 0  Mass fraction (matrix:total) of backfill mix    FMM
* Optimal backfill volgens Spiers:
*ODA76  0.0475D 0  Mass fraction (liquid:total) of backfill mix    FBM
*ODA77  0.785 D 0  Mass fraction (filler:total) of backfill mix    FFM
*ODA78  0.143 D 0  Mass fraction (matrix:total) of backfill mix    FMM
*=====  

* Ik heb opgemerkt dat als FBM=0.0475 wordt gekozen, dat dan het moment van
* pekelingdringen plotseling 20 jaar wordt, i.p.v. 200 jaar. x(ongeacht van
* de keuze in BADA voor IBEY(16)).
* Hoe kan dit? Omdat niet IBEY(16) gegeven moet worden, maar IBEY(18): TESTEN
*=====  

GODA79  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA80  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA81  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA82  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA83  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA84  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA85  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA86  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA87  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA88  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA89  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA90  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA91  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA92  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA93  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA94  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA95  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA96  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA97  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA98  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
GODA99  0.    D 0  nicht benutzt                                     --
*
*=====  

AMDA>>> Container inventaris van compartiment DISPCELL<<<
*=====  

*
* Identificatie-string van de verzameling containers          :  VERGLAASD
* Totaal aantal containers in deze verzameling                :          1.
* Aantal containertypen in deze verzameling                   :          1
AMDA VERGLAASD          1.    1
*
* (W 11- 1 is de aanduiding zoals gebruikt in VEOS deel 10)
* Identificatie-string van 1e containertype in verzameling   :  W 11- 1
* Aantal containers van dit type in deze verzameling          :          1.
AMDA          W 11- 1          1.
*

```

```

=====
ABDA>>> WASTE SPECIFIC DATES   ECN-1,MAY 1987: Activity in Bq per container. <<<
=====
*
* NRAGY aantal Gebinde-data (max LRGY uit parameter file)
****Iiiii
ABDA   5
*
* CATEXT(1-5) beschrijving van de LRGY (niet NRAGY!) Gebinde-data
****Aaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaa
ABDA1. Matrixmassa                               [tHM]
ABDA2. Massa van de lege container                [kg]
ABDA3. Volume gevuld met afval                    [m**3]
ABDA4. Volume van de lucht in de container        [m**3]
ABDA5. Volume van backfill                        [m**3]
*
* CATEXTZW tekstregel tussenopslagtijdsduur
****Aaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaaa
ABDA   Duur van de interimopslag                  [jaar]
*
* Nuclide inhoud van elk van de mengsels CNMX uit de AMDA file.
=====
* De notatie-syntax MOET in overeenstemming zijn met de nuclide data
* in de NUDA datafile voor REPOS
=====
*
* Inventaris COGEMA container met verglaasd afval
*
* CANX   naam mengsel zoals in AMDA parameter CMEX
* RBIX(1-NNZ) inventaris voor alle NNZ nucliden zoals gegeven in NUDA data
* CANX   RBIX(1)   RBIX(2)   RBIX(3)   RBIX(4)   RBIX(5)
****Aaaaaaaa+eeeeee.E+EE+eeeeee.E+EE+eeeeee.E+EE+eeeeee.E+EE
*
ABDA   W 11- 1   0.392E+08   0.000E+00   0.000E+00   0.362E+13   0.181E+10
*
ABDA   NI- 63   0.237E+12   0.203E+11   0.927E+06   0.334E+16   0.907E+11
*
ABDA   MO- 93   0.305E+08   0.261E+09   0.648E+12   0.529E+10   0.463E+11
*
ABDA   AI-129   0.000E+00   0.153E+07   0.148E+11   0.466E+16   0.184E+06
*
ABDA   SM-151   0.175E+14   0.355E+15   0.209E+04   0.146E+03   0.714E+14
*
ABDA   PU-240   0.149E+12   0.201E+08   0.310E+01   0.596E+06   0.585E+10
*
ABDA   PU-241   0.485E+14   0.392E+14   0.156E+11   0.766E+05   0.448E+04
*
ABDA   CM-246   0.112E+10   0.740E+09   0.411E+12   0.236E+08   0.102E+13
*
ABDA   U-234   0.932E+08   0.306E+07   0.525E+04   0.000E+00   0.484E+04
*
ABDA   AM-243   0.847E+12   0.116E+12   0.157E+07   0.821E+06   0.000E+00
*
-----
*
* ZR-93 = ZR-93 + NB-93M
* PB-210 = PB-210 + BI-210 + PO-210
* AC-227 = AC-227 + RA-223
* TH-229 = TH-229 + AC-225 + RA-225
* U-238 = U-238 + TH-234
* NP-237 = NP-237 + PA-233
* AM-243 = AM-243 + NP-239
*
-----
*
* METRO
* Matrix : 412 kg
* Leeggewicht : 80 kg
* Volume van de matrix : 0.175 m3
* Samendrukbaar 'hohlvolume' : 0.02 m3
* Onsamendrukbaar 'hohlvolume' : ?
*
* glas (kg) leeg (kg) matrix (m3) samendrukbaar onsamendrukbaar
(m3)
ABDA   0.412E+03 0.800E+02 0.175E+00 0.200E-01 0.0
*
* tussenopslagtijd (jaar)
** Subroutine aubvad berekent het verval/ingroei data optreedt gedurende

```

