



Autoriteit Nucleaire Veiligheid en
Stralingsbescherming

ANVS Handreiking Niveau-3 PSA

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	2
Voorwoord	5
1	Inleiding 7
1.1	Wettelijk kader 7
1.2	Risicoanalyse en niveau-3 PSA 9
1.3	Veiligheidsanalyse en ontwerpgevallen 10
1.4	Onderbouwende studies 11
1.5	Deze handreiking 13
1.5.1	Doel van de handreiking 13
1.5.2	Scope van de handreiking 13
1.5.3	Uitgangspunten en opzet van de handreiking 15
2	Overzicht van een niveau-3 PSA 17
2.1	Motivatie voor het uitvoeren van een niveau-3 PSA 17
2.2	Ongevalslozingen en blootstellingswegen 17
2.2.1	Blootstelling door lozing van radioactieve stoffen in de lucht 18
2.2.2	Blootstelling door lozing van radioactieve stoffen in het oppervlaktewater of het riool 19
2.2.3	Blootstelling door lozingen van radioactiviteit in de bodem 19
2.2.4	Blootstelling aan externe straling vanuit een inrichting 20
2.3	Conceptuele modellen niveau-3 PSA 20
2.3.1	Ongevalslozingen van radioactief materiaal in lucht 20
2.3.2	Ongevalslozingen van radioactief materiaal in water en/of de bodem 22
2.3.3	Blootstelling aan externe straling vanuit een inrichting 23
2.4	Eindpunten van de niveau-3 PSA 24
2.5	Toetsing aan wettelijk kader 25
3	Modellen en modelparameters 26
3.1	Onderdelen van een niveau-3 PSA 26
3.2	Het brontermspectrum 27
3.2.1	Het lozingspunt 27
3.2.2	De omvang en samenstelling van de lozing 28
3.2.3	De chemische vorm van de geloosde radionucliden 28
3.2.4	De deeltjesgrootteverdeling van de geloosde nucliden 28
3.2.5	De warmte-inhoud 29
3.2.6	De vochtigheid van de lozingswolk 29

3.2.7	Het tijdsverloop van de lozing	29
3.2.8	De kans van optreden van de bronterm	30
3.3	Atmosferische verspreiding en depositie	30
3.3.1	Verspreidingsmodel	31
3.3.2	Tijdsverloop van de lozing	31
3.3.3	Wind	32
3.3.4	Menglaaghoogte	33
3.3.5	Pluimstijging	33
3.3.6	Pluimstijging bij lozing tussen de bebouwing (lift-off)	34
3.3.7	Uitbreken uit de menglaag	34
3.3.8	Gebouwinvloeden	34
3.3.9	Droge depositie	35
3.3.10	Natte depositie	35
3.3.11	Mist	36
3.4	Blootstellingswegen en dosisberekening	36
3.4.1	Relevante blootstellingswegen voor een niveau-3 PSA	36
3.4.2	Algemene uitgangspunten bij de dosisberekening	39
3.4.3	Dosisconversiecoëfficiënten	41
3.4.4	Externe γ -straling uit de wolk	42
3.4.5	Externe γ -straling vanaf de bodem	42
3.4.6	Interne bestraling door inhalatie van radionucliden	43
3.4.7	Afschermingfactoren voor externe straling en inhalatie	44
3.4.8	Externe blootstelling aan straling door depositie op de huid	45
3.4.9	Resuspensie	46
3.4.10	Interne blootstelling aan straling door ingestie	46
3.5	Dosisgevolgen	47
3.5.1	Stochastische gevolgen	47
3.5.2	Deterministische gevolgen	48
3.6	Maatregelen	50
3.7	Ontwerpongevallen	51
3.7.1	Rekenmethoden bij ontwerpongevallen	54
3.7.2	Verschillen met een niveau-3 PSA	55
3.8	Onzekerheidsanalyse	55
4	Uitvoering en presentatie	57
4.1	Keuze van het rekenprogramma	57
4.2	Invoergegevens	58
4.2.1	De bronterm	59
4.2.2	Meteorologische gegevens	59
4.2.3	Bevolkingsgegevens en landgebruik	59
4.3	Presentatie van de resultaten	59

