



Ministerie van IenW
DGMI/OenM/NVS
Postbus 2094
2500 EX Den Haag

Petten, 16 juni 2022

onze referentie : 9.13377/22.238321 C&S/RJ/ES

uw referentie : ENW/BSK-2022/17009

status : Definitief

onderwerp : Briefrapport betreffende validatie rekenmethode gelijkwaardigheid
pakketten opwerkingsafval

Geachte mevrouw

Hierbij ontvangt u van ons het briefrapport met onze bevindingen betreffende de rekenmethode voor de bepaling van de gelijkwaardigheid van (afval)pakketten van opwerkingsafval.

Het rapport adresseert de thema's uit uw offerteaanvraag van 9 februari. Na ontvangst van de opdrachtbrief van IenW (22 maart jl.) zijn wij ons onderzoek begonnen. Tijdens dit werk hebben wij over de opdracht met u enkele keren gecommuniceerd over te raadplegen bronnen, de context en de voortgang. Voorts hebben wij ook met mevrouw Hensbergen van de ANVS gecommuniceerd voor het delen van nuttige informatie.

Hoogachtend,

Consultants
Decommissioning Waste management and Disposal
NRG Consultancy & Services

Inhoud

1	Samenvatting bevindingen	3
1.1	Opdracht	3
1.2	Normale situatie bij terugkeer van opwerkingsafval	3
1.3	Beoordeling wetenschappelijke onderbouwing ITP-methode	4
1.4	Aanvullende indicatoren en aspecten die ook in aanmerking kunnen worden genomen in het vergelijkingsproces	7
1.5	Afsluitende aanbevelingen en opmerkingen	8
2	Inleiding	9
2.1	Aanleiding	9
2.2	Onderzoeksvragen	10
3	Historische achtergrond ITP-rekenmethode	10
4	Analyse van de ITP rekenmethode	11
4.1	De ITP methodologie	11
4.2	ITP-methodologie: parameterwaarden	13
4.2.1	Gemiddelde jaarlijkse waterconsumptie	13
4.2.2	Gemiddelde effectieve dosislimiet voor leden van de bevolking	13
4.2.3	Dosiscoëfficiënten	13
4.2.4	Integratieperiode	14
4.2.5	Verhoudingsfactor X	15
4.3	Evaluatie	15
5	Karakteristieken van CSD-V en CSD-C vaten	16
5.1	Karakteristieken van de vaten	17
5.2	Radioactiviteit	18
5.3	Radiotoxiciteit	19
5.4	Warmteproductie	20
5.5	Evaluatie	23
6	Eindberging en de impact op de ITP-methode	24
6.1	Steenzout als gastgesteente	24
6.2	Boomse klei als gastgesteente	26
6.3	Evaluatie	28
7	Alternatieve aspecten en indicatoren	29
7.1	Alternatief: Multi Criteria Methode	29
7.2	Alternatief: Langetermijn veiligheidsberekeningen	30
7.3	Alternatief: Radiologische toxiciteitsfactor	30
7.4	Alternatief: Radiological Hazard Potential (RHP)	31
7.5	De periode bovengronds	31
7.6	De periode tijdens plaatsing van afvalvaten in de diepe ondergrond	32
7.7	Chemische aspecten	32
7.8	Onzekerheden	34
7.8.1	De inventaris van de afvalvaten	34
7.8.2	Afwijkende situaties in de diepe ondergrond	34
7.9	Evaluatie	35

1 Samenvatting bevindingen

1.1 Opdracht

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) wenst een validatie van de rekenmethode die de firma Orano voorstelt voor de ruil van verschillende soorten afvalpakketten van opwerking. Centraal in deze methode is het gebruik van het begrip Integrated Toxic Potential (ITP), een theoretische maat voor de radiotoxiciteit van een hoeveelheid afval. Met deze ITP-methode wordt al in meerdere landen in de wereld de gelijkwaardigheid tussen verschillende afvalpakketten bepaald. Op basis hiervan kan bijvoorbeeld warmte-producerend verglaasd opwerkingsafval (in zogenoemde CSD-V vaten) geruild worden tegen gecompacteerd opwerkingsafval (CSD-C vaten). Met de ITP methode kan men een ruilfactor of vervangingsfactor¹ X berekenen, die gelijk is aan het aantal te ontvangen CSD-C vaten voor één geruild CSD-V vat.

NRG heeft opdracht gekregen voor een evaluatie van de ITP-methode. De onderzoeksvragen zoals door IenW geformuleerd zijn:

- 1) Kritische beoordeling van de wetenschappelijke onderbouwing van de ITP-methode en verificatie van de validiteit van de fysieke parameters die in de methode worden gebruikt.
- 2) Aanvullende indicatoren en aspecten die ook in aanmerking kunnen worden genomen in het vergelijkingsproces.

Deze samenvatting geeft een beknopt overzicht van onze bevindingen. Voor een onderbouwing wordt verwezen naar de navolgende paragrafen van het voorliggende briefrapport.

1.2 Normale situatie bij terugkeer van opwerkingsafval

Voor een goed begrip van de ITP-methode en haar toepassing, is het zinvol eerst de 'normale' situatie bij uitvoering van opwerkingscontracten te beschouwen.

Gebruikte splijtstof gaat van de kerncentrale naar een opwerkingsfabriek, in dit geval die van Orano in Frankrijk. Na een zekere tijd wordt dit materiaal opgewerkt en nuttig materiaal hergebruikt. Niet herbruikbaar opwerkingsafval wordt teruggestuurd naar de klant, die het dan tegen betaling bij de nationale afvalbeheersorganisatie laat opslaan.

¹ In het VK heeft men het ook over 'waste substitution' wanneer het gaat om ruilen van HLW voor ILW uit opwerking.

In Nederland komt het opwerkingsafval in CSD-V en CSD-C vaten bij de COVRA aan en wordt in het HABOG opgeslagen. Hierbij valt op te merken:

- Tijdens het opwerkingsproces van gebruikte splijtstoffen wordt een iets geringer aantal CSD-C vaten dan CSD-V vaten geproduceerd, gerekend per geproduceerde hoeveelheid elektriciteit (TW_{eh}). Bij benadering is deze verhouding nagenoeg 1:1. En normaal gesproken worden de vaten ook in deze verhouding aan de klanten geleverd.
- Deze verhouding 1:1 van aantal vaten CSD-V versus CSD-C is bij benadering ook van toepassing voor de bij COVRA per 2020 opgeslagen volumes “Warmteproducerend verglaasd afval” en “Metallisch afval” [10].
- Bij de toepassing van de ITP-methode kunnen ruilverhoudingen berekend worden voor de aantallen CSD-C versus CSD-V vaten. Bij de meest gangbare zogenoemde ‘integratietijd’ bij de ITP-methode van 100 000 jaar, levert dat een verhouding van circa 50:1. Dit betekent dat bij een ruil op basis van de ITP-methode het aantal te ontvangen en in de HABOG op te slaan CSD-C vaten significant toeneemt. De mogelijke gevolgen van deze toename zijn in deze notitie onderzocht.

1.3 Beoordeling wetenschappelijke onderbouwing ITP-methode

De ITP-methode is in de jaren ‘90 in het VK ontwikkeld, om ruil van afvalpakketten mogelijk te maken tussen BNFL (British Nuclear Fuels Ltd) en buitenlandse klanten van de opwerkingsfaciliteiten van BNFL, waaronder Nederland. BNFL kon het aantal wereldwijde ‘transportkilometers’ van afval beperken en aanzienlijk op kosten besparen, door haar buitenlandse klanten iets meer verglaasd opwerkingsafval te geven dan gebruikelijk en in ruil daarvoor corresponderend ander opwerkingsafval niet naar de klanten te sturen, maar in het VK te houden.

De ITP-methode werkt met een integratieperiode, een periode gedurende welke het afval door zijn radiotoxiciteit een potentieel gevaar vertoont voor leden van de bevolking.

De ITP methode is bedoeld om toegepast te worden op de periode ruim ná einde van het institutioneel toezicht op het afval (500 jaar bij deze methode). Na die periode is bovengrondse opslag geëindigd en bevindt het afval zich al geruime tijd in een ondergrondse (eind)berging. Ook is de kans groot dat de monitoring van de eindberging in kader van het institutioneel toezicht dan zal zijn beëindigd.

Conform aanbevelingen van commissies en autoriteiten in het VK is in die tijd door BNFL een integratieperiode vastgesteld die loopt van 500 tot 100 000 jaar na ontstaan van het opwerkingsafval. Deze periode is gehanteerd in alle afvalruilen van opwerkingsafval vanuit het VK. Ook Orano rekent in haar numerieke rekentool ‘Creates’ met deze periode. Dit levert een ruilfactor X van 52 op. Orano suggereert verder dat een uitbreiding van de integratieperiode tot 1 miljoen jaar wenselijk zou zijn

omdat een safety case voor de eindberging ook met een periode van 1 miljoen jaar rekt. Dit zou een ruilfactor van 79 opleveren.

Over de uitwerking van de ITP methode door Orano met de Creates tool, valt te stellen:

- De numerieke uitwerking van de ITP-methode is correct. Dit betreft de uitwerking zoals Orano die gebruikt en die door voorganger Areva eerder in notities is uiteengezet en die overeenkomt met hoe dat eerder in het VK door BNFL is toegepast.
- Orano rekt standaard in Creates met een integratieperiode van 500 tot 100 000 jaar. Dit is eerder ook door BNFL gedaan en dit is geaccepteerd door autoriteiten in het VK en door autoriteiten in de landen van de buitenlandse klanten.
- Orano beschouwt de nuclideninventarissen van de CSD-V en CSD-C vaten. Gezien de deskundigheid van Orano kan worden gesteld dat de inventarissen met voldoende mate van nauwkeurigheid zijn bepaald.
- Orano suggereert om een integratieperiode van 1 000 000 jaar te gebruiken. Dit is niet conform de internationale consensus, en is daarom ook door onderzoeksinstituten CEPN (Frankrijk) afgeraden.
- In Creates wordt gebruik gemaakt van effectieve dosiscoëfficiënten (EDC). De huidige gebruikte waarden voldoen aan de in Nederland toegepaste ICRP-119. Mochten er in de toekomst nieuwe EDC-waarden door de ICRP worden vastgesteld, dan moet er opnieuw worden gerekend voor een juiste toepassing van de ITP-methode.

Hieronder vindt men enkele kritische aantekeningen op met name radiologisch gebied over het gebruik van de ITP-methode, als basis voor de ruil van verschillende soorten afvalpakketten (bv. CSD-C voor CSD-V, of andersom).

- De ITP-methode geeft een theoretische maat voor het toxische potentieel van de radionucliden die in een afvalpakket zitten, geïntegreerd over een te specificeren tijdsperiode. Hierbij gaat men er vanuit dat een pakket met afvalvaten ergens in de ondergrond gedurende een integratietijd radionucliden afgeeft die oplossen in water, dat door personen wordt geconsumeerd. Echter deze hypothetische situatie zal zich in werkelijkheid niet voordoen omdat:
 - Een belangrijk criterium voor de locatiekeuze van een eindbergingsfaciliteit de afwezigheid van watervoerende aardlagen in de nabijheid van de faciliteit betreft. Daarmee wordt voorkomen dat significante hoeveelheden water de faciliteit kunnen bereiken en radionucliden in oplossing kunnen brengen.
 - De methode geen recht doet aan de werking van diverse barrières in de eindberging zoals: (1) technische barrières zoals het glas (CSD-V) en de stalen omhulling (CSD-V/C) van de vaten, de eventuele overpacks van de CSD-vaten (beton, staal), de eventuele bekleding van de opberggalerijen (beton, staal), en (2) de natuurlijke barrière die wordt gevormd door het gastgesteente (klei, steenzout). De natuurlijke barrière is tevens verreweg

de meest belangrijke barrière voor de verspreiding van radionucliden bij een geologische eindbergingsfaciliteit.