```

* de hier opgegeven periode.
ABDA          0.500E+02
*=====
* JIF: Job Input File
*=====
* User:
JIFJ. Grupa
* Job-omschrijving:
JIFOnderloop-scenario voor METRO
* keyword module-keuze:
JIF  MODUNAD
* run
          REPOS MASCOT EXPOS
JIF*****IMO    0    0    0    1    2    1    0    0    0    0
* locatie nuclide-data voor REPOS
JIF**CMO_NUDANUDA
* einde module-keuze:
JIF*****
* keyword repos-invoer:
JIF      REPOS
* lokatie input data voor REPOS:
JIF**CRE_GODAGODA
JIF**CRE_ELDAELDA
JIF**CRE_SUDASUDA
JIF**CRE_BADABADA
JIF**CRE_AMDAAMDA
JIF**CRE_ABDAABDA
JIF**CRE_TEDATEDA
* nuclide-selectie voor REPOS run:
*JIF****NNY...99999    1
*JIF****CNY-INY
*-- Alle nucliden uitgeschreven:
*JIF****NNY...    50    1
*
*JIF****CNY-INY    C- 14    CL- 36    CA- 41    CO- 60    NI- 59    NI- 63
*
*                    (0.)    (0.)    (0.)    (0.)
*                    (0.)
*JIF                SE- 79    RB- 87    SR- 90    ZR- 93    MO- 93    NB- 94
*
*                    0.
*JIF                TC- 99    PD-107    SN-126    AI-129    I-129    CS-135
*
*                    (0.)
*JIF                CS-137    SM-147    SM-151    EU-154    CM-248    PU-244
*                    (K1-2a)    K1-3    K1-4    K1-5    (0.)    K2-1
*JIF                CM-244    PU-240    U-236    TH-232    U-232    CM-245
*                    K2-2    K2-3    K2-4    K2-5    K2-6    K3-1
*JIF                PU-241    AM-241    NP-237    U-233    TH-229    CM-246
*                    K3-2    (K3-2a)    K3-3    K3-3a    K3-4    K3-5
*JIF                PU-242    AM-242    U-238    PU-238    U-234    TH-230
*                    K3-6    K3-7    (K4-1)    K4-2    K4-3    K4-4
*JIF                RA-226    PB-210    CM-247    AM-243    PU-239    U-235
*                    K4-5    K4-6
*JIF                PA-231    AC-227
*-----
* Vanwege MASCOT moeten de ketens ingekort worden tot 4 (ook al in
* de REPOS-run, dit is een logistieke fout), wordt opgelegd dat dit verval
* via de tweede stuurparameter in NNY al in de bron plaatsvindt.
* Alle nucliden met inventaris 0. zijn weggelaten.
*-----
* K1 en K1-a wordt: PU-240 -> U-236 -> TH-232
* K2 wordt          : CM-245+ -> AM-241-> NP-237 -> U-233+
*                    met CM-245+ = CM-245+PU-241; U-233+ = U-233+TH-
229
* K3 en K3-a wordt: PU-242 -> U-238 -> U-234 -> TH-230+
*                    met Cm-246 vervalt in 5000 jaar naar PU-242
*                    en PU-238 verval in 100 jaar naar U-234
*                    en TH-230+ = RA-226 + PB-210
* K4 wordt          : AM-243 -> PU-239 -> U-235 -> PA-231+
*                    met PA-231+ = PA-231 + AC-227
*-----
*
JIF****NNY...    36    1
*
JIF****CNY-INY    C- 14    CO- 60    NI- 59    NI- 63    SE- 79    RB- 87
JIF                SR- 90    ZR- 93    MO- 93    NB- 94    TC- 99    PD-107
JIF                SN-126    I-129    CS-135    CS-137    SM-147    SM-151

```



```

*
JIF          EU-154      K1-2      K1-3      K1-4      K1-5
*            K2-3      K2-4      K2-5      K2-6      K3-2      K3-3
JIF          AM-241      NP-237      U-233      TH-229      PU-242      U-238
*            K3-4      K3-5      K4-2      K4-3      K4-4      K4-5
JIF          U-234      TH-230      AM-243      PU-239      U-235      PA-231
*
* print-out
JIF*****IIN      0      0      0      0      0      0      0      0      0      0
* print-out      skip CBRD nucliden
JIF*****IDR      0      0      0      0      0      0      0      0      0      0      0
JIF          0      0      0      0      0      0      0 -888 -888 -888 -888 -888
* selectie compartimenten print-out:
JIF*****CBDR
* selectie nucliden print-out:
JIF*****CNDR
* selectie tijdstippen print-out:
* (N.B: misschien crash als ZDR > DASZ)
JIF*****ZDR
JIF*****IZDR
* select grafische uitvoer:
*      aan/uit tijden segm nucl run ruz  rus  rud crkn crkz crus  inv
JIF*****IPL      1  -1  -1  -1  0  0  1  0  0  0  0  0
*      rbp rin riz ris rbn rbn rbn
JIF          1  0  0  0  0  0  0  0  0
* selectie compartimenten voor grafische uitvoer (als IPL(3)>0):
JIF*****CBPL
* selectie nucliden voor grafische uitvoer (als IPL(4)>0):
JIF*****CNPL
* selectie tijdsstippen voor grafische uitvoer (als IPL(2)>0):
JIF*****ZPL
JIF*****IZPL
* printout eind- en tussenresultaten REPOS:
*      ..IDR(3,4)...      4      5      6      7 chronik 9      10      11      12
JIF*****ITA      0      0      0      0      0      0      0      1      0      0      0      0
* maak fri-file:
JIF*****ISO      1      0      0
* uitvoer-compartiment voor fri-file:
JIF*****CNAZEF      CF
*JIF*****CNAZEF      DISPCELL
* Lengte van de tijdsintervallen voor uitvoer fri-file (max. 5):
* LET OP: als som(ZEFT(i)) > DASZ crasht emos door 'out of array bounds'
JIF*****ZEFT      5000.      95000.
* Aantal tijden voor elk tijdsinterval in ZEFT (-1 is elk tijdsstip):
JIF*****IZEFT      5000      95
* vervalreeksen in REPOS:
JIF*****CNTHR
JIF*****CNNPR
JIF*****CNUR
JIF*****CNAMR
* tijdsstapsturing REPOS:
JIF*****NSTEPM      20
JIF***EPSI...      0.2      0.7      1.4      0.001
* tijdsstapgrootte: start vanaf-TNE      minimum
JIF***DT0...      0.2      0.05      0.01
* tijdstip pekeldringen:
*      pekeldringen einde-scenario duurbedrijf tussenlagerzeit
*      TL      DASZ      TB      TZ
*JIF*****TL...      100.0      100000.      10.0      0.
JIF*****TL...      200.      2000000.      10.0      0.
* Einde REPOS invoer:
JIF*****
*-----
* TROUGH/MASCOT stuurdata identificatie key:
JIF      TROUGH
* Identificatie afdek-pakket:
JIF      PACOMA: BEST ESTIMATE WERTE FUER GORLEBEN-DECKGEBIRGE
* ITR: sturing printout van invoergegevens:
JIF      0      0      0      0      0      0      0      0      0      0
* lokatie input-files:
JIF**CTR_DADEMASCOT
JIF**CTR_ELDEELDE
* lokatie nuclidevrijzettingsdata als REPOS niet gestart is:

```