4.3.1	Individueel risico	60
4.3.2	Groepsrisico	61
4.3.3	Collectieve Dosis	61
4.3.4	Bodembesmetting	62
4.4	De rapportage	62
4.4.1	Doel van de analyse	62
4.4.2	Uitgangspunten en methoden	63
4.4.3	Invoergegevens	63
4.4.4	De resultaten en de toetsing	64
5	Gedetailleerde beschrijving modellen	65
5.1	Atmosferische verspreiding en depositie	65
5.1.1	Virtuele bron model voor groei van σ -parameters	65
5.1.2	Pluimopdeling bij gedeeltelijke uitbraak uit de menglaag	66
5.1.3	Natte depositie van aerosolen en gassen	67
5.1.4	Depositie van gasvormig jodium	68
5.2	Dosisberekening	69
5.2.1	Externe blootstelling aan γ -straling uit de wolk	69
5.2.2	Externe blootstelling aan γ -straling vanaf de bodem	71
5.2.3	Interne blootstelling door inhalatie van radionucliden uit de wolk	72
5.2.4	Externe blootstelling aan straling door depositie op de huid	73
5.2.5	Interne blootstelling door inhalatie van geresuspendeerde radionucliden	74
5.2.6	Interne blootstelling door ingestie van radionucliden	74
5.3	Dosisgevolgen	75
5.3.1	Deterministische gevolgen	75
5.3.2	Stochastische gevolgen	78
5.4	Rekenmodellen	78
5.4.1	Verspreidingsmodellen	79
5.4.2	Dosisberekening	80
6	Leemten in de huidige kennis	82
7	Verklarende woordenlijst	83
8	Referenties	100

Voorwoord

In Nederland is de houder of aanvrager van een vergunning voor een nucleaire inrichting verplicht een risicoanalyse uit te voeren. Deze risicoanalyse heeft de vorm van een probabilistische veiligheidsanalyse (Probabilistic Safety Assessment of PSA), die gewoonlijk wordt opgedeeld in een niveau-1, -2 en -3 PSA. De niveau-1 PSA bepaalt de kans op kernsmelt. De niveau-2 PSA bepaalt de kans van het optreden van lozingen ten gevolge van een kernsmelt en de bijbehorende karakteristieken van deze lozingen. De niveau-3 PSA, het onderwerp van deze handreiking, bepaalt de externe gevolgen op basis van de in de niveau-2 PSA bepaalde ongevalslozingen.

Voor niveau-1 en -2 PSA bestaan recente internationale aanbevelingen van het IAEA (SSG-3 [1] en SSG-4 [2], beiden uit 2010). Voor niveau-3 PSA zijn er geen internationale aanbevelingen beschikbaar (de IAEA Safety Series 50-P-12 [3] uit 1996 wordt niet meer ondersteund door de IAEA) en de Nederlandse Richtlijn Niveau-3 PSA dateert uit 1993 [4]. Daarom is besloten de Richtlijn Niveau-3 PSA te actualiseren. Daarbij is gebruik gemaakt van de nieuwste inzichten en mogelijkheden en met medeneming van de nieuwste ontwikkelingen op het gebied van wetgeving met betrekking tot radiologische eisen voor nucleaire inrichtingen.

Deze Handreiking Niveau-3 PSA is ter vervanging van de oude Richtlijn Niveau-3 PSA uit 1993. Wijzigingen betreffen het aanpassen aan de vigerende dosislimietwaarden, aanpassen aan de actuele risicofactor, toelichten van een aantal stappen in de rekenmethodes, een bespreking van het atmosferisch verspreidingsmodel SRM-3 (Nieuw Nationaal Model [5]) en bespreken van implicaties van de ontwikkeling van de Handreiking VOBK [6].

Dit document is een handreiking. Het stelt geen bindende eisen aan het uitvoeren van een PSA-3, maar bevat aanbevelingen over hoe een PSA-3 kan worden uitgevoerd om aan wettelijke eisen te voldoen. Het is niet bedoeld om het gebruik van equivalente nieuwe of alternatieve methoden uit te sluiten. Deze handreiking heeft een vergelijkbare functie als de eerder genoemde IAEA SSG-3 en SSG-4 en andere guides uit de IAEA safety standards series.