- Chemische eigenschappen van radionuclide-verbindingen zoals (on-)oplosbaarheid in water en absorptie aan vaste stoffen niet worden beschouwd. Met name actiniden hebben een geringe oplosbaarheid in water en een significant vermogen tot adsorptie aan in de eindberging aanwezige vaste materialen. De ITP-methode gaat er echter van uit dat alle aanwezige radionucliden volledig in water oplosbaar zijn en geen adsorptie aan vaste stoffen vertonen.
- In de ITP-berekening zijn een aantal radionucliden dominant, met name de actiniden en hun dochternucliden. Deze bepalen dus in hoge mate hoeveel verglaasd afvalvaten met daarin splijttingsproducten (in CSD-V vaten) uitgewisseld moeten worden voor vaten met gecompacteerd metallisch afval (in CSD-C). Echter de actiniden zijn in de beschouwde tijdsperiode (500 – 100 000 jaar) minder relevant bij beschouwing van de radiologische impact van een ondergrondse eindberging, zeker als die berging een normale ontwikkeling doormaakt. De reden hiervoor is de geringe oplosbaarheid van actiniden en hun geringe mobiliteit in de ondergrond, waardoor deze nucliden niet of nauwelijks de biosfeer bereiken. Daarom is een ruil op basis van ITP niet zondermeer gebaseerd op een vergelijking van de *daadwerkelijk* te verwachten radiologische impact in de biosfeer, die met name wordt bepaald door wateroplosbare, mobiele splijttingsproducten. De ITP-methode geeft daarmee een conservatieve uitkomst van de potentiële impact van een CSD-V, wat zich vertaalt in een uitwisseling van een relatief groot aantal CSD-C vaten voor één CSD-V vat.
- Middels de ITP-methodiek komt men bij integratie over 100 000 jaar (een periode die bij eerdere ruilen is gebruikt) tot een uitwisselingsfactor van 52, dus ontvangt men voor één CSD-V, 52 CSD-C's. Bij integratieperiodes langer dan 100 000 jaar kan deze factor nog groter zijn. Bij een uitruil van een significant aantal CSD-V vaten stijgt het aantal te ontvangen CSD-C vaten dus navenant.
- De ITP-methodiek houdt geen rekening met de radiologische impact voor werknemers' die opwerkingsafvalvaten eerst moeten conditioneren voor berging en in een eindberging moeten plaatsen. Men kan er van uitgaan dat in de eindberging vat voor vat geplaatst zal moeten worden. Bij een uitruil van CSD-V vaten voor een significant grotere hoeveelheid CSD-C vaten neemt het aantal handelingen evenredig toe, waardoor ook de collectieve dosis van de werkers kan toenemen. Dit nadeel geldt ook bij het eventueel terughalen van vaten uit een eindberging, mocht hier op enig moment toe besloten worden. Er zijn uiteraard wel maatregelen van toepassing om te voldoen aan de normen voor individuele dosis voor werkers.
- De ITP-methodiek is niet bedoeld en niet geschikt voor het vergelijken van de impact van te ruilen vaten in de periode van bovengrondse opslag. In die periode is blootstelling aan ioniserende straling uit de vaten de relevante parameter.

Adequate afscherming en hantering met afstandsgereedschap zorgen dan voor beperking van de blootstelling van werkers tot beneden wat wettelijk is toegestaan.

1.4 Aanvullende indicatoren en aspecten die ook in aanmerking kunnen worden genomen in het vergelijkingsproces

Kwesties die te maken hebben met de technische vereisten en kosten van bovengrondse opslag en eindberging

De uitruil van afvalpakketten, onder toepassing van de ITP-methode, kan tot een andere samenstelling van de Nederlandse inventaris van opwerkingsafval leiden, dit betreft de verhouding tussen bijvoorbeeld het aantal CSD-V en CSD-C vaten. Er zijn een aantal praktische consequenties, los van de radiologische impact op bevolking en werkers.

- De bovengrondse opslag van CSD-C vaten vereist minder zware eisen dan die van CSD-V vaten. Voor bovengrondse opslag van warmteproducerende CSD-V vaten zijn een striktere afscherming en voortdurende koeling nodig² en kunnen de vaten niet dicht op elkaar worden gestapeld. CSD-C vaten bevatten echter geen warmteproducerend afval en kunnen daarom dicht opeen in bunkers worden opgeslagen. Wanneer men door ruil minder CSD-V containers ontvangt, kan dit bepaalde technische en economische voordelen hebben.
- De ondergrondse berging van de twee typen vaten stelt ook verschillende eisen. CSD-V vaten bevatten, in tegenstelling tot CSD-C vaten, warmteproducerend afval. Na plaatsing in de eindbergingsfaciliteit zal door warmteafgifte vanuit warmteproducerende afvalvaten de temperatuur van het omringende gastgesteente gaan stijgen. De mate van temperatuurstijging moet voldoen aan limieten en hangt, naast de termijn van de bovengrondse tussenopslag en de aard van het gastgesteente, ook af van de onderlinge afstand tussen de warmteproducerende afvalvaten. Dit laatstgenoemde aspect heeft invloed op de uitgebreidheid ('footprint') van een eindberging, en dus ook daarmee gemoeide kosten. De ITP-methodiek houdt geen rekening met dit aspect. Hierbij moet men wel bedenken, dat er al een inventaris van CSD-V vaten is uit eerdere opwerkingsactiviteiten. In hoeverre een mogelijke ruil relevante impact heeft op de footprint, is pas te zeggen als de omvang van de ruil bekend is. En als de CSD-V vaten lang (100 jaar) bovengronds hebben kunnen afkoelen, zijn de gevolgen van warmteproductie bij plaatsing in een eindbergingsfaciliteit beperkt.

² Bij COVRA worden CSD-V vaten in het HABOG opgeslagen. Deze vaten kunnen middels passieve koeling hun warmte kwijt.

- Bij een significante vergroting van het aantal CSD-C vaten in geval van uitwisseling met CSD-V vaten, zal het aantal opberggalerijen in de diepe ondergrond waarschijnlijk worden verhoogd. De tot nu toe beschouwde eindbergingsconcepten in zout- [19] en kleilagen [21] voorzien namelijk niet in een compacte stapeling in grote ruimtes van de niet-warmteproducerende CSD-C vaten. De extra opberggalerijen kunnen de aanlegkosten van de eindberging doen stijgen.

Rechtvaardiging van afvalsusstitutie

De ITP methode is in de jaren '90 van de vorige eeuw uitontwikkeld voor BNFL, dat opwerking uitvoerde voor klanten over de hele wereld, met een groot aandeel van de Japanse markt. BNFL wilde destijds minder transportbewegingen en ook besparen op de kosten daarvan. De ontvangende buitenlandse klanten kregen iets meer hoogactief (verglaasd) afval dan oorspronkelijk afgesproken, waardoor men minder middelactief afval hoefde te importeren, hanteren en op te slaan: dat bleef in het VK achter. In 2004 werd de ruil door de autoriteiten in het VK goedgekeurd.

De rechtvaardiging werd in het VK vooral gevonden in beperken van het aantal internationale transporten (vermindering transportrisico, olieverbruik en CO2 emissie), versnellen van het afval-terugzendprogramma én aanzienlijke kostenbesparingen voor BNFL. Er waren bezwaren van sommigen dat hiermee wat meer middelactief afval aan de afvalinventaris van het VK werd toegevoegd en dat het VK een 'nuclear dustbin' kon worden. Maar de afvalinventaris zou door de 'waste substitution' qua middelactief afval in het VK heel beperkt toenemen.

In de situatie die nu voorligt, zouden er juist meer CSD-C vaten naar Nederland kunnen komen en dus het volume dat getransporteerd wordt toenemen. De rechtvaardiging die in het VK gevonden is, is daarom mogelijk nu niet volledig bruikbaar. Afhankelijk van de contractueel overeengekomen 'ruilfactor', zou het aantal transporten naar Nederland theoretisch kunnen toenemen. Echter dit is afhankelijk van hoe de niet-warmteproducerende CSD-C vaten in de transportmiddelen (treinwagons) gestapeld gaan worden en over hoeveel transporten de zendingen verdeeld gaan worden.

1.5 Afsluitende aanbevelingen en opmerkingen

De ITP-methode is eerder door buitenlandse autoriteiten en klanten geaccepteerd als basis voor de ruil van middelactief niet-warmteproducerend opwerkingsafval (in CSD-C vaten) voor verglaasd hoogactief warmteproducerend opwerkingsafval (in CSD-V vaten). Hun voordeel was beperking van afvaltransporten en reductie van het volume op te slaan opwerkingsafval. Dat voordeel is er bij een omgekeerde ruil (CSD-C ontvangen in plaats van CSD-V) niet, maar er zijn mogelijk wel andere technische en economische voordelen, dit valt echter buiten de reikwijdte van deze studie.

De ITP-methode geeft een bepaalde verhouding voor het ruilen van typen afvalpakketten, waarbij een aantal relevante facetten buiten beschouwing worden gelaten:

- Er wordt in de ITP-methode aangenomen dat alle in de eindberging aanwezige radionucliden volledig oplosbaar zijn in water en dat geen adsorptie plaatsvindt aan vaste stoffen. Echter, van met name de actiniden, die de grootste bijdrage leveren aan de ruilfactor, is bekend dat deze in het algemeen slecht oplosbaar zijn in water én adsorptie aan vaste stoffen vertonen (bv. [21], p.12). Inachtneming van deze eigenschappen zou de uitruilfactor significant beïnvloeden.
- Bij de ITP-methode wordt geen recht gedaan aan de isolerende werking van de eindberging en het omringende gastgesteente.
- De aanname van een langdurige, continue consumptie van radiologisch besmet water is niet reëel.

De ITP-methode moet gezien worden als een internationaal gangbare methode om tot een bepaalde basis voor een ruilfactor te komen, waarover daarna onderhandeld kan worden.

Een voorbeeld van een mogelijke uitwisseling van andere afvalvaten dan CSD-V en CSD-C zou een uitwisseling kunnen betreffen van LILW tegen HLW. Afvalvaten met “Nederlands” LILW, waarvan momenteel wordt voorzien dat deze uiteindelijk in een diepe geologische eindberging worden geplaatst, zouden ook in een oppervlakteberging kunnen worden ondergebracht. Een oppervlakteberging bij wijze van eindberging voor LILW is echter in Nederland minder wenselijk vanwege de relatief hoge grondwaterstand. De voor- en nadelen van een mogelijke uitwisseling van deze afvalcategorie naar een oppervlaktebergingsfaciliteit elders tegen een afvalcategorie (ILW/ HLW) die zonder veel aanpassingen in een Nederlandse diepe geologische eindberging zou kunnen worden geplaatst zou kunnen worden onderzocht.

2 Inleiding

2.1 Aanleiding

Een toetsingskader voor de acceptatie dan wel het afwijzen van aangepaste pakketten van opwerkingsafval is recentelijk aan de Tweede Kamer gestuurd. Tot nu toe ontving Nederland na opwerking van gebruikte splijtstof in Frankrijk bij Orano (en vroeger ook in het VK bij BNFL), zogenoemd verglaasd afval met daarin splijttingsproducten (in CSD-V containers), plus opwerkingsafval, dat vooral bestaat uit gecompacteerd metallisch afval (CSD-C containers). De CSD-V en CSD-C hebben vrijwel dezelfde buitenmaten, maar verschillen na vullen wel qua dosistempo en warmteproductie,

waardoor hun hantering en opslag ook verschillen wat betreft de eisen die daaraan gesteld moeten worden.

Een van de voorwaarden voor het instemmen met een 'ruil' is dat de sets te ruilen afvalpakketten qua stralingsbelasting vergelijkbaar zijn. Hierbij valt te denken aan de stralingsbelasting in het heden en de toekomst van werkers (die de pakketten hanteren) en de bevolking.

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) wenst daarom een validatie van de rekenmethode die Orano (ITP) voorstelt voor de ruil van afvalpakketten van opwerking.

2.2 Onderzoeksvragen

De onderzoeksvragen zoals door IenW geformuleerd zijn:

- 1) Kritische beoordeling van de wetenschappelijke onderbouwing van de ITP-methode en verificatie van de validiteit van de fysieke parameters die in de methode worden gebruikt.
- 2) Aanvullende indicatoren en aspecten die ook in aanmerking kunnen worden genomen in het vergelijkingsproces.

3 Historische achtergrond ITP-rekenmethode

In het Verenigd Koninkrijk (VK) is in de 1990s de basis gelegd voor 'waste substitution' bij het omgaan met opwerkingsafval. BNFL, het bedrijf dat destijds in het VK opwerkingsdiensten verleende, stelde voor 'Intermediate Level Waste' (ILW) uit opwerking, niet langer naar zijn klanten in het buitenland te transporteren. In plaats daarvan, zouden buitenlandse klanten iets meer 'High Level Waste' (HLW) gaan ontvangen, in de vorm van verglaasd opwerkingsafval. De in het VK genoemde voordelen waren voornamelijk de beperking van het aantal wereldwijde transporten van opwerkingsafval en kostenbesparing. Destijds werd erkend dat daardoor iets meer ILW in het VK zou blijven, maar deze toename was gering (circa 1,4%) ten opzichte van de hoeveelheid ILW afval die toch al in het VK beheerd moest worden. De gebruikte ITP-rekenmethode moest er voor zorgen dat de hoeveelheid radioactiviteit van extra ILW die in het VK achter zou blijven, gelijk zou zijn aan die van het extra aan buitenlandse klanten geleverde verglaasd afval.

In die tijd was er in veel landen bijzondere aandacht voor transporten van nucleair materiaal en leefden er vragen m.b.t. de veiligheid van dit onderdeel van de splijtstofcyclus. Het verminderen van het aantal 'transportkilometers' leek daarom een voordeel van 'waste substitution'. Zeker bij de ruil met Japan, werden veel van die kilometers bespaard.