```

JIF**CTR_FRDA
*
* Voor MASCOT zijn de meeste van de volgende stuurparameters "dummies"!
*
* KSORB = 1: ELDE file bevat retentiefactoren (niet distributie coëfficiënten)
* dummie KSORB
JIF 1 1
* dummies
JIF 94 10 73 1
JIF 1
JIF 10 10
JIF 20 20
* maak uitvoerfile voor - EXPOS -
* con flo
JIF 0 0 0 0 0 0 0 1 1 0
* MASCOT berekent alleen de nuclide-vrijzettingssnelheid (Bq/jaar)- dus flo -,
en
* geen concentraties (Bq/m3). De output file con is identiek aan flo, en
is nodig
* om EXPOS de individuele dosis te laten berekenen.
* dummies
JIF 0.5
JIF 1.0e6 50. 3000. 1.E+4 1.16
* nuclide selectie voor MASCOT:
*JIF****NNY... 36 1
*
*JIF****CNY-INY C- 14 CO- 60 NI- 59 NI- 63 SE- 79 RB- 87
*JIF SR- 90 ZR- 93 MO- 93 NB- 94 TC- 99 PD-107
*JIF SN-126 I-129 CS-135 CS-137 SM-147 SM-151
* K1-2 K1-3 K1-4 K1-5
*JIF EU-154 PU-244 PU-240 U-236 TH-232 U-232
* K2-3 K2-4 K2-5 K2-6 K3-2 K3-3
*JIF AM-241 NP-237 U-233 TH-229 PU-242 U-238
* K3-4 K3-5 K4-2 K4-3 K4-4 K4-5
*JIF U-234 TH-230 AM-243 PU-239 U-235 PA-231
*
JIF 36 1
JIF C- 14 CO- 60 NI- 59 NI- 63 SE- 79 RB- 87 SR- 90 ZR-
93
JIF MO- 93 NB- 94 TC- 99 PD-107 SN-126 I-129 CS-135 CS-
137
* K1-2 K1-3 K1-4 K1-5
JIF SM-147 SM-151 EU-154 PU-244 PU-240 U-236 TH-232 U-
232
* K2-3 K2-4 K2-5 K2-6 K3-2 K3-3 K3-4 K3-
5
JIF AM-241 NP-237 U-233 TH-229 PU-242 U-238 U-234 TH-
230
* K4-2 K4-3 K4-4 K4-5
JIF AM-243 PU-239 U-235 PA-231
*JIF 34 1
*JIF C- 14 CO- 60 NI- 59 NI- 63 SE- 79 RB- 87 SR- 90
ZR- 93
*JIF MO- 93 NB- 94 TC- 99 PD-107 SN-126 I-129 CS-135
CS-137
*JIF SM-147 SM-151 EU-154 PU-240 U-236 TH-232 U-232
AM-241
*JIF NP-237 U-233 TH-229 PU-242 U-238 U-234 TH-230
AM-243
*JIF PU-239 U-235
* Einde MASCOT sturing:
JIF*****
*-----
JIF EXPOS
* lokatie file met concentraties grondwater:
JIF**CEX_CONA
* lokatie file met retentiefactoren nucliden:
JIF**CEX_ELDAELDE
* lokatie file met nuclide data/DCC:
JIF**CEX_NUDANUDX
* lokatie file met nuclideflux vanuit grondwater:
JIF**CEX_FLOA
* selectie nucliden:

```