Wettelijk kader en beleidsdocumenten

In deze handreiking t.b.v. niveau-3 PSA wordt veelvuldig verwezen naar het daarvoor bestaande wettelijk kader en ter beoordeling van Kew-vergunningen ontwikkelde beleidsinstrumentarium:

Status	Verwijzing
Wet	
Kernenergiewet	Kew [7]
Besluiten	
Besluit kerninstallaties, splijtstoffen en ertsen	Bkse [8]
Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming	Bbs [9]
Verordening	
ANVS Verordening basisveiligheidsnormen stralingsbescherming	Vbs [10]
Voorschriften	
Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling	
A. Lozingen in lucht en water	DOVIS-A [11]
B. Externe Straling	DOVIS-B [12]
Nieuw Nationaal Model – Model voor de verspreiding van luchtverontreiniging uit bronnen over korte afstanden	NNM [5]
Handreiking	
Handreiking voor een Veilig Ontwerp en het veilig Bedrijven van Kernreactoren	VOBK [6]

1 Inleiding

1.1 Wettelijk kader

De Kernenergiewet (Kew, [7]) verbiedt om zonder vergunning een inrichting, waarin kernenergie kan worden vrijgemaakt, splijtstoffen kunnen worden vervaardigd, bewerkt of verwerkt, dan wel splijtstoffen worden opgeslagen, op te richten, in werking te brengen, in werking te houden, buiten gebruik te stellen of te wijzigen of een inrichting, waarin kernenergie kon worden vrijgemaakt, splijtstoffen konden worden vervaardigd, bewerkt of verwerkt, dan wel splijtstoffen werden opgeslagen, te ontmantelen¹.

In het Besluit Kerninstallaties, Splijtstoffen en Ertsen (Bkse, [8]) wordt vervolgens in hoofdstuk II, paragraaf 3 (art.6-11a), nader omschreven welke gegevens een vergunningaanvraag moet bevatten. In verschillende artikelen is bepaald dat een risicoanalyse onderdeel moet uitmaken van de aanvraag. Voor bepaalde types kerninstallaties, zoals kernenergiecentrales (art.6) en inrichtingen waarin splijtstoffen (welke plutonium of verrijkt uranium bevatten) of bestraalde splijtstoffen kunnen worden vervaardigd, bewerkt of verwerkt (art.7) of opgeslagen (art.8), geldt bovendien dat een risicoanalyse voor buiten-ontwerpongevallen is voorgeschreven (zoals bedoeld in art. 6, 1e lid, onder i). In artikel 18, lid 3, van het Bkse is bepaald dat een vergunning voor een nucleaire installatie kan worden geweigerd als de resultaten van de risicoanalyse voor buiten-ontwerpongevallen niet voldoen aan de voorgeschreven grenswaarden voor het individuele risico (a) en het groepsrisico (b):

- a. een kans van 10^{-6} per jaar dat een persoon, die zich permanent en onbeschermd buiten de desbetreffende inrichting zou bevinden, overlijdt als gevolg van een buiten-ontwerpongeval;
- b. een kans van 10^{-5} per jaar dat buiten de desbetreffende inrichting een groep van ten minste 10 personen direct dodelijk slachtoffer is van een buiten-ontwerpongeval, of voor n maal meer direct dodelijke slachtoffers een kans die n^2 maal kleiner is.

Een dergelijke risicoanalyse voor buiten-ontwerpongevallen, waarbij de resultaten moeten worden getoetst aan de hierboven voorgeschreven grenswaarden, vindt plaats aan de hand van de in deze handreiking beschreven niveau-3 PSA.

Ook is in het Bkse bepaald dat een vergunning geweigerd moet worden als niet voldaan is aan de dosiscriteria bij ontwerpongevallen. Hoewel die berekening strikt genomen geen niveau-3 PSA is, zijn

¹ Ook verbiedt de Kernenergiewet om zonder vergunning aangewezen radioactieve stoffen te bereiden, te vervoeren, voorhanden te hebben, toe te passen, binnen of buiten Nederlands grondgebied te brengen of te doen brengen, dan wel zich daarvan te ontdoen. Dit betreft in de praktijk jaarlijks honderden handelingen en toestellen, waarvoor vergunningen geregeld worden via het Bbs [9]: het Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming. Kerninstallaties en andere inrichtingen met splijtstoffen en ertsen moeten ook voldoen aan de eisen uit het Bkse [8].

de berekeningsmethode en de rekenprogramma's vrijwel identiek. Daarom wordt in deze Handreiking ook de dosisberekening voor ontwerpongevallen beschouwd.