Met klanten uit diverse landen heeft BNFL dit soort ruilen gemaakt. Deze moesten door de autoriteiten in de ontvangende landen worden goedgekeurd. Maar ook moest door de regering van het VK hierover een standpunt worden ingenomen. Diverse commissies hebben zich hierover gebogen en adviezen verstrekt.

De regering van het VK presenteerde in 1995 een 'white paper', 'Review of Radioactive Waste Policy' met daarin uitspraken over de condities waaronder 'waste substitution' acceptabel zou zijn [1]. Na meer onderzoeken en adviezen verscheen in 2004 een consultatie document, opgesteld door het DTI³: 'DTI Consultation on Proposal for Intermediate Level Radioactive Waste Substitution' [2]. Hierin wordt o.a. de ITP-methode genoemd als basis voor de 'waste substitution'. Het document van DTI is in het VK nog steeds onderdeel van het overheidsbeleid op gebied van het beheer van radioactief afval, zoals is te lezen in het document 'Basis principles of radioactive waste management', opgesteld door o.a. de UK Office of Nuclear Regulation [3].

De ITP-methode zoals in het VK ontwikkeld voor BNFL, is in Frankrijk overgenomen door het bedrijf AREVA en haar opvolgers (nu: ORANO).

4 Analyse van de ITP rekenmethode

Dit hoofdstuk geeft een beknopte beschrijving en beoordeling van de ITP rekenmethode op basis van een Technical Note van Orano (Areva) [4] en een review van de methode door het Franse Centre d'étude sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire (CEPN) [5].

4.1 De ITP methodologie

De gelijkwaardigheid tussen verschillende afvalpakketten kan niet eenvoudigweg worden gebaseerd op een vergelijking van het aantal pakketten, de totale activiteit, de massa, of het volume van de pakketten. BNFL ontwikkelde een indicator waarbij de activiteit van elk radionuclide in het afvalpakket wordt gewogen met de effectieve dosiscoëfficiënten voor ingestie die door de International Commission on Radiological Protection (ICRP) zijn gepubliceerd. De grootte ITP werd gedefinieerd als "*het volume water waarin 1 m³ afval moet worden verdund zodat de jaarlijkse ingestie van dit water door een referentiepersoon leidt tot een blootstelling van 1 mSv*". [Referentie Europese Commissie uit 1997 [3]].

³ DTI: 'Department of Trade and Industry'

Het toxisch potentieel Φ_i (in m^3) van een radionuclide i in het afval wordt geschreven als:

$$\Phi_i(t) = \frac{AWI \cdot ECD_i \cdot A_i(t)}{AAEDL}$$

Waarbij:

- AWI: gemiddelde jaarlijkse drinkwaterinname door een referentiepersoon (in m^3 per jaar);
- ECD_i: "Effective Dose Coefficient" - effectieve-dosiscoëfficiënt voor ingestie van radionuclide i (in $Sv \cdot Bq^{-1}$);
- $A_i(t)$ activiteit van radionuclide i in één CSD-vat op tijdstip t (in Bq);
- AAEDL "Annual Average Effective Dose Limit" - jaarlijkse gemiddelde effectieve dosislimiet voor leden van de bevolking, d.w.z. 0,001 Sv per jaar.

Omdat de CSD-vaten een mengsel van radionucliden bevatten, dienen de toxische potentiëlen te worden gesommeerd:

$$\Phi(t) = \sum_i \Phi_i(t)$$

De activiteit van de radionucliden, en derhalve ook de radionuclideninventaris en het toxische potentieel van een afvalpakket, evolueert over de lange termijn als gevolg van radioactief verval of ingroei van dochternucliden. Het totale (radio-)toxische potentieel van een afvalpakket over een tijdsperiode van t_1 tot t_2 kan worden berekend door integratie van $\Phi(t)$ over deze periode:

$$ITP = \int_{t_1}^{t_2} \Phi_i(t) \cdot dt$$

De grootte ITP ("Integrated Toxic Potential") is een indicator van de totale potentiële gevaarstelling van een afvalstof of een mengsel van afvalstoffen over de beschouwde periode. De eenheid van de ITP is *kubieke-meter-jaar*, waarbij 'kubieke-meter' het watervolume aangeeft dat is besmet met het afval, en 'jaar' de tijdsduur van deze besmetting.

Door toepassing van de ITP-methode kan de gevaarstelling van verschillende afvalstoffen of afvalpakketten met elkaar worden vergeleken. Bij een uitruil van twee soorten afvalpakketten, waarbij wordt uitgegaan dat de ITP-waarden van beide pakketten gelijkwaardig zijn, wordt de volgende relatie toegepast:

$$ITP_{Afval 1} = X \cdot ITP_{Afval 2}$$

De vermenigvuldigingsfactor X betreft dan de verhouding van de hoeveelheid afvalpakketten die tegen elkaar worden uitgewisseld.

4.2 ITP-methodologie: parameterwaarden

Zoals beschreven in paragraaf 4.1 zijn bij de bepaling van de ITP-waarden een aantal parameters van toepassing. Deze parameters en de waarden ervan die zijn aangenomen in de documenten van Orano en CEPN zijn hieronder kort beschreven.

4.2.1 Gemiddelde jaarlijkse waterconsumptie

Voor de berekening van de *ITP* wordt voor het gemiddelde jaarlijkse waterverbruik (AWI – Annual Water Intake) een waarde aangenomen van 0.712 m^3 per jaar. Deze waarde is in overeenstemming met de huidige aanbevelingen, zoals ook reeds is beschreven in [5; paragraaf 3.4.1]. Bij de berekening van de uitruilfactor X , waarbij waarden van de ITP voor CSD-V en CSD-C vaten op elkaar worden gedeeld, heeft de AWI geen invloed.

4.2.2 Gemiddelde effectieve dosislimiet voor leden van de bevolking

Voor de berekening van de *ITP* wordt voor de gemiddelde effectieve dosislimiet voor een lid van de bevolking (de “AAEDL”, zie paragraaf 4.1) een waarde aangenomen van 1 mSv/jaar . Deze waarde voor ook gehanteerd in de Nederlandse wetgeving.

Bij de berekening van de uitruilfactor X , waarbij waarden van de ITP voor CSD-V en CSD-C vaten op elkaar worden gedeeld, heeft de AAEDL geen invloed.

4.2.3 Dosiscoëfficiënten

Bij de ITP-methode zijn voor de berekening van de blootstelling van een individueel lid van de bevolking door ingestie waarden benodigd van de effectieve dosiscoëfficiënten (ECD_i , Sv/Bq). Gewoonlijk worden deze waarden ontleend aan publicaties van de International Commission on Radiological Protection (ICRP). De door de ICRP gepubliceerde dosiscoëfficiënten zijn internationaal erkend en ook opgenomen in nationale voorschriften, waaronder ook de ANVS [6]. De huidig in Nederland toegepaste waarden zijn afkomstig uit ICRP-119 [12]

De ICRP is met regelmaat bezig met een actualisering van de dosiscoëfficiënten. Het is niet eenduidig te voorzien hoe de dosiscoëfficiënten voor de bevolking en de mogelijke gevolgen voor de resultaten en ratio's van de ITP-berekeningen zullen

worden beïnvloed. Bij aanpassingen van de dosiscoëfficiënten dienen derhalve de waarden van de *ITP*'s opnieuw te worden bepaald.

4.2.4 Integratieperiode

De integratieperiode over de beschouwde periode t_1 tot t_2 dient representatief te zijn voor de tijdschaal waarop het afval door zijn radiotoxiciteit een potentieel gevaar vertoont voor leden van de bevolking. Overeenkomstig de aanbevelingen van RWMAC en het Britse Department of the Environment is door BNFL een integratieperiode van 500 tot 100 000 jaar vastgesteld [7; paragraaf 4.5].

Orano beschouwt in haar numerieke rekenmethode, "CREATES", voor de berekening van de factor X voor CSD-V en CSD-C vaten een standaardtermijn voor de integratieperiode van 500 tot 100 000 jaar [4]. Deze periode kan in het numerieke model worden aangepast. Op basis van niet nader genoemde argumenten is de aanbeveling van Orano een integratieperiode van 500 tot 1 000 000 jaar in acht te nemen [4; paragraaf 4].

De gevoeligheid van de factor X voor CSD-V en CSD-C vaten voor de integratieperiode is door CEPN onderzocht in [5; paragraaf 5.7.1]. De motivatie voor dit onderzoek was dat organisaties die belast zijn met het beheer van radioactief afval veiligheidsbeschouwingen uitvoeren voor de geologische eindbergiging tot een periode van 1 000 000 jaar of langer. Verlenging van de bij de ITP-methode beschouwde periode van 100 000 naar 1 000 000 jaar beïnvloedt ook de ITP-waarden voor CSD-V en CSD-C vaten, en daarmee ook de factor X . CEPN adviseert de ondergrens van 500 jaar aan te houden; dit komt in principe overeen met het einde van de periode van institutioneel toezicht, zoals doorgaans in aanmerking wordt genomen in de ontwerpfase van een geologische eindbergingsfaciliteit.

De resultaten van de analyse van CEPN zijn weergegeven in onderstaande Tabel 1.

Tabel 1: Invloed van de integratieperiode op de factor X van de ITP-methode – CSD-V en CSD-C afvalpakketten

Integratieperiode [jaar]	Factor X (CSD-V / CSD-C)
[500 – 10 000]	83
[500 – 100 000]	52
[500 – 200 000]	52
[500 – 500 000]	61
[500 – 1 000 000]	79

Uit de door CEPN uitgevoerde gevoeligheidsanalyse blijkt dat een uitbreiding van de integratieperiode van [500-100 000] tot [500-1 000 000 jaar] resulteert in een verhoging

van de factor X van circa 52 tot 79, ofwel circa 50%. CEPN argumenteerde echter dat de ITP-methodologie is ontwikkeld en toegepast voor een integratieperiode van [500-100 000] jaar en als zodanig is gevalideerd door verschillende staten, nucleaire autoriteiten en klanten. Om die reden adviseert CEPN terughoudend te zijn met wijziging van de door BNFL gehanteerde integratieperiode.

4.2.5 Verhoudingsfactor X

Zoals hierboven is beschreven kan de verhouding X van de ITP-waarden, berekend voor CSD-V en CSD-C vaten, worden toegepast als factor voor de uitwisseling tussen afval management organisaties van CSD-V vaten tegen CSD-C vaten, of vice versa.

Een internationaal geaccepteerde waarde voor de verhoudingsfactor X bedraagt 52. Deze waarde wordt verkregen door bij de ITP-methode uit te gaan van de door BNFL voorgestelde integratieperiode van [500-100 000] jaar. Bij een uitbreiding van deze periode tot [500-1 000 000] jaar wordt deze factor vergroot tot 79 [5; paragraaf 5.7.1].

Een uitbreiding van de integratieperiode tot [500-1 000 000] jaar is in overeenstemming met de tijdschalen die gewoonlijk worden gebruikt in veiligheidsbeoordelingen van geologische eindbergingsfaciliteiten (zie bv. [8]). Mede op grond hiervan acht het CEPN het legitiem om ITP te integreren over de periode van [500-1.000.000] jaar. Om dezelfde reden is ook NRG deze mening toegedaan. Echter, er is reden (ook volgens CEPN) om terughoudend te zijn met wijziging van de gebruikelijke integratieperiode, zie o.a. paragraaf 4.2.4.

4.3 Evaluatie

Het gebruik van de ITP-methode is een internationaal geaccepteerde methode voor de bepaling van het tijdsgeïntegreerde radiotoxische potentieel van vaten met radioactief afval. Hierbij zijn een paar kanttekeningen te maken.

De ITP-methode gaat er vanuit dat een pakket met afvalvaten op een onbepaalde locatie in een diepe ondergrond aanwezig is, en in potentie gedurende een periode uiteenlopend van [500-100 000] jaar of langer opgeslagen radionucliden afgeeft die oplossen in water, dat vervolgens door personen wordt geconsumeerd.

Deze hypothetische situatie zal zich in werkelijkheid niet voordoen omdat:

- Een belangrijk criterium voor de locatiekeuze van een eindbergingsfaciliteit is de afwezigheid van watervoerende aardlagen in de nabijheid van de faciliteit betreft. Daarmee wordt voorkomen dat significante hoeveelheden water de faciliteit kunnen bereiken en radionucliden in oplossing kunnen brengen.
- De methode geen rekening houdt met de werking van de in de eindbergings aanwezige barrières voor de verspreiding van radionucliden in de diepe ondergrond: (1) technische barrières zoals bv. het glas (CSD-V) en de stalen

omhulling (CSD-V/C) van de vaten, de eventuele overpacks van de CSD-vaten (beton, staal), de eventuele bekleding van de opberggalerijen (beton, staal), en (2) de natuurlijke barrière die wordt gevormd door het gastgesteente (klei, steenzout). De natuurlijke barrière is tevens verreweg de meest belangrijke barrière bij een geologische eindbergingsfaciliteit.