```

JIF*****NNE      39      1
JIF***CNE-INE      C- 14      CO- 60      NI- 59      NI- 63      SE- 79      RB- 87
JIF                SR- 90      ZR- 93      MO- 93      NB- 94      TC- 99      PD-107
JIF                SN-126      I-129      CS-135      CS-137      SM-147      SM-151
**                K1-2          K1-3          K1-4          K1-5
JIF                EU-154      PU-244      PU-240      U-236      TH-232      U-232
**                K2-3          K2-4          K2-5          K2-6          K3-2          K3-3
JIF                AM-241      NP-237      U-233      TH-229      PU-242      U-238
**                K3-4          K3-5          K3-6          K3-7          K4-2          K4-3
JIF                U-234      TH-230      RA-226      PB-210      AM-243      PU-239
**                K4-4          K4-5          K4-6
JIF                U-235      PA-231      AC-227
*JIF*****NNE      38      1
*JIF***CNE-INE      C- 14      CO- 60      NI- 59      NI- 63      SE- 79      RB- 87
*JIF                SR- 90      ZR- 93      MO- 93      NB- 94      TC- 99      PD-107
*JIF                SN-126      I-129      CS-135      CS-137      SM-147      SM-151
*JIF                EU-154      PU-240      U-236      TH-232      U-232      AM-241
*JIF                NP-237      U-233      TH-229      PU-242      U-238      U-234
*JIF                TH-230      RA-226      PB-210      AM-243      PU-239      U-235
*JIF                PA-231      AC-227
* EXPOS splitst weer uit:
* U-233+ = U-233+TH-229
* TH-230+ = RA-226 + PB-210
* PA-231+ = PA-231 + AC-227
* informatie symbolische nucliden
JIF*****NSE       0       0
JIF****SD-I00
* aantal waterwinpunten:
JIF*****NZE       1
* Kolom in ELDE file voor elk waterwinpunt:
JIF*****KDNR      1
* Berekening collectieve dosis:
* #volwassene #kinderen fractie geosfeer -> biosfeer
JIF*****RKOLL     1000.0     0.0     4.0E-2
* porositeit waterput:
JIF*****PHIE      .33
* dichtheid gesteente waterwinpunt:
JIF*****RHOSE     2500.0
* Kolomnummers DCC in NUDX file:
**EMOS (Sv/a)/(Bq/ltr) (Sv/a)/(Bq/a)
*omrekenen uit: con flo
* geeft: ind. dosis collectieve dosis
**ECN (Sv/a)/(Bq/a) (Sv/a)/(Bq/a)
* volw. kind. volw. kind.
JIF*****IDK       1       0       2       0
* Voor grafische presentatie via file 'een' en READMAX' van collectieve dosis:
*JIF*****IDK       2       0       1       0
* stuurparameter print-out invoer:
JIF*****IIX       0       0       0       0       0       0       0       0       0
* selectie uitvoer print-out en selectie invoer MASCOT resultaat:
* |----result EXPOS----tabel| |-----|
* plot tabel max |uit MASCOT
* flux flux dose conc flux
JIF*****IEX       1       1       1       1       1       0       0       0       0
* stuurparameters voor print-out bij een probabilistische berekening:
JIF*****RINTGR    0.5D06     2.0D07
JIF*****IINTFR    78
JIF*****
*JIF STATISTIK
*JIF > PROBABILISTISCHE BEREKENING MET 100 SAMPLES <
*JIF*****ISSS     0       2       1       1       0       1       0       0       0       0       0       0
0
*JIF**CRE_STDA../ARCHIEF/subst_d_f100.dat
*JIF*****ISES     1          100          0 898079141
*JIF*****
JIF STOP
*==> ARCHIEF/subnuda3.dat <==
NUDA>>> NUKLIDSPEZIFISCHE DATEN : aangepast op 50 nucliden zoals de ABDA-file
het oorspronkelijk verlangt, 10 november 1992.<<<
NUDA 22 7 6 9 6
* De volgende "+-nucliden" omvatten ook de gespecificeerde dochters. Vanwege
* notatie-bepreking wordt in EMOS de "+" weggelaten.
* ZR-93+ = ZR-93 + NB-93M

```

* PB-210+ = PB-210 + BI-210 + PO-210
 * AC-227+ = AC-227 + RA-223
 * TH-229+ = TH-229 + AC-225 + RA-225
 * U-238+ = U-238 + TH-234
 * NP-237+ = NP-237 + PA-233
 * AM-243+ = AM-243 + NP-239

NUDA 1	C-	14	0	0	5.733E 3	0.0	7.93E-15	0.0
NUDA 2	CL-	36	0	0	3.000E 5	0.0	3.95E-14	0.0
NUDA 3	CA-	41	0	0	8.100E 4	0.0	6.84E-14	0.0
NUDA 4	CO-	60	0	0	5.300E 0	0.0	4.18E-13	0.0
NUDA 5	NI-	59	0	0	8.000E 4	0.0	1.72E-13	0.0
NUDA 6	NI-	63	0	0	9.200E 1	0.0	1.07E-14	0.0
NUDA 7	SE-	79	0	0	6.500E 4	0.0	4.04E-15	0.0
NUDA 8	RB-	87	0	0	4.699E10	0.0	8.45E-14	0.0
NUDA 9	SR-	90	0	0	2.914E 1	0.0	2.91E-13	0.0
NUDA10	ZR-	93	0	0	1.531E 6	0.0	7.92E-15	0.0
NUDA11	MO-	93	0	0	3.501E 3	0.0	7.32E-15	0.0
NUDA12	NB-	94	0	0	2.031E 4	0.0	2.76E-13	0.0
NUDA13	TC-	99	0	0	2.132E 5	0.0	1.36E-14	0.0
NUDA14	PD-	107	0	0	6.500E 6	0.0	1.65E-14	0.0
NUDA15	SN-	126	0	0	1.001E 5	0.0	8.37E-13	0.0
NUDA16	AI-	129	0	0	1.571E 7	0.0	5.03E-14	0.0
NUDA17	I-	129	0	0	1.571E 7	0.0	5.03E-14	0.0
NUDA18	CS-	135	0	0	2.301E 6	0.0	5.17E-14	0.0
NUDA19	CS-	137	0	0	3.002E 1	0.0	1.36E-13	0.0
NUDA20	SM-	147	0	1	1.071E11	0.0	3.70E-13	0.0
NUDA21	SM-	151	0	0	9.006E 1	0.0	3.17E-15	0.0
NUDA22	EU-	154	0	0	8.500E 0	0.0	2.42E-13	0.0
NUDA23	CM-	248	1	1	3.393E 5	0.0	3.36E-12	0.0
NUDA24	PU-	244	2	1	8.267E 7	0.0	9.62E-13	0.0
NUDA25	CM-	244	1	1	1.812E 1	0.0	9.41E-13	0.0
NUDA26	PU-	240	1	1	6.542E 3	0.0	8.45E-13	0.0
NUDA27	U-	236	1	1	2.343E 7	0.0	7.32E-13	0.0
NUDA28	TH-	232	0	1	1.406E10	0.0	6.78E-12	0.0
NUDA29	U-	232	0	1	7.204E 1	0.0	1.75E-12	0.0
NUDA30	CM-	245	1	1	8.505E 3	0.0	8.95E-13	0.0
NUDA31	PU-	241	1	0	1.441E 1	0.0	8.33E-16	0.0
NUDA32	AM-	241	1	1	4.325E 2	0.0	8.96E-13	0.0
NUDA33	NP-	237	1	1	2.141E 6	0.0	8.86E-13	0.0
NUDA34	U-	233	1	1	1.586E 5	0.0	7.85E-13	0.0
NUDA35	TH-	229	0	1	7.344E 3	0.0	5.50E-12	0.0
NUDA36	CM-	246	1	1	4.734E 3	0.0	8.86E-13	0.0
NUDA37	PU-	242	2	1	3.872E 5	0.0	7.96E-13	0.0
NUDA38	AM-	242	2	1	1.521E 2	0.0	1.03E-12	0.0
NUDA39	U-	238	2	1	4.471E 9	0.0	1.08E-12	0.0
NUDA40	PU-	238	1	1	8.780E 1	0.0	8.98E-13	0.0
NUDA41	U-	234	1	1	2.447E 5	0.0	7.78E-13	0.0
NUDA42	TH-	230	1	1	7.705E 4	0.0	7.62E-13	0.0
NUDA43	RA-	226	1	1	1.601E 3	0.0	5.28E-12	0.0
NUDA44	PB-	210	0	0	2.230E 1	0.0	6.26E-15	0.0
NUDA45	CM-	247	1	1	1.561E 7	0.0	8.93E-13	0.0
NUDA46	AM-	243	1	1	7.385E 3	0.0	9.34E-13	0.0
NUDA47	PU-	239	1	1	2.408E 4	0.0	8.33E-13	0.0
NUDA48	U-	235	1	1	7.043E 8	0.0	7.25E-13	0.0
NUDA49	PA-	231	1	1	3.279E 4	0.0	6.35E-12	0.0
NUDA50	AC-	227	0	1	2.180E 1	0.0	1.31E-14	0.0

* MASCOT invoerfile

* Commentaarregel ter karakterisering van de afdeklaag-data
 ****Aaa->
 MASCOT Transport door het afdekpakket boven de zoutformatie
 MASCOT PROSA invoerdata (psmascot.fault.dat)

* DATA line 1 =====
 MASCOT IDIMEN NX NY NZ NT IBAND IDS
 IRTD
 MASCOT 2 1 1 1 40 1 1
 0

* IDEM: 2-dimensiaal of 3-dimensionaal oplossen.
 * NX,NY,NZ,NT: aantal lokaties en tijdstippen waarop concentratie berekend.
 * IBAND: band release mode (TIML wordt bepaald door fri-file)