In artikel 3a (lid 2) van het Bkse is bepaald dat de overheid regels kan vaststellen voor de wijze waarop een risicoanalyse (zoals een PSA) moet worden uitgevoerd. Voor de bepaling van de benodigde omgevingsdosisequivalenten, de equivalente en de effectieve doses worden bij verordening van de Autoriteit (Vbs) [10] als uitgangspunt de 'Rekenregels Analyse Gevolgen Ioniserende Straling (AGIS)' voor de zogenoemde 'nadere analyse', zoals beschreven in bijlage 10 behorende bij art. 4.37-4.39 van de ANVS-Verordening basisveiligheidsnormen Stralingsbescherming Vbs [10], gebruikt².

Voor de 'nadere analyse' van lozingen in lucht en water verwijst de Vbs naar het rapport 'Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling deel A: Lozingen in lucht en water' (DOVIS-A, [11]). Daarin wordt de berekening van verspreiding en depositie van radioactieve stoffen in het milieu besproken evenals de berekening van de doses die het gevolg daarvan zijn. DOVIS-A geeft de Uur-voor-uur methode van het Nieuw Nationaal Model (NNM, [5]) als standaard voor de berekening van verspreiding van radioactieve stoffen via de atmosfeer. Met het NNM kan de verspreiding van luchtverontreiniging worden gemodelleerd, bijvoorbeeld in het kader van milieuvergunningen. De revisie van de Richtlijn niveau-3 PSA sluit aan bij de modellen zoals gebruikt in DOVIS-A en (voor lozingen in lucht) het NNM.

Bij een 'nadere analyse' van reguliere emissies is het gebruik van de rekenregels een wettelijke verplichting. Bij berekening van doses en risico voor toetsing aan de criteria uit het Bkse gelden deze rekenregels niet als wettelijke verplichting, onder andere omdat een deel van de rekenregels niet geschikt is voor toepassing bij een ongevalsanalyse. Tijdens de voorbereiding van de herziening van deze handreiking is hier veel aandacht aan geschonken, en zijn waar nodig niveau-3 PSA rekenregels opgesteld die zo goed mogelijk aansluiten bij de oorspronkelijke rekenregels. Deze rekenregels worden uitvoerig behandeld in hoofdstuk 5, gedetailleerde beschrijving modellen.

In 2015 heeft de overheid de Handreiking VOBK (Handreiking voor een Veilig Ontwerp en het veilig Bedrijven van Kernreactoren, [6]) gepubliceerd. De Handreiking VOBK bevat veiligheidsrandvoorwaarden voor het ontwerp en de bedrijfsvoering van lichtwater gekoelde kernreactoren. De Handreiking VOBK geeft inzicht in de stand van de techniek en wetenschap³ van de nucleaire veiligheid van nieuwe kernreactoren anno 2015. De Handreiking VOBK biedt tevens een referentiekader voor bestaande reactoren voor de laatste relevante ontwikkelingen en inzichten betreffende de nucleaire veiligheid. Inzicht in de stand van de techniek is voor nieuwe reactoren van belang omdat in overeenstemming met het tweede lid van artikel 15b van de Kernenergiewet vergunningaanvragen voor de oprichting van een kernreactor van een verouderd type kunnen worden geweigerd, ook als deze verder aan alle eisen voldoet. Voor houders van bestaande vergunning is dit

² in deze handreiking wordt het begrip "ioniserende straling" ingekort tot "straling".

³ Het begrip "stand van de techniek en wetenschap" wordt nader omschreven in het begrippenkader van de "Handreiking continu verbeteren van de nucleaire veiligheid", zie www.anvs.nl.

inzicht van belang omdat zij de nucleaire veiligheid van hun installatie regelmatig dienen te toetsen aan de stand der techniek en wetenschap. Bij de implementatie van eventuele maatregelen geldt daarbij ook het redelijkerwijs criterium.

Het grootste deel van de Handreiking VOBK [6] betreft concrete eisen aan de hardware van een nucleaire installatie, zoals bijvoorbeeld de redundantie van reactorcoolingssystemen en de bestendigheid van het gebouw tegen externe invloeden.