- Chemische eigenschappen van radionuclide-verbindingen zoals (on-)oplosbaarheid in water en absorptie aan vaste stoffen (bv. beton, gastgesteente, bovenliggende aardlagen) niet worden beschouwd.

Een beknopte beschouwing van deze aspecten ten aanzien van eindberging is beschreven in paragraaf 6 van deze notitie.

Een relevant gegeven is tevens het verschil in de karakteristieken van de inhoud van de CSD-V en CSD-C vaten. In samenhang met de eigenschappen van de eindberging spelen deze karakteristieken een rol in de ITP-methode. Een aantal voor de ITP-methode relevante zaken is benoemd in de volgende paragraaf.

5 Karakteristieken van CSD-V en CSD-C vaten

Tijdens de opwerking van gebruikte splijtstof, volgens het standaard Purex reprocessing proces, wordt het grootste deel van het uranium en plutonium uit de splijtstof verwijderd. Het overblijvende materiaal bestaat uit:

- splijttingsproducten en actiniden, waaronder ook restanten uranium en plutonium. Dit afval wordt gemengd met gesmolten borosilicaatglas en in stalen containers gegoten, de CSD-V vaten (Colis Standards de Déchets Vitriifiés).
- restanten van de splijtstofstaafhulzen en splijstofelementen. Dit materiaal, voornamelijk bestaande uit zircaloy en inconel, wordt gecompacteerd en in eveneens stalen containers geplaatst, de CSD-C vaten (Colis Standards de Déchets Compactés).

Volume, vorm en gewicht van de CSD-V en CSD-C vaten zijn vergelijkbaar. De inhoud is echter zeer verschillend van aard:

- De CSD-V vaten bevatten voor het grootste deel sterk-stralende, warmteproducerende splijttingsproducten. Een kleiner deel van de inhoud bestaat uit actiniden.
- De CSD-C vaten bevatten voornamelijk activeringsproducten. Een klein deel van de inhoud bestaat uit actiniden, welke als verontreinigingsfracties aanwezig zijn.

Voor een kritische beschouwing van de ITP-methode zijn de volgende grootheden van belang:

- De karakteristieken van de vaten
- De activiteit van de inhoud van de vaten

- De (potentiële) radiotoxiciteit van de inhoud van de vaten
- De warmteproductie in de vaten

Deze zijn in het navolgende nader beschreven.

5.1 Karakteristieken van de vaten


Een deel van het vloeibare hoogactieve afval dat tijdens het standaard Purex opwerkingsproces ontstaat bevat voor het grootste deel de splijtingsproducten en actiniden en geringe fracties uranium en plutonium. Deze vloeistof wordt gecalcineerd en de restanten vermengd met borosilicaat glas en in stalen vaten gegoten. De standaard van deze vaten betreft de zogenoemde Universal Canister CSD-V.

Een soortgelijk type vat wordt, uit oogpunt van standaardisatie, ook toegepast bij de verwerking van andere materialen dan afkomstig van de splijtstof zelf, zoals bv. de Zircaloy splijtstofstaafstukken, de Inconel afstandhouders van de splijtstofbundels. Deze materialen worden gecompacteerd en in de stalen vaten geplaatst, de CSD-C vaten.

Karakteristieken van de vaten zijn weergegeven in Tabel 2 [9; Tables 6.4, 6.5, 6.7, 6.8, Figure 6.1]. Noemenswaardig hierbij is dat tijdens het opwerkingsproces een iets geringer aantal CSD-C vaten dan CSD-V vaten wordt geproduceerd, gerekend per tonne heavy metal (tHM) en per geproduceerde hoeveelheid elektriciteit (TWeh). Deze verhouding is nagenoeg 1:1.

Er zij opgemerkt dat deze verhouding van aantal vaten CSD-V versus CSD-C bij benadering ook is weerspiegeld in de bij COVRA per 2020 opgeslagen volumes “Warmteproducerend verglaasd afval” (45,4 m³) en “Metallisch afval” (54.4 m³) [10; Bijlage 2.1].

Tabel 2: Karakteristieken van de CSD-V en CSD-C vaten

	CSD-V	CSD-C	
Materiaal	Roestvrij staal	Roestvrij staal	
Dimensies			
• Lengte	1 338 mm	1 335.5 mm	
• Externe diameter	430 mm	430 mm	
• Wanddikte	5 mm	5 mm	
Massa			
• Totaal	492 kg	520 kg (gemiddeld)	
• Leeg	80 kg	92.5 kg	
Volume			
• Extern	175 L	175 L	
• Intern	170 L Verglaasd, afval: 150 L	~ 160 L	
# Afvalvaten per tHM*	1.12	1.00	
# Afvalvaten per TWeh**	2.48	2.21	

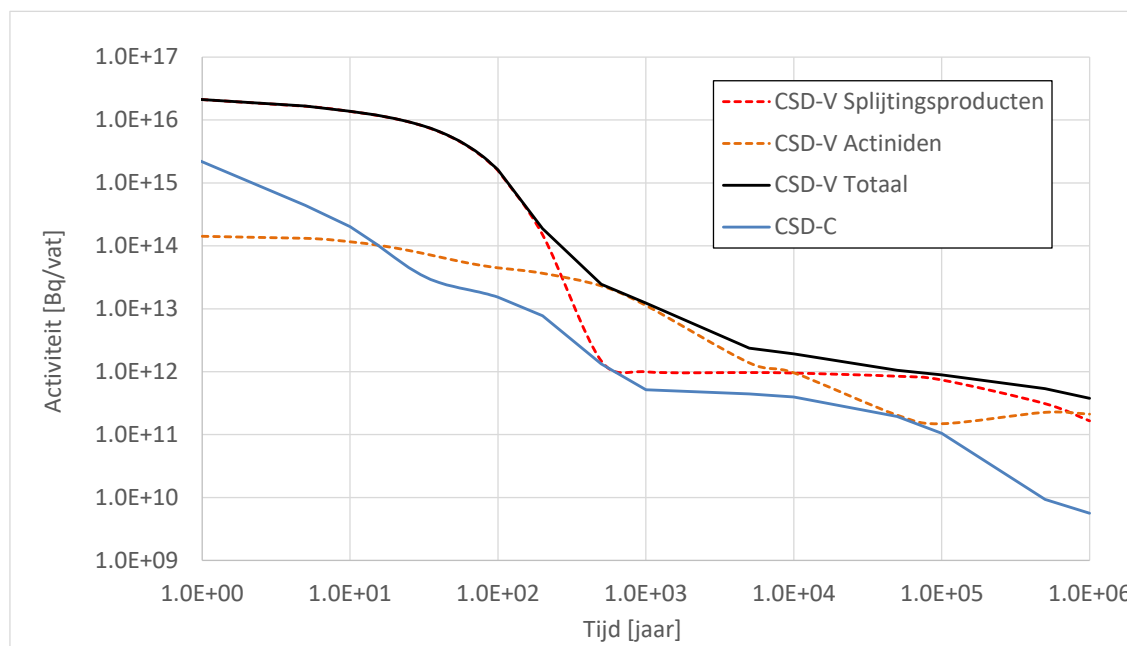
* tHM: Tonnes of Heavy Metal – eenheid van massa voor kwantificering van uranium, plutonium, thorium en mengsels van deze elementen

** TWeh: Terawatt uur geproduceerde electriciteit

5.2 Radioactiviteit

Figuur 2 is representatief voor het tijdsverloop van de activiteit van splijtingsproducten en actiniden in CSD-V en CSD-C vaten. Deze waarden zijn bepaald aan de hand van model-inventarissen zoals toegepast in [11]. Het tijdstip 0 is het tijdstip van productie van een CSD-vat. Hier zijn de volgende zaken van toepassing:

- De gesommeerde activiteit van de splijtingsproducten in een CSD-V vat is dominant in het tijdsbestek tot circa 500 jaar. Dominante nucliden in deze periode zijn significante gamma-stralers, zoals bijvoorbeeld Co-60, Cs-134, Rh-106, of sterke bèta-stralers, zoals bijvoorbeeld Y-90, Cs-137.
- De activiteit van de splijtingsproducten in een CSD-V vat neemt na circa 50 jaar relatief snel af in vergelijking met die van de actiniden. Dit is het gevolg van het radioactieve verval van de korter levende nucliden.
- Na circa 1000 jaar blijft de activiteit van de splijtingsproducten voor lange tijd vrijwel constant. In die periode wordt de activiteit voornamelijk bepaald door langlevende bèta-stralers zoals bijvoorbeeld Tc-99, Zr-93, Nb-93m.
- In de periode 500-5000 jaar neemt de activiteit van de actiniden in een CSD-V vat in langzamer tempo af dan die van de splijtingsproducten. In die periode is de activiteit van de actiniden dominant. Dominante actiniden in die periode zijn Np-239, Pu-240, Am-241, Am-243.
- Na circa 100 000 jaar neemt de activiteit van de actiniden weer toe als gevolg van ingroei.
- De activiteit in een CSD-C vat neemt continue af als gevolg van radioactief verval. Dominante nucliden in de periode tot 100 jaar zijn Co-60, Fe-55, en Ni-63. Dominante nucliden in de periode 500 tot 100 000 jaar zijn Ni-59 en Nb-94. Op de zeer lange termijn, na 100 000 jaar wordt de activiteit bepaald door Ni-59 en Zr-93.



Figuur 1 Tijdsverloop van de activiteit voor CSD-V en CSD-C vaten

5.3 Radiotoxiciteit

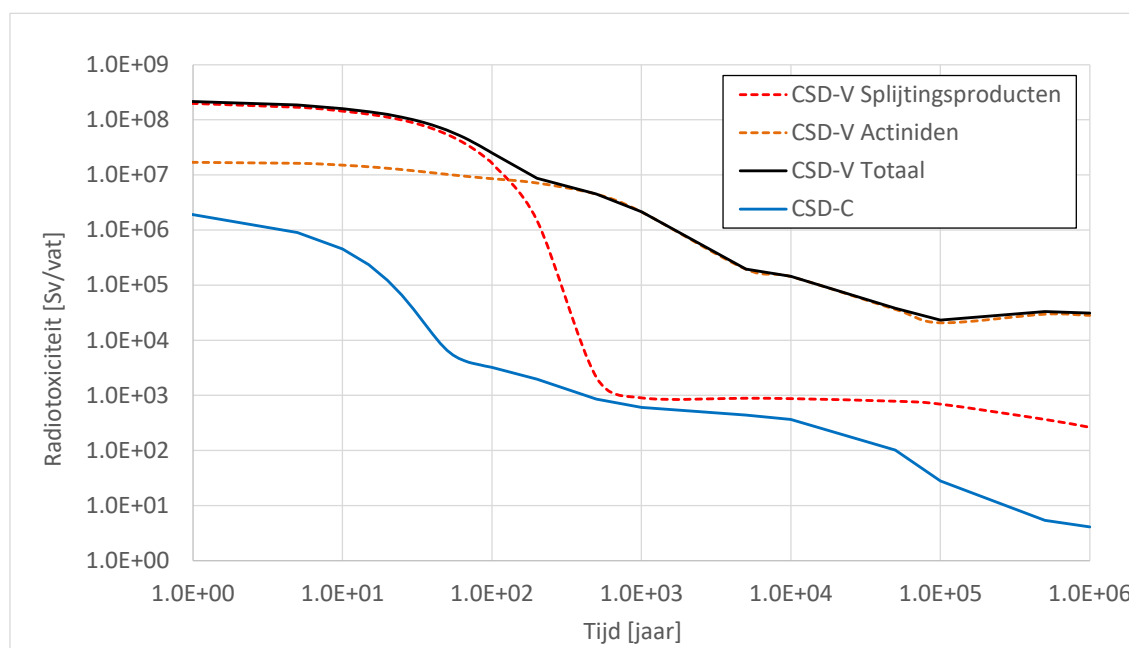
De (potentiële) radiotoxiciteit is een maat voor de gevaarstelling voor personen door aanwezigheid van radionucliden in voedsel en drinkwater. Met inachtneming van de ITP-methode wordt de radiotoxiciteit van een nuclide berekend door vermenigvuldiging van de activiteit A_i met de ingestiedosiscoëfficiënt voor volwassenen [Sv/Bq], meestal aangeduid als e_{50} . In de ITP-methodologie wordt de e_{50} ook aangeduid als ECD_i : (zie paragraaf 4.1). De aldus berekende radiotoxiciteit is derhalve onderdeel van de bepaling van de vermenigvuldigingsfactor X voor het vergelijken van hoeveelheid afvalpakketten die tegen elkaar worden uitgeruild.