```

* IDS: DISPX, DISPY, DISPZ zijn:
*   = 0: matrix-elementen van de dispersie-tensor (m**2/s)
*   = 1: Di=DISPi*VELi+diffusie-coefficient*tortuosity (DISPi in m)
* IRTD=0: EMOS4 ELDE file bevat ditribution factor Kd (m**3/kg)
*   MASCOT DISTRB is retentiefactor ([1])
* IRTD=1: EMOS4 niet toegestaan
*   MASCOT DISTRB is distributiefactor Kd (m**3/kg)
* DATA line 2 =====
MASCOT  NUCLEI    NUC(1)    NUC(2)    NUC(3)    NUC(4)
MASCOT      4      1      1      1      1
* NUCLEI is aantal nucliden in de keten (EMOS4: bepaald door NUDA file)
* NUC(i) i-de keten element niet/wel (0/1) berekend
* DATA line 3 =====
MASCOT  INVT    NMAX    IGAUSL    INTERV    IGRAPH
MASCOT    0      60      0      4      0
* INVT=0: inventory is gespecificeerd als concentraties (Bq/m**3)
* INVT=1: inventory is gespecificeerd als activiteiten (Bq)
* NMAX : number of Gaussian points for Gauss-legendre quadrature
*   (4,10,20,60,104,256)
* IGAUSL = 0: Gaussian quadrature over finite interval
*   = 1: Composite Gaussian quadrature over INTERV/2 intervals
* INTERV = number of subintervals x 2 for Gauss Legendre integration (IGAUSL=1)
* DATA line 4 =====
MASCOT  EXMAX    TIML    IPATCH
MASCOT  500.0    3.33E04    1
* EXMAX: exp(-exmax)="smallest number" (=1e-30:exmax=68)
* TIML: release duration if IBAND=1 (overruled door fri-file waarde)
* IPATCH =0: boundary condition is een Gaussische verdeling
*   =1: finite lines (IDIMEN=2) or patches (IDIMEN=3)
* DATA line 5 =====
MASCOT  DISPX    DISPY    DISPZ    VELX    VELY    VELZ    AREA
MASCOT  10.000    0.001    0.0      5.2e-03    0.0      0.0      0.0
* DISPX, DISPY, DISPZ zijn:
*   IDS=0: Di=DISPi*VELi+diffusie-coefficient*tortuosity (DISPi in m)
*   IDS=1: matrix-elementen van de dispersie-tensor (m**2/jaar)
* VELX, VELY, VELZ Aparent velocity (Darcy snelheid) (m/jaar)
* AREA grootte van het brongebied (m**2) als INVT=1 en IDIMEN=2
* DATA line 6 =====
MASCOT  POROS    DENS    TORT
MASCOT  0.33     2.5e03    1.0
* POROS is porositeit van van de aquifer
* DENS is de soortelijke massa van de aquifer (kg/m3)
* TORTUOSITY (bochtigheid)
* omdat we IDS=0 gebruiken doet deze waarde niet ter zake.
* DATA line 7 =====
*If IPATCH=1:
MASCOT  NUMBY    NUMBZ  CENT(1,1,1)CENT(2,1,1) PATCHY    PATCHZ    PITCHY
PITCHZ
MASCOT      1      1      0.0      0.0      50.0      50.0      0.0
0.0
*If IPATCH=0
*MASCOT  Y0(1)    STD(1)    Y0(2)    STD(2)
*MASCOT    0.      2.      0.      2.
* Y0: Y en Z coördinaat van de bron
* STD: standaard deviatie in de Y en Z richting
* DATA line 8 =====
MASCOT  HALFL(1)  CCP(1)  DIFF(1)  DISTRB(1)  DISOLU(1)
MASCOT  4.468E9   1.0     0.       2000.     0.
MASCOT  HALFL(2)  CCP(2)  DIFF(2)  DISTRB(2)  DISOLU(2)
MASCOT  7.70E04   0.0     0.0     5.E04     0.0
MASCOT  HALFL(3)  CCP(3)  DIFF(3)  DISTRB(3)  DISOLU(3)
MASCOT  1.6E03    0.0     0.0     5.E02     0.0
MASCOT  HALFL(4)  CCP(4)  DIFF(4)  DISTRB(4)  DISOLU(4)
MASCOT  1.600E3   0.0     0.       2000.     0.
* HALFL MASCOT: halfwaardetijd (jaren): overruled door waarde uit NUDA
* CCP(1) MASCOT: inventaris: voor EMOS moet 1.0 gekozen worden
* CCP(2,3,4)MASCOT: inventaris: voor EMOS moet 0.0 gekozen worden
* DIFF is de diffusiecoefficient (m2/jaar)
* DISTRB (IRDT=0: MASCOT DISTRB=retentiefactor)
*   ( EMOS4: Kd uit ELDE file)
* DISOLU nvt want IBAND=1
* DATA line 8 =====
MASCOT  REF(1)

```

```

MASCOT      230.
MASCOT      REFY()
MASCOT      0.0
MASCOT      REFZ(I)
MASCOT      0.0
MASCOT      TIME(I)
MASCOT      1.0E02      1.0E03      2.0e03      5.0e03      1.0E04      1.5e04      2.0e04
2.5e04
MASCOT      3.0E04      3.5E04      4.0e04      4.5e04      5.0E04      5.5e04      6.0e04
6.5e04
MASCOT      1.0E05      2.5E05      4.0e05      6.5e05      8.0E05      1.0E06      5.0E06
9.0e06
MASCOT      1.0e07      1.1e07      1.2e07      1.3e07      1.4e07      1.5E07      1.6E07
1.7e07
MASCOT      1.8e07      1.9E07      2.0e07      2.1e07      2.2e07      2.5e07      4.0E07
8.0e07
MASCOTDIMENS(i,j )
*      tijd
MASCOTjaren
*      afstand
MASCOTm
*      snelheid
MASCOTm/jaar
*      dispersiecoefficient
MASCOTm**2/jaar
*      soortelijke massa kleimatrix-materiaal
MASCOTkg/m3
*      distributiecoefficient Kd
MASCOTm3/kg
*      vervalconstante
MASCOTl/jaar
*      oppervlak (bron)
MASCOTm**2
*      Massa volgens modelbeschrijving
*      Activiteit volgens userguide
MASCOTBq
*      Massa-concentratie volgens modelbeschrijving
*      Activiteit-concentratie volgens userguide
MASCOTBq/m**3
*      nuclide-1 in keten
MASCOTU-238
*      nuclide-2 in keten
MASCOTU-234
*      nuclide-3 in keten
MASCOTTH-230
*      nuclide-4 in keten
MASCOTRA-226
* dummygetal ongelijk aan 51 (zie bandin.f)
MASCOT 0
* In sommige gevallen leest bandin nog 3 dummy-regels:
MASCOTdumdumdum
MASCOTdumdumdum
MASCOTdumdumdum
*
*==> ARCHIEF/subelder.dat <==
ELDEELEMENTSPECIFIEKE DATA VOOR DE GEOSFEER
* Kd voor Cl en Co toegevoegd (JG; 29.10.98)
ELDE      1
ELDE1: KD-WERTE IN M**3/KG in aquifer
ELDE      C      5.0E-3
* Cl: zie EUR 16752 tabel 6.7
ELDE      CL      0.0E 0
* Co: onbekend: conservatief Kd=0 verondersteld.
ELDE      CO      0.0E 0
ELDE      NI      1.0E-2
ELDE      ZR      1.0E-1
ELDE      MO      1.0E-3
ELDE      NB      1.0E-1
ELDE      TC      7.0E-3
ELDE      PD      1.0E-2
ELDE      I      5.0E-4
ELDE      CS      1.0E-3
ELDE      SM      1.0E 0

```