De ontwerpbasis voor nieuwe reactoren is in de Handreiking VOBK uitgebreider dan in het verleden; in de ontwerpbasis zijn nu ook gepostuleerde begin-gebeurtenissen met meervoudig falen en gepostuleerde kernsmeltongevallen opgenomen, die in het Bkse onderdeel uitmaken van de buiten-ontwerpongevallen. Daarnaast stelt de Handreiking VOBK stringenter randvoorwaarden aan radiologische doelstellingen dan de dosislimieten van artikel 18, 2^e lid, van het Bkse. Nadere details voor buiten-ontwerpongevallen en de bijbehorende (rest-)risicoanalyse, zoals de PSA en de niveau-3 PSA, worden niet behandeld in de Handreiking VOBK. Daarvoor kunnen deze handreiking niveau-3 PSA en de eerder genoemde IAEA guides ([1], [2]) worden gebruikt.

Alhoewel de Handreiking VOBK geen ministeriële regeling is en dus geen wettelijke eisen bevat, zal de beoordeling van een vergunningaanvraag plaatsvinden aan de hand van de veiligheidsrandvoorwaarden van de Handreiking VOBK. De Handreiking VOBK geeft namelijk inzicht in de huidige stand der techniek en wetenschap voor het ontwerp en bedrijfsvoering van (nieuwe) reactoren, waarbij het doel is de kernreactoren zo veilig mogelijk te maken. In hoofdstuk 3.7, ontwerpongevallen, wordt nader ingegaan op de eisen uit de Handreiking VOBK.

1.2 Risicoanalyse en niveau-3 PSA

Uit het wettelijk kader (Bkse, [8]) volgt dat het uitvoeren van een risicoanalyse wettelijk verplicht is voor bepaalde types kerninstallaties. Deze risicoanalyse kan uitgevoerd worden in de vorm van een volledige PSA (Probabilistic Safety Assessment). In de uitvoering van een PSA worden drie niveaus onderscheiden.

1. De niveau-1 PSA bepaalt, op basis van de frequenties van ongevalsinitiatoren en een betrouwbaarheidsanalyse van de diverse systemen, de totale kans van de ongevalsscenario's die leiden tot een kernsmeltscenario. Het is dit deel van de PSA dat voor een groot gedeelte de bedrijfszekerheid van de veiligheidssystemen van de kerncentrale beschouwt.
2. De niveau-2 PSA bepaalt de kans op falen van de reactorinsluitconstructie en tevens de karakteristieken van de bijbehorende ongevalslozing (de bronterm). Bij deze analyse spelen thermo-hydraulische en chemische processen een belangrijke rol.

3. De niveau-3 PSA bepaalt op basis van het spectrum van ongevalslozingen de externe gevolgen. Dit niveau is het onderwerp van deze handreiking⁴.

Tabel 1-1 Overzicht niveau-1, -2 en -3 PSA

Niveau-1 PSA	Niveau-2 PSA	Niveau-3 PSA
Identificeren van scenario's die leiden tot beschadiging van splijtstof	Ontwikkeling van het ongevalsverloop voor de verschillende systeemtoestanden	Radiologische gevolgen van ongevalsemmissies
Resultaat: beschrijving van de systeemtoestanden op het moment van de beschadiging van de splijtstof & de kans op deze toestanden (Kernsmeltfrequentie)	Resultaat: omvang van de systeemschade & vrijzetting van radioactieve stoffen uit diverse systeemcomponenten & kansen (Brontermspectrum)	Resultaat: Doses en risico's

1.3 Veiligheidsanalyse en ontwerpgevallen

Uit het wettelijk kader (Bkse, [8]) volgt dat bij de vergunningaanvraag onder andere een veiligheidsrapport dient te worden opgesteld dat een beschrijving bevat van de maatregelen, die door de aanvrager zullen worden getroffen ter voorkoming van schade, of ter beperking van de kans op schade, waaronder begrepen de maatregelen ter voorkoming van schade buiten de inrichting, tijdens normaal bedrijf, en ter voorkoming van schade voortvloeiende uit de in die beschrijving te vermelden gepostuleerde begin-gebeurtenissen, evenals een risicoanalyse van de schade buiten de inrichting als gevolg van die gebeurtenissen. Daarnaast moet een vergunningaanvraag een risicoanalyse bevatten van de schade buiten de inrichting als gevolg van buiten-ontwerpgevallen.