Figuur 2 is representatief voor het tijdsverloop van de radiotoxiciteit van splitsingsproducten en actiniden in CSD-V en CSD-C vaten. Deze waarden zijn bepaald aan de hand van model-inventarissen zoals toegepast in [11], en waarden van de ingestiedosiscoëfficiënt voor volwassenen zoals beschreven in [12].

Hierbij zijn de volgende zaken van belang:

- De radiotoxiciteit van de splitsingsproducten in een CSD-V vat is dominant in het tijdsbestek tot circa 200 jaar. Dominante splitsingsproducten in deze periode zijn Sr-90, Cs-134, Cs-137. Ook de aanwezigheid van Am-241 draagt bij aan de radiotoxiciteit in deze periode.

- De radiotoxiciteit van de splijtingsproducten in een CSD-V vat neemt na circa 50 jaar relatief snel af in vergelijking met die van de actiniden. Dit is het gevolg van het radioactieve verval van de korter levende splijtingsproducten.
- Na circa 500 jaar blijft de radiotoxiciteit van de splijtingproducten voor lange tijd vrijwel constant. In die periode wordt de activiteit voornamelijk bepaald door langlevende bèta-stralers zoals bijvoorbeeld Tc-99, Zr-93, I-129, Cs-135, Sn-126.
- De radiotoxiciteit van de actiniden neemt in langzamer tempo af dan die van de splijtingsproducten. In de periode vanaf 200 jaar is de radiotoxiciteit van de actiniden sterk dominant. De oorzaak hiervan is de relatief grote waarde van de ingestiedosiscoëfficiënt voor een aantal actiniden.
- Na circa 100 000 jaar neemt de radiotoxiciteit van de actiniden toe als gevolg van ingroei, analoog aan het verloop van de activiteit (zie Figuur 1).
- De radiotoxiciteit van de CSD-C vaten neemt continue af als gevolg van radioactief verval. Dominante nucliden zijn Ni-63, en op de langere en zeer lange termijn Nb-94 en Zr-93.



Figuur 2 Tijdsverloop van de radiotoxiciteit voor CSD-V en CSD-C vaten

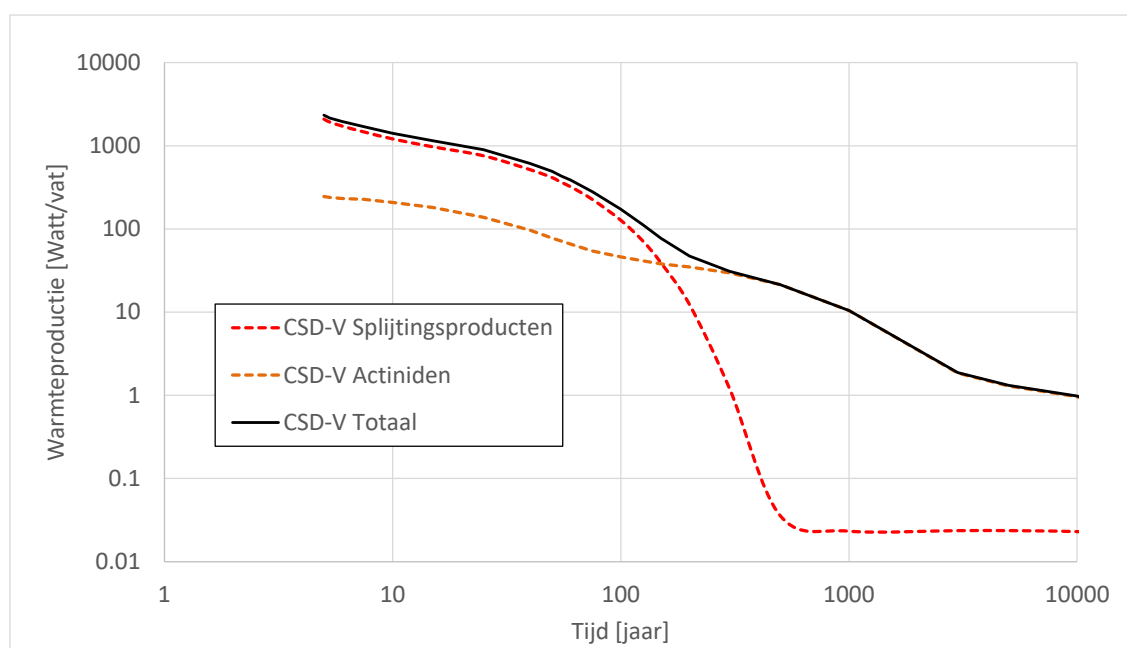
5.4 Warmteproductie

Vanwege het relatief sterke radioactieve verval van de nucliden vindt warmteproductie in de vaten plaats. De warmteproductie in CSD-V vaten is gedurende de eerste 10-tallen jaren na productie significant en met name afkomstig vanuit de

splijtingsproducten. De warmteproductie in CSD-C vaten is beperkt en reeds enkele jaren na productie niet meer significant.

Een representatief voorbeeld van de warmteproductie in een CSD-V vat is weergegeven in Figuur 3 [13; Table 3.17].

Gedurende de eerste 200 jaar wordt de warmteproductie gedomineerd door de splijtingsproducten, met name Sr-90 en Cs-137 en hun respectievelijke dochternucliden. Na die periode is de warmteproductie van het CSD-V afvalpakket verwaarloosbaar.



Figuur 3 Tijdsverloop van de warmteproductie in een CSD-V vat

Ondanks het relatief snelle verloop van de warmteproductie dient hiermee zowel bij de bovengrondse opslag en de eindberging in de diepe ondergrond rekening te worden gehouden.

Bovengrondse opslag

De bovengrondse opslag vindt plaats vanaf het moment van productie van de CSD-V vaten tot aan het moment van plaatsing in een eindbergingsfaciliteit. Gedurende deze periode is de warmteproductie zodanig groot dat de CSD-V vaten moeten worden gekoeld. Hierbij is voortdurende koeling door middel van langsstromende lucht voldoende. Dergelijke koeling wordt toegepast in het HABOG.

Ondergrondse opslag

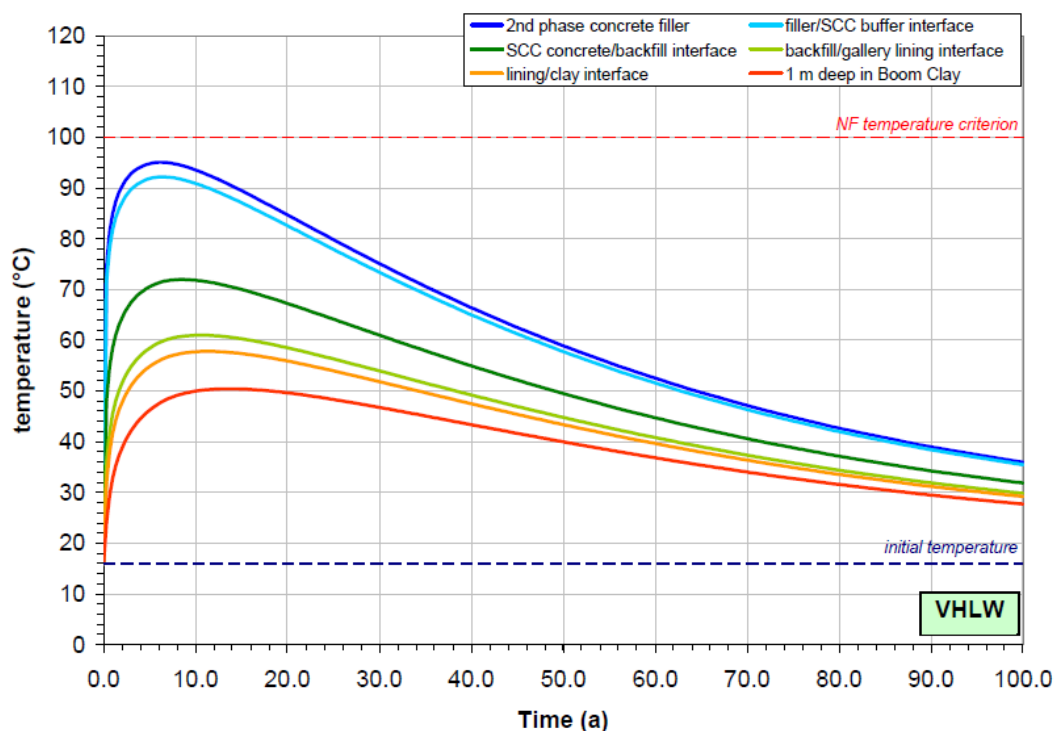
Na plaatsing van CSD-V vaten in de diepe ondergrond zullen eventueel aanwezige technische barrières, zoals bv overpacks of wanden van opberggalerijen, én het

omringende gastgesteente een temperatuurstijging ondergaan als gevolg van warmtediffusie. Deze temperatuurstijging hangt af van:

- De termijn van de bovengrondse tussenopslag. Een langere termijn betekent een geringere warmteproductie en derhalve een lagere temperatuurstijging.
- De aard van het gastgesteente. De thermische eigenschappen van een gastgesteente bepalen mede de diffusiesnelheid van warmte door het gesteente heen.
- De afstand tussen de opberggalerijen. Indien opberggalerijen zich dicht op elkaar bevinden kan er wederzijdse thermische beïnvloeding plaatsvinden waarbij een extra temperatuurstijging kan optreden.

De uitgebreidheid ('footprint') van een eindbergingsfaciliteit hangt mede af van de warmtetoevoer naar de diepe ondergrond van de opgeslagen afvalvaten, en dus de mate van temperatuurstijging in het omringende gastgesteente. De mate van temperatuurstijging in het gastgesteente moet voldoen aan limieten, zowel nabij de opberggalerijen, waar te temperatuurstijging lokaal kan pieken, als op verdere afstand van de opbergfaciliteit, waar een meer globale temperatuurstijging kan plaatsvinden. De isolerende eigenschappen van het gastgesteente mogen door de lokale en globale temperatuurstijgingen niet in het geding komen.

Een voorbeeld van het temperatuursverloop in de nabijheid van een bergingsgalerij gevuld met verglaasd afval (CSD-V) is weergegeven in Figuur 3 [14; Figure 9]. De resultaten zijn berekend voor het Belgische eindbergingsconcept in Boomse klei.



Figuur 4 Temperatuursverloop op verschillende locaties in de nabijheid van een bergingsgalerij gevuld met verglaasd afval (CSD-V; koeltijd 60 jaar).

Bij ongewijzigd beleid van de Nederlandse strategie voor het bedrijven van een diepe geologische eindberging zullen de temperatuurstijgingen zoals weergegeven in Figuur 4 beperkter zijn. De reden is dat de in Nederland voorziene koeltijd tijdens de bovengrondse opslag significant langer zal zijn dan de 60 jaar uit het Belgische voorbeeld.

De termijn waarop de temperatuurstijging optreedt is tussen 0 en circa 200 jaar na eindberging, afhankelijk van het gastgesteente (steenzout, Boomse klei). De ITP-methodiek houdt geen rekening met dit aspect.

Vanwege de geringe warmteproductie van de inhoud van CSD-C vaten treedt een temperatuurstijging zoals hierboven beschreven na plaatsing van deze vaten in de eindberging nauwelijks op.

5.5 Evaluatie

Op basis van de hierboven besproken verschillen tussen CSD-V en CSD-C vaten kunnen een aantal conclusies worden getrokken.

Tijdens het opwerkingsproces van gebruikte splijtstoffen wordt een iets geringer aantal CSD-C vaten dan CSD-V vaten geproduceerd, gerekend per tonne heavy metal (tHM) en per geproduceerde hoeveelheid elektriciteit (TWeh). Bij benadering is deze verhouding nagenoeg 1:1. Deze verhouding van aantal vaten CSD-V versus CSD-C is grofweg ook van toepassing voor de bij COVRA per 2020 opgeslagen volumes "Warmteproducerend verglaasd afval" en "Metallisch afval" [10]. Bij de toepassing van een waarde van de ITP-factor voor de aantallen CSD-C versus CSD-V vaten van circa 50:1 tot circa 80:1, afhankelijk van de gekozen integratieperiode, betekent dit dat bij een ruil op basis van de ITP-methode het aantal te ontvangen en in de HABOG op te slaan CSD-C vaten significant toeneemt.

De radiologische activiteit van de inhoud van de vaten is een grootte die mede onderdeel is van de ITP-methode. Gedurende de eerste 500 jaar wordt de activiteit in de CSD-vaten voornamelijk bepaald door de sterk gamma-emitterende nucliden en sterke bèta-stralers. Tijdens deze periode wordt de radiologische dosis aan de buitenzijde van de CSD-vaten met name bepaald door de sterke gamma stralers in de splijtingsproducten. Hiermee dient te allen tijde rekening gehouden te worden tijdens transportbewegingen en de bovengrondse opslag. Deze potentiële gevaarstelling wordt niet beschouwd in de ITP-methode.