```

ELDE      CM      1.0E 0
ELDE      AM      1.0E 0
ELDE      PU      1.0E 0
ELDE      NP      3.0E-2
ELDE      PA      1.0E 0
ELDE      TH      3.0E-1
ELDE      U       2.0E-3
ELDE      RA      9.0E-4
ELDE      PB      4.0E-2
ELDE      AC      4.0E-2
ELDE      SE      3.0E-4
ELDE      SN      2.0E-1
ELDE      SR      5.0E-4
ELDE      RB      1.0E-3

```

* Eu ontbreekt: volgens periodiek systeem electronenconfiguratie bijna gelijk aan Sm.

```

ELDE      EU      1.0E+0

```

*

*=> ARCHIEF/subnudxr.dat <==

NUDX SPA 04.11.98:

* TH-232+ = TH-232 + RA-228+TH-228+Ra-224

* ZR-93+ = ZR-93 + NB-93M

* PB-210+ = PB-210 + BI-210 + PO-210

* AC-227+ = AC-227 + RA-223

* TH-229+ = TH-229 + AC-225 + RA-225

* U-238+ = U-238 + TH-234

* NP-237+ = NP-237 + PA-233

* DCC Cl-36 toegevoegd (uit SPA-memo 71085/NUC/DD/mh/010783)

*

*

NUDX 3

NUDX 1: Dosiskonversionsfactoren (inc. transfer) fuer Erwachsene (Sv/a)/(Bq/a)

NUDX 2: IngestieDCC (geeft potentiële collectieve dosis) (Sv/Bq)

NUDX 3: Fl waarde bij de IngestieDCC

* A234567890E23456789012E23456789012E23456789012

```

NUDX      C- 14    1.921e-16    5.6E-10    1.

```

* DCC Cl-36: zie SPA-memo 71085/NUC/DD/mh/010783

```

NUDX      CL- 36    2.100e-17    8.4E-10    0.3

```

```

NUDX      CO- 60    3.014e-16    3.0E-9     5.E-2

```

```

NUDX      CA- 41     0.          3.0E-10    0.3

```

```

NUDX      NI- 59    1.196E-18    6.8E-11    5.E-2

```

```

NUDX      NI- 63    2.800E-18    1.9E-10    5.E-2

```

```

NUDX      SE- 79    1.521E-15    1.6E-9     0.8

```

```

NUDX      RB- 87    1.390E-16    1.3E-9     0.3

```

```

NUDX      SR- 90    8.744E-16    2.8E-9     0.3

```

* ZR-93+ = ZR-93 + NB93m

```

NUDX      ZR- 93    3.690E-16    1.2E-9     1.E-2

```

*NUDX ZR- 93 8.869E-18 (PROSA waarde)

```

NUDX      MO- 93    7.092E-18    2.6E-10    0.8

```

```

NUDX      NB- 94    3.951E-15    2.3E-9     1.E-2

```

```

NUDX      TC- 99    1.561E-17    6.7E-10    0.8

```

```

NUDX      PD-107    6.121E-18    6.2E-11    1.E-2

```

```

NUDX      SN-126    2.067E-14    6.9E-9     2.E-2

```

```

NUDX      AI-129    9.224E-16    1.1E-7     1.

```

```

NUDX      I-129     9.224E-16    1.1E-7     1.

```

```

NUDX      CS-135    7.839E-16    1.9E-9     1.

```

```

NUDX      CS-137    1.642E-15    1.3E-8     1.

```

```

NUDX      SM-147    4.660E-16    9.7E-8     1.E-3

```

```

NUDX      SM-151    6.750E-19    1.7E-10    1.E-3

```

```

NUDX      EU-154    5.094E-16    3.1E-9     1.E-3

```

```

NUDX      CM-248    2.478E-14    2.2E-6     1.E-3

```

* Mod. JG (29.10.98)

```

*NUDX      PU-244    2.613e-14

```

```

*NUDX      PU-240    0.000e-00

```

```

NUDX      PU-244    2.396e-14    5.3E-7     1.E-3

```

```

NUDX      PU-240    0.226e-14    1.3E-8     1.E-5

```

* Einde modificatie

```

NUDX      CM-244    2.949E-15    3.2E-7     1.E-3

```

```

NUDX      U-236     9.387E-16    3.7E-8     5.E-2

```

* TH-232+ = TH-232 + RA-228+TH-228+Ra-224

```

NUDX      TH-232    1.967e-12    1.8E-6     1.E-3

```

```

NUDX      U-232     4.524E-15    1.7E-7     5.E-2

```

```

NUDX      CM-245    8.584E-15    5.9E-7     1.E-3

```

NUDX	PU-241	4.137E-17	1.4E-10	1.E-5
NUDX	AM-241	7.580E-15	5.7E-7	1.E-3
* NUDA: NP-237+ = NP-237 + PA-233				
NUDX	NP-237	1.463E-14	6.4E-7	1.E-3
NUDX	U-233	1.152E-15	4.0E-8	5.E-2
* NUDA: TH-229+ = TH-229 + AC-225 + RA-225				
NUDX	TH-229	4.000e-13	2.4E-6	1.E-3
NUDX	CM-246	6.642E-15	5.9E-7	1.E-3
NUDX	PU-242	1.984E-15	1.2E-8	1.E-5
NUDX	AM-242	4.698E-15	4.3E-10	1.E-3
NUDX	PU-238	1.305E-15	1.2E-8	1.E-5
* NUDA: U-238+ = U-238 + TH-234				
NUDX	U-238	8.907e-16	3.6E-8	5.E-2
NUDX	U-234	1.018E-15	3.9E-8	5.E-2
NUDX	TH-230	2.596E-14	4.9E-10	1.E-3
NUDX	RA-226	1.913E-14	2.2E-7	0.2
* NUDA: PB-210+ = PB-210 + BI-210 + PO -210				
NUDX	PB-210	1.679e-14	8.6E-7	0.2
NUDX	CM-247	1.088E-14	5.4E-7	1.E-3
* NUDA: AM-243+ = AM-243 + NP-239				
NUDX	AM-243	7.562E-15	5.7E-7	1.E-3
NUDX	PU-239	2.256E-15	1.2E-8	1.E-5
NUDX	U-235	1.148E-15	3.8E-8	5.E-2
NUDX	PA-231	1.084E-13	1.4E-6	1.E-3
* NUDA: AC-227+ = AC-227 + RA-223				
NUDX	AC-227	2.403E-14	2.2E-6	1.E-3

Appendix F PORFLOW-invoerfile v oor het verwaarlozingsscenario (klei)