De analyse van gepostuleerde begin-gebeurtenissen wordt vaak aangeduid met de analyse van ontwerpgevallen, of internationaal met 'Design Base Accidents analysis' of 'deterministic analyses', in tegenstelling tot de PSA die aangeduid wordt met 'probabilistic analysis'.

⁴ De officiële IAEA definitie van niveau-3 PSA is het geheel van de hier beschreven niveau-1, -2 en -3 PSA. Die definitie wordt in de praktijk zelden gebruikt, wat echter zelden tot verwarring leidt.

Met het bovengenoemde veiligheidsrapport moet worden aangetoond dat voldaan wordt aan de dosislimietwaarden, vastgesteld in artikel 18, 2^e lid, van het Bkse. In deze Handreiking wordt ook de dosisberekening voor ontwerpgevallen beschouwd.

Tabel 1-2 Dosislimietwaarden voor ontwerpgevallen overeenkomstig artikel 18, 2e lid, van het Bkse*

Gebeurtenisfrequentie F per jaar	Maximaal toegestane effectieve dosis		Maximaal toegestane schildklierdosis
	personen vanaf 16 jaar	personen tot 16 jaar	
$F \geq 10^{-1}$	0,1 mSv	0,04 mSv	500 mSv
$10^{-1} > F \geq 10^{-2}$	1 mSv	0,4 mSv	500 mSv
$10^{-2} > F \geq 10^{-4}$	10 mSv	4 mSv	500 mSv
$F < 10^{-4}$	100 mSv	40 mSv	500 mSv

* In de Handreiking VOBK [6] stelt de overheid nog stringentere dosislimieten voor, zie **Tabel 3-7**.

1.4 Onderbouwende studies

Bij het opstellen van de handreiking is de volgende aanpak gekozen:

1. Zoveel mogelijk van de structuur, teksten, modellen en data uit de Richtlijn van 1993 handhaven
2. Teksten en criteria aanpassen aan het huidige Bkse [8] en andere handreikingen van de overheid, zoals de Handreiking VOBK [6].
3. Definities, modellen en data in overeenstemming brengen met de voorschriften in de Vbs [10], DOVIS-A [11] en NNM [5].
4. Aansluiting houden met de internationale aanpak en internationaal geaccepteerde rekentools.

Om deze aanpak mogelijk te maken, waren onderbouwende studies (ook wel "topical studies" genoemd) noodzakelijk.

Topical studie 1: Toepassing van het NNM voor ongevalsemisies

De meest omvangrijke studie was topical studie 1: Toepassing van het NNM voor ongevalsemisies [13]. Het topical report van die studie beschrijft de achtergronden van de modellen van het NNM en speciaal de wijze waarop die modellen voor niveau-3 PSA moeten worden toegepast. Waar het NNM onvoldoende duidelijkheid biedt zijn de voor niveau 3 PSA benodigde aanwijzingen voor gebruik van die modellen toegevoegd.

Topical studie 2: Toepassing van DOVIS A voor ongevalsemisies

De implicaties van het gebruik van DOVIS-A is in kaart gebracht in topical studie 2: Toepassing van DOVIS A voor ongevalsemisies [14]. Omdat DOVIS-A gefocust is op continue lozingen en zich beperkt tot berekening van de effectieve dosis van de aandachtsgroep volwassen man, zijn in het topical rapport een aantal voor PSA-3 ontbrekende gegevens, geschikte verwijzingen - en soms ook data- toegevoegd aan de DOVIS-A modelparameters. Het gaat hierbij vooral om aanvullingen voor de berekening van orgaandoses voor deterministische effecten en voor de berekeningen van doses en gevolgen voor de aandachtsgroep kinderen.

Topical studie 3: Toepassing van internationale PSA-3 modellen

De programma's COYSMA en MACCS2 voldeden (bijna) "by default" aan de PSA niveau-3 richtlijn uit 1993 [4]. In topical studie 3 [15] is gedocumenteerd in hoeverre de modellen die gebruikt zijn in COSYMA en MACCS overeenkomen met de in de voorliggende handreiking vastgestelde standaard PSA-3 modellen.