De (potentiële) radiotoxiciteit van de inhoud van de vaten is dé bepalende grootte in de ITP-methode. In het bij de ITP-methode gehanteerde tijdsinterval van 500 tot 100 000 (of 1 000 000) jaar wordt voor CSD-V vaten de grootte *ITP* vrijwel volledig

bepaald door de aanwezige actiniden (zie Figuur 2). De splijtingsproducten zijn dan reeds voor het overgrote deel vervallen, en hebben derhalve een zeer geringe bijdrage in de bepaling van de *ITP*. Dit gegeven is van belang bij projectie van de *ITP* in een eindbergingsfaciliteit.

De warmteproductie in CSD-V vaten bepaalt de uitgebreidheid ('footprint') van een eindbergingsfaciliteit. De resulterende temperatuurstijging in de omringende structuren (technische barrières, gastgesteende) dient te voldoen aan temperatuurlimieten. Voor de Nederlandse situatie van langdurige bovengrondse opslag is dit gegeven van minder belang omdat in dat geval de warmteproductie door radioactief verval van de betrokken splijtingsproducten voldoende laag is geworden om de temperatuurstijging binnen deze limieten te houden. Indien echter de termijn van bovengrondse opslag significant zou worden ingekort dient met dit aspect rekening te worden gehouden. Temperatuurstijging ten gevolge van warmteproducerend afval is geen onderdeel van de *ITP*-methode.

6 Eindberging en de impact op de *ITP*-methode

Op het gebied van eindberging is een veelheid van informatie beschikbaar. Ten behoeve van deze notitie worden slechts de meest relevante aspecten beschreven.

In Nederland zijn voor de diepe geologische eindberging van radioactief afval twee mogelijke opties, namelijk eindberging in steenzout en in Boomse klei. Deze opties worden hierna beknopt beschreven.

6.1 Steenzout als gastgesteente

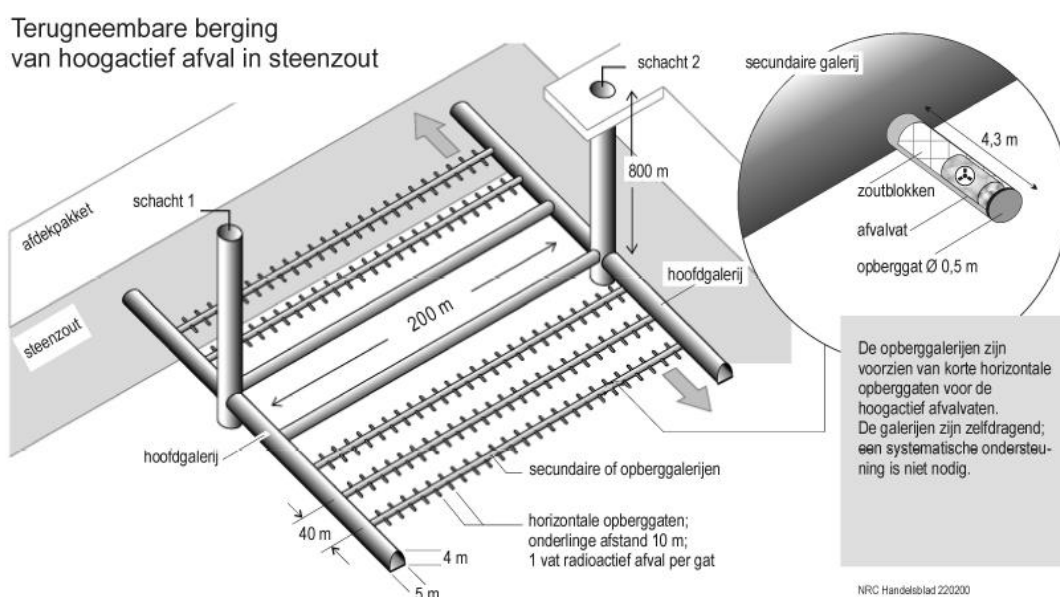
Sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw wordt in Nederland onderzoek verricht naar de geologische eindberging van radioactief afval in diepe zoutlagen. Voorbeelden van in Nederland uitgevoerde samenwerkingsprogramma's zijn ICK⁴ [15], [16], OPLA⁵ [17], OPLA-1A [18] en CORA⁶ [19]. Additioneel werk is verricht binnen een aantal projecten van de Kaderprogramma's van de Europese Unie, zoals EVEREST, BAMBUS, PAMINA, en THERESA. Binnen deze programma's zijn veiligheidsanalyses en gedetailleerde analyses gedaan aan diverse concepten voor de eindberging in steenzout.

⁴ Interdepartementale Commissie Kernenergie

⁵ Commissie Opberging op Land

⁶ Commissie Opberging Radioactief Afval

Een voorbeeld van een eindbergingsconcept in steenzout, waarbij tevens de mogelijkheid bestaat reeds geplaatste afvalvaten uit de faciliteit terug te halen, is weergegeven in Figuur 5 [19; Figuur 4.2]. Hierbij worden vaten met hoogactief afval, zoals CSD-V en eventueel ook CSD-C vaten, in opberggalerijen geplaatst. Bij dit ontwerp wordt per opberggalerij één vat geplaatst. De minimale diepte van de eindbergingsfaciliteit is in de CORA studie bepaald op 500 m.



Figuur 5 Principe van een terugneembare berging voor hoogactief afval in steenzout

Een uitgebreid overzicht van diverse onderzoeksprojecten in binnen- en buitenland op het gebied van eindberging in steenzout is beschreven in [20].

Indien een eindberging in steenzout volgens plan wordt bedreven en zorgvuldig wordt afgesloten zal de mogelijke stralingsbelasting in de biosfeer zeer laag zijn. Hiervoor zijn met name de volgende zaken van belang:

- De technische barrières in de eindberging dragen voor een significante periode na plaatsing zorg voor de isolatie van het opgeslagen afval naar de omringende zoutlaag. Voorbeelden van technische barrières bij een eindberging in steenzout zijn het glas in de CSD-V vaten, de stalen wand van de vaten, een eventuele overpack (beton, of anderszins), de wand van de opberggalerijen, de afsluitplug (staal, beton, of anderszins) van de opberggalerijen, en na sluiting van de faciliteit het opvulmateriaal (zoutgruis) van de transportgalerijen en de schacht naar het aardoppervlak.
- Steenzout bevat zeer weinig poriewater, waardoor de mobiliteit van wateroplosbare en eventueel uit opslagvaten vrijgezette nucliden uiterst beperkt

is. Om die reden is steenzout is een vrijwel ondoordringbare barrière voor diffusie van eventueel vrijgezette nucliden.

- Steenzout is enigszins plastisch van aard. Vanwege deze eigenschap zorgt de druk van bovenliggende aardlagen ervoor dat na afsluiting van de faciliteit resterende open ruimten worden dichtgedrukt.

Vanwege deze eigenschappen, en onder de conditie dat de eindberging volgens plan wordt bedreven, is steenzout uiteindelijk een vrijwel ondoordringbare barrière voor opgeslagen radionucliden.

Ook indien een eindbergingsfaciliteit in steenzout calamiteiten ondervindt is de stralingsbelasting in de biosfeer uiterst gering. Dit is bijvoorbeeld onderzocht voor het zogenoemde “verwaarlozingsscenario”, waarbij de faciliteit niet wordt afgesloten, zie [19; paragraaf 4.3.2].

De consequentie van deze beschouwingen is dat voor een eindberging in steenzout de radiologische gevolgen in de biosfeer op een termijn tot zeker 1 000 000 jaar zeer gering zijn. Vanwege de sterke barrièrewerking van het omringende steenzout is er een zeer geringe kans op het ontstaan en de inname van radiologisch besmet water, zoals wordt aangenomen in de ITP-methode. In dat geval is de invloed de radiologische inhoud van de diverse typen afvalvaten te verwaarlozen.

6.2 Boomse klei als gastgesteente

Binnen het Onderzoeks Programma Eindberging Radioactief Afval (OPERA; 2011-2017) is de mogelijkheid onderzocht voor het eindbergen van radioactief afval in een 500 meter diep gelegen faciliteit in Boomse klei als gastgesteente [21]. Het eindbergingsconcept, geprojecteerd op een diepte van 500 m, is weergegeven in Figuur 6. Het OPERA concept gaat er vanuit dat elk CSD-V en CSD-C vat bovengronds wordt geconditioneerd in een betonnen overpack, de zogenoemde “Supercontainer”. Voor verdere mechanische sterkte kan om de supercontainer een stalen omhulling worden aangebracht. De supercontainers worden vervolgens naar de opberggalerijen getransporteerd en hierin geschoven, waarna een plug de opberggalerijen afsluit van de transportgalerijen. Uiteindelijk worden de schachten opgevuld waarna de verbinding met het aardoppervlak wordt verbroken en het radioactieve afval van de buitenwereld is geïsoleerd.



Figuur 6 OPERA concept voor de eindberging van radioactief afval in Boomse klei

De ondergrondse structuren blijven niet altijd intact. Door chemische interacties tussen de verschillende ondergrondse structuren en het in de Boomse klei aanwezige water zullen uiteindelijk de afvalpakketten worden aangetast, waarna de aanwezige radionucliden in de Boomse klei kunnen vrijkomen. Op de zeer lange termijn kunnen een aantal van deze nucliden in de biosfeer terechtkomen.

Als onderdeel van OPERA heeft NRG veiligheidsberekeningen uitgevoerd om de radiologische langetermijnconsequenties van het eindbergingsconcept te berekenen [22]. De berekeningen betreffen het zogenoemde Normal Evolution Scenario (NES). Het NES betreft het meest waarschijnlijke verloop van de processen die na plaatsing van de afvalvaten in de diepe ondergronds plaatsvinden:

- De technische barrières in de eindberging dragen voor een significante periode na plaatsing zorg voor de isolatie van het opgeslagen afval naar de omringende zoutlaag. Voorbeelden van technische barrières bij een eindberging in een kleilaag zijn het glas in de CSD-V vaten, de stalen wand van de vaten, een eventuele overpack (beton, of anderszins), de wand van de opberggalerijen, de afsluitplug (staal, beton, of anderszins) van de opberggalerijen, en na sluiting van de faciliteit het opvulmateriaal van de transportgalerijen en de schacht naar het aardoppervlak.
- Door corrosie worden de afvalvaten aangetast en zullen uiteindelijk hun isolerende werking verliezen.
- In de vaten opgeslagen radionucliden zullen in de Boomse klei terechtkomen.
- Door diffusie in het poriewater van de Boomse klei zullen radionucliden door de Boomse klei worden getransporteerd en kunnen door watervoerende aardlagen worden opgenomen.

- De watervoerende aardlagen transporteren de opgenomen nucliden naar de biosfeer en waarna deze in de voedselketen terecht komen.
- Uiteindelijk kunnen nucliden door inname van voedsel en/of drinkwater een stralingsdosis in de mens veroorzaken.

Onder de aanname van het Normal Evolution Scenario wijzen de simulaties uit dat:

- Vanwege hun goede oplosbaarheid in water en beperkte adsorptie aan Boomse klei kan slechts een klein aantal langlevende splijtingsproducten de biosfeer bereiken binnen een tijdsbestek van 100 000 tot 1 000 000 jaar. Voor het OPERA eindbergingsconcept betreft dit met name de langlevende nucliden Se-79, afkomstig uit CSD-V vaten, en Nb-94 en I-129 afkomstig uit CSD-C vaten.
- Vanwege hun slechte oplosbaarheid in water en sterke adsorptie aan Boomse klei worden actiniden zeer langzaam door het kleipakket getransporteerd. Het overgrote deel van de actiniden blijft achter in de Boomse klei, en slechts een klein deel kan de biosfeer bereiken in een tijdsbestek langer dan 1 miljoen jaar na plaatsing.

Soortgelijke bevindingen zijn ook gerapporteerd in diverse studies voor andere kleisoorten, bv in Frankrijk [23] en Zwitserland [24].

De consequentie van deze beschouwingen is dat de radiologische gevolgen in de biosfeer op een termijn tot 1 000 000 jaar uitsluitend kunnen worden veroorzaakt door wateroplosbare, mobiele splijtingsproducten. Actiniden spelen in dat tijdsbestek geen rol. De inname van radiologisch besmet water, zoals wordt aangenomen in de ITP-methode, kan in dat geval alleen resulteren in een (zeer geringe) stralingsdosis afkomstig van de splijtingsproducten en niet van de actiniden. Zo beschouwd is de relatief grote bijdrage van de actiniden in de ITP-methode niet gerechtvaardigd.