```

////////////////////////////////////
/
TITLE - 2D-som verwaarlozing, bron in water;                CM-245 CHAIN
/ File: /data5/nierop/projecten/metro/1999-
09/data/VerwaarlozingsScenario/tabel.inp
////////////////////////////////////
/
/--- Geometrie:
/
/Model for METRO, verwaarlozingsscenario, 1999
/
/rooster: Domein van 90 bij 10m met groeifactor in klei en water
GRID 32, 40
COOR X CYLI RANGE = 90.
COOR R CYLI 0.0   0.7495 1.339 1.803 2.169 2.456 2.682 2.86 3.0 3.007
                3.014 3.021 3.028 3.035 3.043 3.052 3.064 3.079 3.097 3.120
                3.148 3.183 3.227 3.280 3.347 3.430 3.532 3.659 3.817 4.012
                4.255 4.555 4.928 5.390 5.962 6.673 7.553 8.646 10.0
/
/--- Deelgebieden:
SELEct      (19,1) to (19,9) ID=WASTE      ! Volume = 13.5 m3
SELEct      (1,1)  to (1,9)  ID=PUT        ! Verbinding met U-flow
SELEct      (1,10) to (1,40) ID=KLEIRAND ! rand aan -x kant
MATERial 1 (1,10) to (19,40)              ! eerste deelgebied klei
MATERial 2 (20,1) to (32,40)              ! tweede deelgebied klei
MATERial 3 (1,1)  to (19,9)              ! galerij met water, hoogte 3m
/
/--- Randvoorwaarden:
BOUNDary VALUe C X- = 0 for ID=PUT        ! Verbinding met U-vormige
stroming
BOUNDary FLUX  C X- = 0 for ID=KLEIRAND ! Symmetrie aan linkerwand
BOUNDary FLUX  C X+ = 0                  ! Symmetrievlak
BOUNDary FLUX  C R- = 0                  ! Geen concentratiegradient
BOUNDary FLUX  C R+ = 0                  ! Symmetrie verondersteld,
geeft lichte overschatting bij -x
/
BOUNDary VALUe C2 X- = 0 for ID=PUT        ! Verbinding met U-vormige
stroming
BOUNDary FLUX  C2 X- = 0 for ID=KLEIRAND ! Symmetrie aan linkerwand
BOUNDary FLUX  C2 X+ = 0                  ! Symmetrievlak
BOUNDary FLUX  C2 R- = 0                  ! Geen concentratiegradient
BOUNDary FLUX  C2 R+ = 0                  ! Symmetrie verondersteld,
geeft lichte overschatting bij -x
/
BOUNDary VALUe C3 X- = 0 for ID=PUT        ! Verbinding met U-vormige
stroming
BOUNDary FLUX  C3 X- = 0 for ID=KLEIRAND ! Symmetrie aan linkerwand
BOUNDary FLUX  C3 X+ = 0                  ! Symmetrievlak
BOUNDary FLUX  C3 R- = 0                  ! Geen concentratiegradient
BOUNDary FLUX  C3 R+ = 0                  ! Symmetrie verondersteld,
geeft lichte overschatting bij -x
/
BOUNDary VALUe C4 X- = 0 for ID=PUT        ! Verbinding met U-vormige
stroming
BOUNDary FLUX  C4 X- = 0 for ID=KLEIRAND ! Symmetrie aan linkerwand
BOUNDary FLUX  C4 X+ = 0                  ! Symmetrievlak
BOUNDary FLUX  C4 R- = 0                  ! Geen concentratiegradient
BOUNDary FLUX  C4 R+ = 0                  ! Symmetrie verondersteld,
geeft lichte overschatting bij -x
/
/--- Materiaal eigenschappen:
/
/ invoer van getalswaarden CM-245-keten voor deze geometrie

```

```

FOR material type 1 and 2 (de klei)
MATERIAL POROSity = 1.30E-01
MATERIAL DENSity = 2650