Topical studie 4: Bkse- en VOBK-ontwerpongevallen

Het Bkse en de Handreiking VOBK geven dosislimieten waaraan voldaan moet worden bij ontwerpongevallen. De PSA-3 rekenmethode geeft een statistische verdeling van doses bij een ongeval. In topical studie 4 is nagegaan hoe met behulp van deze statistische verdeling aangetoond kan worden dat aan de dosislimieten voldaan. De resultaten zijn integraal overgenomen in deze handreiking.

Topical studie 5 - Internationale toepassing van niveau-3 PSA en ontwikkeling van standaarden

In 2014 is onder auspiciën van het IAEA een initiatief gestart voor de ontwikkeling van een 'guide' voor het uitvoeren van niveau-3 PSA, in aansluiting op de ontwikkeling van guides voor de niveau-1 [1] en -2 [2] PSA. Aan het initiatief voor een niveau-3 guide, een update van [3] in de vorm van een nieuwe Specific Safety Guide (SSG) 'Development and Application of Level 3 Probabilistic Safety Assessment for Nuclear Power Plants', heeft ook een Nederlands deskundige⁵ deelgenomen. In 2015 werd het project echter 'on hold' gezet en er zijn bij de IAEA geen middelen meer beschikbaar voor de voortzetting van dat project.

Een aantal elementen uit het incomplete concept van de SSG zijn overgenomen in deze handreiking, zoals het toevoegen van een overzicht van een niveau-3 PSA, de motivatie voor de uitvoering van een niveau-3 PSA en de beschrijving van de modellen op conceptniveau.

⁵ J.B. Grupa van NRG, op uitnodiging van de IAEA.

1.5 Deze handreiking

1.5.1 Doel van de handreiking

Deze handreiking is opgesteld om te bevorderen dat vergunninghouders en –aanvragers op een zo veel mogelijke uniforme wijze de niveau-3 PSA uitvoeren, waarmee een betere vergelijking van resultaten mogelijk is. Doel van deze handreiking is ook het beschrijven van de termen, voorwaarden, standaarden en wettelijke eisen voor het uitrekenen van de dosisgevolgen, nodig om een gelijkwaardige behandeling van de verschillende vergunninghouders en –aanvragers te bevorderen.

De daadwerkelijke berekening wordt uitgevoerd met behulp van rekenprogramma's waarin de verspreidingsmodellen zijn verwerkt. De richtlijn van 1993 besteedde speciaal aandacht aan de internationaal beschikbare programma's COSYMA [16] en MACCS [17] en de manier waarop deze ingezet kunnen worden voor de niveau-3 PSA voor een nucleaire installatie in Nederland. Inmiddels is een implementatie van de rekenmodellen uit de Vbs [10], DOVIS-A [11] en het NNM [5] ingebouwd in het programma NUDOS2 [18]. Met dit programma kunnen de dosis ten gevolge van reguliere luchtgedragen emissies berekend worden als ook de dosis en risico's door ongevalsemisies met een (vooralsnog) eenvoudig emissieverloop.

Hoewel de nadruk ligt op ongevallen met kerncentrales, kan deze handreiking ook ter hand worden genomen voor de schatting van de risico's van ongevallen met andere nucleaire installaties met 'andersoortige' brontermen. Zulke brontermen verschillen bijvoorbeeld in de radionuclidensamenstelling, de fysische en chemische eigenschappen van de geloosde stoffen en de deeltjesgrootteverdeling.

1.5.2 Scope van de handreiking

Internationaal is er een schaal in gebruik om incidenten en ongevallen in nucleaire installaties te classificeren, de 'International Nuclear Event Scale' (*INES*). *INES* bestaat uit 7 schalen lopend van schaal 1 (storing, afwijkingen van het toegelaten werkingsgebied van de installatie) via schaal 4 (ongevallen met gevolgen voornamelijk beperkt tot de installatie en het bijbehorend terrein en blootstelling van de bevolking vergelijkbaar met voorgeschreven limieten) tot schaal 7 (ongevallen waarbij over een groot gebied besmetting en gezondheidsgevolgen optreden). Gebeurtenissen zonder veiligheidsbelang zijn te classificeren als *INES* 'Beneden de schaal/Niveau 0'. Ongevallen die betrekking hebben op de conventionele industriële veiligheid, en die geen verband houden met de eigenlijke exploitatie van een kerncentrale worden als 'Buiten de schaal' aangeduid.