6.3 Evaluatie

Een eindbergingsfaciliteit voor radioactief afval in de diepe ondergrond bestaat in principe uit (1) een stelsel van technische barrières, en (2) de natuurlijke barrière gevormd door het gastgesteente. Daarnaast wordt bij de locatiekeuze van een eindberging zorgvuldig nagegaan of in de nabijheid van de faciliteit geen watervoerende aardlagen aanwezig zijn, waardoor eventueel uit de opslagvaten vrijgezette radionucliden in porie/grondwater kunnen worden opgenomen en naar de biosfeer kunnen worden getransporteerd.

Zolang de technische barrières intact zijn zullen de opgeslagen radionucliden niet in de gelegenheid zijn te worden opgenomen door het omringende gastgesteente en eventueel zich daarin bevindend poriewater.

Slechts nadat de technische barrières hun isolerende werking hebben verloren kunnen vrijgezette nucliden in het gastgesteente terecht komen.

In geval van een eindberging in steenzout, dat een zeer geringe fractie poriewater kan bevatten, wordt de isolerende werking vrijwel geheel overgenomen door het gastgesteente. Eventueel transport van nucliden door het steenzout heen verloopt dan extreem langzaam, en de kans op inname van besmet water door een persoon is dan ook extreem klein.

In geval van een eindberging in Boomse klei, dat een zekere fractie poriewater kan bevatten, wordt de isolerende werking ook voor het grootste gedeelte en voor zeer lange termijn overgenomen door het gastgesteente. Slechts enkele wateroplosbare, niet-adsorberende radionucliden kunnen op termijn door diffusief transport eventueel bovenliggende waterlagen en uiteindelijk de biosfeer bereiken. Deze nucliden betreffen met name de splijtingsproducten. Actiniden, die voornamelijk de waarde van de ITP bepalen, worden vanwege hun geringe oplosbaarheid in water en door adsorptie aan klei, slechts zeer langzaam door het kleipakket heen getransporteerd.

Het bovenstaande in acht nemende kan worden gesteld dat de ITP-methodologie geen recht doet aan de isolerende werking van de eindberging en het omringende gastgesteente, en dat de aanname van een langdurige, continue consumptie van radiologisch besmet water fysisch gezien niet reëel is.

7 Alternatieve aspecten en indicatoren

CEPN heeft een aantal alternatieven voor de ITP methode beschouwd [5, hoofdstuk 4]. De beschouwingen van CEPN zijn hieronder samengevat in paragrafen 7.1 tot 7.4.

De ITP-methode is opgezet en van toepassing voor de situatie waarbij afvalpakketten zich in de eindberging bevinden, vanaf 500 jaar na productie van de vaten. Zoals beschreven in hoofdstuk 6 levert deze situatie in praktijk een geringe tot zeer geringe gevaarzetting op voor de biosfeer. Naast de periode na plaatsing van de afvalvaten zijn voor de radiologische gevaarzetting nog twee perioden van belang:

- De periode bovengronds
- De periode tijdens plaatsing van de afvalvaten in de diepe ondergrond.

Tijdens deze perioden zijn een aantal facetten van belang die mede de radiologische gevaarzetting bepalen. Deze zijn hieronder beschreven in paragrafen 7.5 en 7.6.

Ter aanvulling zijn ook chemische aspecten (paragraaf 7.7) en een aantal onzekerheden (paragraaf 7.8) benoemd die een uitwisseling van afvalpakketten zouden kunnen beïnvloeden.

7.1 Alternatief: Multi Criteria Methode

In de zogenoemde Multi Criteria Methode wordt een breed scala van criteria of indicatoren beschouwd die verband houden met zowel de aard van het afval als het

geplande beheer ervan. Ten behoeve van de mogelijke uitwisseling van radioactieve afvalpakketten hebben dergelijke criteria hebben zowel betrekking op radiologische aspecten - blootstellingsroutes, doses, kritische groepen, tijdsperiode, economische aspecten (transport- en opslagkosten), en mogelijk ook aanvullende aspecten. Deze criteria worden vervolgens kwalitatief “gewogen” met wegingsfactoren om rekening te houden met de standpunten van deskundigen of andere belanghebbenden. Zodoende kan rekening worden gehouden met een breed scala van criteria die in het kader van de vervanging door diverse belanghebbende partijen van belang worden geacht.

Een nadeel van deze methode is dat zij berust op kwalitatieve factoren en het wegingssysteem is gebaseerd op de keuzes en oordelen van deskundigen, hetgeen mogelijk vragen oproept over de robuustheid en de transparantie van de verkregen uitwisselingsfactoren.

7.2 Alternatief: Langetermijn veiligheidsberekeningen

Een factor voor de uitwisseling van bepaalde categorieën afvalvaten zou kan worden bepaald door berekening van de maximale jaarlijkse dosis (piekdosis) in de biosfeer, als gevolg van de vrijzetting van radionucliden uit de verschillende categorieën afvalvaten. De doses berekend voor elk type afval kan dan worden gebruikt om een equivalentieverhouding vast te stellen.

Deze methode vereist echter het uitvoeren van gedetailleerde langetermijn veiligheidsberekeningen, en is mede afhankelijk van de kenmerken van de opslagfaciliteit en het omringende gastgesteente (klei, zoutkoepel). Deze aspecten zijn benoemd in hoofdstuk 6.

7.3 Alternatief: Radiologische toxiciteitsfactor

Voor elk radionuclide kan een radiologische toxiciteitsfactor worden berekend door de massieke activiteit [Bq/g] te delen door de vrijgavedrempel voor elk nuclide zoals die wordt aanbevolen in de normen van de IAEA. De aldus verkregen toxiciteitsfactoren worden gesommeerd en geïntegreerd over een zekere tijdspanne.

Bij deze methode worden de vrijgaveniveaus toegepast als referentiewaarden om de potentiële gevaarzetting van een radionuclide weer te geven. Echter, deze vrijstellingsgrenzen worden afgeleid aan de hand van conservatieve blootstellingsscenario's die van radionuclide tot radionuclide kunnen verschillen. Een vrijstellingsgrens is derhalve geen formele en neutrale indicator van de potentiële gevaarzetting van een radionuclide, maar meer in het algemeen van radioactief afval.

7.4 Alternatief: Radiological Hazard Potential (RHP)

De Nuclear Decommissioning Authority (NDA, UK) introduceerde in 2006 de Radiological Hazard Potential (RHP) [25]. de RHP is bedoeld voor de bepaling van het potentiële gevaar van een radioactieve stof of radioactief afval afkomstig van de ontmanteling van een nucleaire faciliteit. Bij de bepaling van de RHP wordt rekening gehouden met:

- De hoeveelheid materiaal
- De schadelijkheid van de radioactieve bestanddelen aanwezig in het materiaal
- De verschijningsvorm van de stof (gas, vloeistof, poeder, enz.)
- Andere eigenschappen van het materiaal die van invloed zijn op de beheersing van het materiaal (bv. chemische reactiviteit, warmteontwikkeling, enz.).

De verschijningsvorm- en beheersfactoren van het betreffende materiaal worden beoordeeld op basis van deskundigenoordeel (*expert judgement*). De RHP lijkt derhalve minder robuust en minder overeenstemmend (in termen van berekeningsparameters) dan de ITP. Bovendien is het RHP niet specifiek gericht op de gelijkwaardigheid van verschillende soorten afval, maar meer op het vergelijk van radioactieve stoffen afkomstig van de ontmanteling van installaties wat betreft hun radiotoxiciteit, hun gevaarstelling en de mogelijkheden om de afzonderlijke materialen op te slaan, en derhalve op geschikte beheersmethoden. Deze doelstelling verschilt van de ITP-doelstelling, die erop gericht is de gelijkwaardigheid van de potentiële gevaarstelling van verschillende soorten afval te beoordelen, onafhankelijk van de beheersopties.

7.5 De periode bovengronds

De met de beschouwde methode berekende *ITP*-waarden voor CSD-V en CSD-C vaten leiden ertoe dat 1 CSD-V vat wordt uitgewisseld met circa 50 (integratieperiode 100.000 jaar) tot 80 (integratieperiode 1.000.000 jaar) CSD-C vaten. Dit heeft een aantal consequenties:

- Het aantal transporten naar Nederland kan theoretisch toenemen wanneer een relatief groot aantal CSD-C vaten wordt uitgewisseld voor een relatief klein aantal CSD-V vaten. Echter dit is afhankelijk van hoe de niet-warmteproducerende CSD-C vaten in de transportmiddelen (treinwagons) gestapeld gaan worden en over hoeveel transporten de zendingen verdeeld gaan worden. Hierbij zij opgemerkt dat een CSD-V vat een grotere mate van afscherming behoeven tegen, met name, gamma-straling dan een CSD-C vat.
- Het aantal handelingen met de containers wordt evenredig verhoogd wanneer een relatief groot aantal CSD-C vaten wordt uitgewisseld voor een relatief klein aantal CSD-V vaten. Hierbij zij opgemerkt dat in geval van handelingen (bv takelen, verplaatsen, conditioneren) elk CSD-V en CSD-C vat apart wordt behandeld, terwijl de (wijze van) afscherming vergelijkbaar is voor de beide

categorieën van vaten. Voor een veelvoud aan CSD-C vaten dient dan ook een veelvoud aan handelingen te worden verricht.

- De ontvanger van de CSD-C vaten dient een significant grotere hoeveelheid vaten op te slaan dan CSD-V vaten. Hierbij zij opgemerkt dat CSD-V vaten continue koeling behoeven en niet dicht opeen kunnen worden gestapeld. CSD-C vaten behoeven vanwege de geringe warmteproductie geen koeling en kunnen in een bunker wel dicht opeen worden geplaatst.

7.6 De periode tijdens plaatsing van afvalvaten in de diepe ondergrond

Indien wordt besloten bovengronds opgeslagen afvalvaten te gaan plaatsen in de faciliteit voor diepe geologische eindberging dan zijn daarvoor een aantal transporten en handelingen nodig:

- Ophalen van afvalvaten uit de bovengrondse opslagplaats en belading van het transportvoertuig
- Transport vanuit de bovengrondse opslagplaats naar de eindbergingsfaciliteit
- Verplaatsing van de afvalvaten naar de diepe ondergrond
- Plaatsing van de afvalvaten in de daartoe ingerichte opberggalerijen

Bovendien gaat het huidige OPERA eindbergingsconcept ervan uit dat elk van de CSD-V en CSD-C vaten wordt geconditioneerd, zoals met de bovengenoemde supercontainer (zie ook Figuur 6).

Bij een significante vergroting van het aantal CSD-C vaten in geval van uitwisseling met CSD-V vaten, zal het aantal bovengenoemde handelingen ook significant worden verhoogd. Ook het aantal opberggalerijen in de diepe ondergrond zal waarschijnlijk moeten worden aangepast aangezien de tot nu toe beschouwde eindbergingsconcepten niet voorzien in een compacte stapeling in grote ruimtes van de niet-warmteproducerende CSD-C vaten.

De verplichte optie tot terughaalbaarheid van het radioactieve afval zoals dat momenteel in Nederland geldt brengt ook met zich mee dat omkering van het hierboven genoemde traject het aantal handelingen en transporten met uitgewisselde CSD-C vaten evenredig zou worden verhoogd.

7.7 Chemische aspecten

CEPN heeft een beknopte beschouwing opgenomen in [5; paragraaf 4.4] over chemische aspecten.

De gemiddelde dagelijkse blootstelling van een persoon aan een stof (ADE – Average Daily Exposure) kan worden bepaald door rekening te houden met inhalatie en ingestie van de betrokken stoffen en aannamen met betrekking tot bijvoorbeeld de duur van de blootstelling en de concentratie van de stof in een ruimte.

Voor een toxische chemische stof is het in theorie mogelijk, analoog aan de ITP-methode, een hoeveelheid water te berekenen waarin een afvalstof of materiaal moet worden verdund zodat de consumptie van dat water een norm of referentieniveau niet overschrijdt. Een inventarisatie van chemische stoffen in een afvalpakket zou het mogelijk maken een *ITP* voor chemische stoffen te bepalen die vergelijkbaar is met de *ITP* voor radioactieve stoffen, met dien verstande dat het toxisch potentieel voor chemische stoffen niet met de tijd zou evolueren aangezien voor chemische stoffen halfwaardetijden niet van toepassing zijn.

In de context van een uitwisseling van afvalpakketten, waarbij ook sprake is van gelijkheid in termen van massa (evenredig met de activiteit), schat het CEPN echter dat het grootste deel van de chemische toxiciteit van het afval in eerste instantie wordt bepaald door zware metalen. In dit verband acht het CEPN het redelijk om te stellen dat de potentiële gevaarstelling voor chemische toxiciteit min of meer gelijk is, als de massa van het uit te wisselen afval gelijk is.

Chemische aspecten spelen bij de bovengrondse opslag van radioactieve afvalvaten nauwelijks een rol omdat op regelmatige basis controles worden uitgevoerd aan de status van de vaten. Voor de stalen CSD-V en CSD-C vaten geldt dat enige aantasting door corrosie tijdens de bovengrondse opslag verwaarloosbaar gering is.