/
/--- Chain nuclide #1 : CM-245
TRANSport C 5.63E-02 (kd) 6.31E-03 (Dtort)
DECAY half LIFE C is 8.50E+03 years to next 3.97E-03
/
/--- Chain nuclide #2 : NP-237
TRANSport C2 1.13E-01 (kd) 6.31E-03 (Dtort)
DECAY half LIFE C2 is 2.14E+06 years to next 1.35E+01
/
/--- Chain nuclide #3 : U-233
TRANSport C3 1.30E-02 (kd) 4.86E-03 (Dtort)
DECAY half LIFE C3 is 1.59E+05 years to next 2.02E+01
/
/--- Chain nuclide #4 : TH-229
TRANSport C4 3.68E-02 (kd) 8.25E-03 (Dtort)
DECAY half LIFE C4 is 7.88E+03 years to next 0.00E+00
/
FOR material type 3 (galerij met water)
MATERIAL POROSity = 1.00
MATERIAL DENSity = 1000
/
TRANSport C 0.00000E+00 (kd) 6.31E-02 (Dtort)
TRANSport C2 0.00000E+00 (kd) 6.31E-02 (Dtort)
TRANSport C3 0.00000E+00 (kd) 6.31E-02 (Dtort)
TRANSport C4 0.00000E+00 (kd) 6.31E-02 (Dtort)
/
SOURce C 1.73E+06 EXP ( -8.15E-05 * TIME ) (Bq/am3) VOLUmetric for
ID=WASTE
SOURce C2 7.05E+06 EXP ( -3.24E-07 * TIME ) (Bq/am3) VOLUmetric for
ID=WASTE
SOURce C3 1.21E+06 EXP ( -4.36E-06 * TIME ) (Bq/am3) VOLUmetric for
ID=WASTE
SOURce C4 5.57E+06 EXP ( -8.80E-05 * TIME ) (Bq/am3) VOLUmetric for
ID=WASTE
/
/--- Output options
OUTPut OFF
DIAGNostic OFF
/
/--- FLUX intervals (during the complete period):
FLUX C every 200 steps
FLUX C2 every 200 steps
FLUX C3 every 200 steps
FLUX C4 every 200 steps
/
/--- Run-commando's
/Inventaris van 300 containers lost op in 75000 jaar in een
/volume van 13.5 m3. Een absoluut veilige tijdstap is  $dx^2/2Da|water$ 
/=  $0.14^2/2/6.3e-2 = 1.6e-1$  jaar
/-- Period 1 - until 7.500e+04 years
SOLVe C C2 C3 C4 for year 7.500e+04 step 5. grow 1. max 1.0E+29 min
1.0E-09 dfac 1. 999999
SOURce C OFF for ID=WASTE
SOURce C2 OFF for ID=WASTE
SOURce C3 OFF for ID=WASTE
SOURce C4 OFF for ID=WASTE
/-- Period 2 - until 5.000e+05 years
SOLVe C C2 C3 C4 for year 4.250e+05 step 5. grow 1. max 1.0E+29 min
1.0E-09 dfac 1. 999999
/
END

```

Referenties

- [1] *Kabinetsstandpunt over de vraag of de diepe ondergrond mag en kan worden gebruikt voor het opbergen van afval* (NMP-actie 62), 27 april 1993
- [2] J.J. Heijdra, J. Prij *Concept ontwerp terughaalbare berging in steenzout: eindrapport 1996 METRO 1*. ECN C 96 087, Petten 1997.
- [3] *Onderzoek naar geologische opberging van radioactief afval in Nederland. Eindrapport Fase I*. Commissie Opberging te Land (OPLA), 1989.
- [4] J.Prij e.a. *PROSA Probabilistic Safety Assessment final report*. OPLA-IA, 1993.
- [5] J.B. Grupa e.a. *De kosten van het terughaalbaar opbergen van radioactief afval in de diepe ondergrond. Opberging in zoutgesteente*. ECN-C-98-094, 1999.
- [6] J.D. Barnichon e.a. *CORA project TRUCK-II*. SCK-CEN R-3409, 2000.
- [7] N. Cadelli e.a. *Evaluation of elements responsible for the effective engaged dose rates associated with the final storage of radioactive waste: Everest project*. EUR 17122, Luxembourg 1996.
- [8] P. Baudoin e.a. *Spent Fuel Disposal Performance Assessment (SPA project) Topical report 2*. DOC XII/110/99 – EN, 1999
- [9] *Omgaan met risico's van straling. : normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu*. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer [VROM], 1990.
- [10] *An International database of Features, Events and Processes*. NEA/OECD, private communication with Dr. Bertrand Ruëgger of NEA, January 1998.
- [11] J.M. Gomit e.a. *Evaluation of Elements Responsible for the effective Engaged dose rates associated with the final Storage of radioactive waste: EVEREST project. Volume 1: Common Aspects of the Study*. EUR 17449, 1997.
- [12] J.Bear A.Verruijt *Modelling Groundwater Flow and Pollution*, Dordrecht 1987
- [13] A. de Koning, R.N.J. Comans *Geochemical Modelling of Caesium Migration in Boom Clay*. 8.27093-99/GR1, Petten, 1999
- [14] R.J. Heijboer e.a. *Veiligheids Evaluatie van Opbergconcepten in Steenzout (VEOS), Nuclide-inventaris, warmteproductie en gammastraling van kernsplijtingsafval*, Eindrapportage deelrapport 11, Petten, 1988.
- [15] A Birchall and C A Hutton *A Microcomputer Program to Display Committed Equivalent Organ Doses and Committed Effective Doses from Intakes of Radionuclides*. NRPB SR-245, NRPB Chilton, Didcot, 1991
- [16] ACRI inc, *PORFLOW user's manual version 3.00*, 1996
- [17] Runchal, A.K. 1987 *Theory and application of the Porflow model for analysis of coupled fluid flow, heat and radionuclide transport in porous media, in Coupled Processes Associated with Nuclear Waste Repositories*, p. 495-516, Academic Press, 1987, Ed. C-F Tsang.
- [18] R. Storck e.a. *EMOS: Programpaket zur langzeitsicherheitsanalyse eines Endlagers für radioaktive Abfälle, Version 4*. GSF-Bericht 32/90, 1990.

- [19] J.Prij *On the design of a radioactive waste repository*. Proefschrift Enschede, 1991.
- [20] C.J. Spiers e.a. *Long-term rheological and transport properties of dry and wet salt rocks*. EUR-11848, 1988.
- [21] J.J. Heijdra e.a. *Transient convergence and compaction of crushed salt as incorporated in the computer code EMOS*. ECN-I--95-029, 1995.
- [22] C.J. Peach *Influence of deformation on the fluid transport properties of salt rocks*. Proefschrift Utrecht, 1991.
- [23] W. Bechthold e.a. *Backfilling and Sealing of Underground Repositories for Radioactive Waste in Salt (BAMBUS Project)*. Final report, EUR 19124 EN, 1999.
- [24] L.H. Gevantman e.a. *Physical Properties Data for Rock Salt*. US Department of Commerce, 1981.
- [25] A.D. Poley *Improvements of Spiers Model for Compaction Creep of Crushed Rock Salt*. ECN-R--86-009, 1996.
- [26] B. Grambow e.a. *Long-Term Safety of Radioactive Waste Disposal, Retention of Pu, Am, Np and Tc in the Corrosion of COGEMA Glass R7T7 in Salt Solutions, Final Report*. FZK 5767, 1996.
- [27] *R7/T7 Vitrified Residues. Glass Booklet*. COGEMA 30 AQ 017, 1986.
- [28] E. Freude *Quellterm für die Mobilisierung von Radionukliden aus verglastem HAW. Fachband 10. Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE)*, 1985.
- [29] *Title 40 CFR Part 191 Compliance Certification Application for the Waste Isolation Plant*. US Department of Energy, 1996.
- [30] *Partnerships under Pressure - Managing Commercial Low-Level Radioactive Waste*. Office for Technology Assessment (US Congress), Rep. OTA-O-427, 1989.
- [31] Hora, S.C. e.a. *Expert Judgement on Inadvertent Human Intrusion into the Waste Isolation Plant*. SAND90-3063 · UC-721, 1991.
- [32] E.R. van der Graaf e.a. *Safety Aspects related to radon production from retrievable disposed waste in the deep underground*. ECN-CX--98-082, KVI R 108, 1998.