In de diepe ondergrond speelt de chemie op de lange termijn wel een rol. Door chemische processen worden uiteindelijk de in de ondergrond opgeslagen vaten door (voornamelijk) corrosie aangetast en op de zeer lange termijn zullen opgeslagen radionucliden uit de vaten worden vrijgezet, zoals ook in hoofdstuk 6 is beschreven.

In de eindberging zijn, naast het radioactieve afval, ook andere materialen aanwezig. Voor de CSD-V en CSD-C vaten betreffen dit:

- Staal van de opslagvaten (CSD-V en CSD-C)
- Beton in de eventueel aanwezige supercontainers (CSD-V en CSD-C)
- Beton van de galerijwanden van de faciliteit.
- Glas in geval van de CSD-V vaten.
- Zircaloy en Inconel in geval van het gecompacteerd afval in de CSD-C vaten.

Deze materialen kunnen door chemische interactie met het omringende gastgesteente chemische en fysische veranderingen in het gastgesteente veroorzaken en daarmee ook de transporteigenschappen (oplosbaarheid, diffusie) ervan. Deze interacties zijn echter zeer lokaal en de effecten ervan op de langetermijn veiligheid van de eindberging zijn dan ook beperkt. Zie bijvoorbeeld [20] voor eindberging in steenzout; [26] voor eindberging in Boomse klei.

Samenvattend kan worden gesteld dat de rol van chemische aspecten in een bepaling van uitwisselingsfactoren voor CSD-V en CSD-C vaten beperkt tot afwezig is.

7.8 Onzekerheden

Bij de ITP-methode zijn een aantal onzekerheden van toepassing. Een aantal is hieronder benoemd.

7.8.1 De inventaris van de afvalvaten

De inventaris van de afvalvaten is bepalend voor de hoeveelheid radioactieve straling naar de omgeving, en derhalve ook de mate van benodigde afscherming. De inventaris per opgeleverde batch van zowel de CSD-V als de CSD-C vaten is tussen de beide afvalcategorieën vergelijkbaar van grootte, maar tussen de diverse batches kunnen verschillen optreden die de waarde van de uitwisselingsfactor X kunnen beïnvloeden. Deze onzekerheid (of: variatie) is onderzocht door CEPN [5, paragraaf 5.7.2].

Eén van de conclusies was dat de onzekerheden in de inventaris van de radionucliden groter zijn voor radionucliden in CSD-C vaten dan die in CSD-V vaten. De relatieve onzekerheid $\Delta ITP_{\text{gemiddeld}}/ITP_{\text{gemiddeld}}$ in de waarde van de $ITP_{\text{gemiddeld}}$ is relatief laag voor CSD-V vaten - ongeveer 15% en ongeacht de integratieperiode. De relatieve onzekerheid voor de CSD-C vaten bedraagt ongeveer 60%, wat de onzekerheden in verband met de activiteitsmeting en de berekening van de ITP weerspiegelt.

Deze onzekerheden gelden echter voor één enkel afvalpakket en dienen te worden gedeeld door \sqrt{N} om de onzekerheid voor een populatie van N afvalpakketten te verkrijgen (betrouwbaarheidsinterval bij een normale verdeling). De uiteindelijk berekende onzekerheid wordt als gering beschouwd en heeft een geringe invloed op de aanpak van een uitwisselingsproject.

7.8.2 Afwijkende situaties in de diepe ondergrond

Bij de ITP-methode wordt uitgegaan van een hypothetische situatie in de ondergrond. In hoofdstuk 6 is reeds genoemd dat bij het bedrijven en afsluiten van een diepe eindberging een opeenvolging van ondergrondse processen zal gaan optreden. Het meest waarschijnlijk geachte verloop, of "scenario", van deze processen volgt verloopt volgens het eerder genoemde "Normal Evolution Scenario", het NES.

Er zijn echter ook situaties denkbaar waarbij het NES wordt verstoord, en een ander, alternatief procesverloop kan optreden. In dat geval spreekt men van een "Alternative Evolution Scenario", of AES. Dergelijke situaties worden niet beschouwd binnen de ITP-methode. In het verleden zijn voor een eindbergingsconcept in steenzout de gevolgen van een aantal AES's geanalyseerd [18]. Voor het OPERA eindbergingsconcept in Boomse Klei zijn een aantal AES's onderkend, maar niet nader geanalyseerd [27].

In diverse landen zijn voor de daar beschouwde eindbergingsconcepten AES's wel geanalyseerd, waarbij de voornaamste bevinding is dat bij het ontwerp van een

eindbergingsconcept een voldoende mate van robuustheid kan worden ingebouwd om de langetermijnveiligheid te garanderen [28].

7.9 Evaluatie

De periode bovengronds resulteert in een grotere impact van een uitwisseling van CSD-V en CSD-C vaten dan de periode ondergronds. Bij de uitwisseling van een groot aantal CSD-C vaten tegen een veel geringer aantal CSD-V vaten kan het aantal transporten en daarmee gemoeide handelingen theoretisch ook toenemen.

Dit is ook het geval bij de verplaatsing van de bovengrondse opslag naar de ondergrondse eindopslag. Bovendien wordt in de momenteel beschouwde Nederlandse eindbergingsconcepten elk CSD-V en CSD-C vat apart geconditioneerd en geplaatst in de ondergrondse opslag. Een significante toename van het aantal CSD-C vaten heeft derhalve ook een weerslag op het aantal handelingen, transporten en ondergrondse opslag galerijen tijdens plaatsing in een eindberging.

De rol van chemische aspecten in een bepaling van uitwisselingsfactoren voor CSD-V en CSD-C vaten kan als beperkt tot afwezig worden beschouwd.

De optie tot uitruil van vaten met diverse categorieën radioactief afval hoeft zich in principe niet te beperken tot de uitwisseling van andere afvalvaten dan CSD-V en CSD-C containers. De Nederlandse strategie voor eindberging geeft hiertoe mogelijkheden [29; hoofdstuk 2]:

- Het is de bedoeling dat al het radioactieve afval wordt opgeborgen in één enkele diepe geologische bergingsfaciliteit die in 2130 in bedrijf is. Voor de Nederlandse nationale opbergoptie worden momenteel geen afzonderlijke eindbergingsfaciliteiten voor laag- en middelradioactief afval (LILW) en hoogradioactief afval (HLW) overwogen, gezien de relatief kleine hoeveelheid afval die naar verwachting in een periode van 100 jaar zal worden ingezameld.
- Naast een nationale geologische bergingsfaciliteit wordt de optie van een multinationale faciliteit niet uitgesloten. In het Nederlandse "duale strategie"-beleid wordt ook de optie overwogen om een geologische bergingsfaciliteit met één of meer landen te delen.

Een voorbeeld van een mogelijke uitwisseling van andere afvalvaten dan CSD-V en CSD-C zou een uitwisseling kunnen betreffen van LILW tegen HLW. Afvalvaten met "Nederlands" LILW, waarvan momenteel wordt voorzien dat deze uiteindelijk in een diepe geologische eindberging worden geplaatst, zouden ook in een oppervlakteberging kunnen worden ondergebracht. Een oppervlakteberging voor LILW is echter in Nederland minder wenselijk vanwege de relatief hoge grondwaterstand. De voor- en nadelen van een mogelijke uitwisseling van deze afvalcategorie naar een oppervlakteberging elders tegen een afvalcategorie (LILW/ HLW) die zonder veel aanpassingen in een Nederlandse diepe geologische eindberging zou kunnen worden geplaatst zou kunnen worden onderzocht.



Referenties

- [1] Review of Radioactive Waste Management Policy: Final Conclusions Cm2919 The Stationery Office July 1995
- [2] Intermediate Level Radioactive waste substitution, DTI, December 2004
- [3] Basic principles of radioactive waste management, ONR, SEPA, EA, February 2015
- [4] V. Coursimault, e.a., “Integrated Toxic Potential – Description and calculation method”, AREVA NT 101799 00 0001 A, July 2016.
- [5] S. Andresz, “Integrated Toxic Potential: review and analysis of ORANO approach”, CEPN NTE 21/15, Rev.1, 10/01/2021.
- [6] Zie link:
<https://www.autoriteitnvs.nl/onderwerpen/straling/documenten/publicatie/2018/02/14/standaardwaarden-en--relaties>, laatst bezocht: 9 juni 2022.
- [7] Nirex, “Summary of Nirex Experience and Expertise on Additional Waste Forms and Other Waste Management Option”, Nirex Report N/101, ISBN 1 84029 346 2 oktober 2003.
- [8] L. Bailey (Ed.), “European Handbook of the state-of-the-art of safety assessments of geological repositories”, Deliverable N°: 1.1.4 of EU FP6 project PAMINA: Performance Assessment Methodologies in Application to Guide the Development of the Safety Case (Contract Number: FP6-036404), oktober 2006.
- [9] W. von Lensa (Ed.), “RED-IMPACT – Impact of partitioning, transmutation and waste reduction technologies on the final nuclear waste disposal – Synthesis Report”, ISBN 978-3-89336-538-8, Forschungszentrum Jülich, September 2007.
- [10] COVRA, “Jaarrapport 2020”, 30 april 2021.
- [11] F. Peiffer, et al., “Abfallspezifikation und Mengengerüst - Basis Ausstieg aus der Kernenergienutzung (Juli 2011); Bericht zum Arbeitspaket 3: Vorläufige Sicherheitsanalyse”, Anhang Daten zu AP3 (GRS-278), september 2011.
- [12] C.H. Clement (Ed.), “Annals of the ICRP, ICRP Publication 119, Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60”, 2012.
- [13] M. Cuñado (Ed.), “Preliminary report on waste composition and waste package description for each scenario”, Deliverable 3.3, Revision 1 of RED-IMPACT: Impact of Partitioning, Transmutation and Waste Reduction Technologies on the Final Nuclear Waste Disposal, oktober 2006.
- [14] E. Weetjens, “Update of the near field temperature evolution calculations for disposal of UNE-55, MOX-50 and vitrified HLW in a supercontainer- based geological repository”, SCK•CEN-ER-86, februari 2009.
- [15] Interdepartementale Commissie Kernenergie, “Radioactieve Afvalstoffen in Nederland bij een vermogen aan Kernenergiecentrales van 3500 MWe”, Ministerie van Economische Zaken, augustus 1975.

-
- [16] Interdepartementale Commissie Kernenergie, "Rapport over mogelijkheden van opslag van radioactieve afvalstoffen in zoutvoorkomens in Nederland", Ministerie van Economische Zaken. april 1979.
- [17] Commissie Opberging te Land (OPLA): "Onderzoek naar geologische opberging van radioactief afval in Nederland. Eindrapportage Fase 1", Ministerie van Economische Zaken, Den Haag, mei 1989.
- [18] Prij J, Blok JBM, Laheij GHM, van Rheenen W, Slagter W, Uffink GJM, Uijt de Haag P, Wildenborg AFB, Zanstra DA, PRObabilistic Safety Assessment, Final report, of ECN, RIVM and RGD in Phase 1A of the OPLA Programme, 1993.
- [19] Commissie Opberging Radioactief Afval (CORA), "Terugneembare berging, een begaanbaar pad? Onderzoek naar de mogelijkheden van terugneembare berging van radioactief afval in Nederland", 2001.
- [20] J. Hart et al., "Collection and analysis of current knowledge on salt-based repositories", OPERA-PU-NRG221A, 15 juli 2015.
- [21] E. Verhoef, et al., "OPERA Safety Case", 20 december 2017.
- [22] E. Rosca-Bocancea, et al., "Safety assessment calculation: Central Assessment Case of the Normal Evolution Scenario", OPERA-PU-NRG7331, 10 oktober 2017.
- [23] ANDRA, "Dossier 2005 Argile, Safety evaluation of a geological repository", december 2005.
- [24] NAGRA, "Project Opalinus Clay - Safety Report - Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste", NAGRA Technical Report 02-05, december 2002.
- [25] R. Jarvis, "The 'Radiological Hazard Potential' - Helping to make sense of cleaning up the UK's nuclear sites", Document No: EGR003, Rev.1, 13 juni 2006.
- [26] S. Seetharam, D. Jacques, "Potential Degradation Processes of the Cementitious EBS Components, their Potential Implications on Safety Functions and Conceptual Models for Quantitative Assessment", OPERA-PU-SCK514, juli 2015.
- [27] J. Grupa, J. Hart, T. Wildenborg, "Description of relevant scenarios for the OPERA disposal concept", OPERA-PU-NRG7111 april 2017.
- [28] J. Hart, et al., "Evaluation of current state-of-the art on Safety Case methodologies", OPERA-PU-NRG211A, januari 2014.
- [29] E. Verhoef, E. Neeft, "Towards a safety strategy - Developing a long-term Dutch research programme into geological disposal of radioactive waste", OPERA-PG-COV014, 26 March 2014.