- Ongevallen in de schalen 5 t/m 7, de *grote ongevallen* of 'severe accidents', zijn het onderwerp van deze handreiking.

- De analyse van ongevallen in de schalen 1 t/m 4, waaronder ook de *ontwerpongevallen* of '*design basis accidents*', heeft veel overeenkomst met die van grote ongevallen. Voor dergelijke ongevallen wordt in § 3.7 aangegeven hoe een analyse moet worden uitgevoerd.

De Standaards, Aanbevelingen en Voorschriften in deze handreiking zijn alleen van toepassing op de schatting van radiologische risico's van ongevallen die op INES kunnen worden ingedeeld. Dit zijn de risico's van de blootstelling aan de *directe straling* vanuit de reactorgebouwen (de gebouwen als stralingsbron) en de *stralingsbelasting* veroorzaakt door in de omgeving vrijgekomen radionucliden. Risico's als gevolg van bijvoorbeeld het vrijkomen van chemotoxische stoffen of eventuele explosies vallen buiten het kader van de handreiking. Ook is de handreiking gericht op het kwantificeren van groeps- en individueel risico. Deterministische berekeningen in zogenoemde 'real time' toepassingen, bijvoorbeeld in het kader van ongevalsbegeleiding, hebben specifieke kenmerken die voor een deel een andere aanpak noodzakelijk maken.

In een niveau-3 PSA wordt een breed spectrum van brontermen beschouwd. Een dergelijk brontermspectrum omvat zowel kleine brontermen waarbij een kleine fractie van de kerninventaris wordt geloosd als grote brontermen waarbij een groot deel van de kerninventaris naar buiten komt. Elk type bronterm stelt weer andere eisen aan de berekeningen. Niet alle brontermen dragen in dezelfde mate bij aan het totale risico van een kerncentrale. Daarom worden bepaalde aspecten van een berekening die alleen van belang zijn voor de minder **belangrijke** brontermen wat globaler aangegeven.

Veel ervaring en kennis over het belang van bepaalde brontermen en blootstellingswegen en de daarmee in het verleden gemaakte keuzen bij de ontwikkeling van rekenprogramma's zijn vooral gebaseerd op standaard-sets brontermen (bijv. uit WASH-1400 [19]). Niveau-3 PSA rekenprogramma's zijn zo opgezet dat ze een dergelijke set brontermen goed aankunnen.

De ervaring heeft geleerd dat de risico's van een kerncentrale vooral worden bepaald door lozingen in de atmosfeer. Lozingen in de bodem en het oppervlaktewater spelen voor het risico voor de bevolking een ondergeschikte rol en zijn daarom geen onderwerp van deze handreiking.

Andere keuzes hangen direct samen met de Nederlandse risicobenadering. Deze benadering legt door het groepsrisico bij grote ongevallen de nadruk op gebeurtenissen met kleine-kansen en grote-gevolgen. Vanwege deze nadruk worden hoge eisen gesteld aan de modellering van vooral de deterministische gevolgen op korte afstand van de centrale. Dit betekent ook dat overwegingen die in andere studies hebben geleid tot de conclusie dat bepaalde verbeteringen weinig invloed hebben op de eindpunten van een niveau-3 PSA nader zijn bezien. De eindresultaten waarop getoetst wordt in internationale PSA codes en de daarbij gehanteerde uitgangspunten zijn niet in alle gevallen voor Nederland van belang. In het voor deze handreiking uitgevoerde onderzoek [20], [13], [15], [14] zijn de diverse modellen voor het uitvoeren van een niveau-3 PSA op dat aspect onderzocht.

1.5.3 Uitgangspunten en opzet van de handreiking

Uitgangspunt 1

De Handreiking niveau-3 PSA sluit zoveel mogelijk aan bij de verspreidingsmodellen, rekenmethoden en parameters voor een *andere analyse* van reguliere emissies in het kader van de Vbs [10], DOVIS-A [11] en het NNM [5].

Uitgangspunt 2

De handreiking wordt opgesteld om een goede schatting mogelijk te maken van het groepsrisico, het maximaal individueel risico en de dosis bij ontwerpgevallen. Dat de gemaakte keuzes een optimistische of conservatieve invloed hebben op de bepaling van *andere* eindpunten moet daarbij voor lief worden genomen.

Naast de genoemde eindpunten groepsrisico en maximaal individueel risico kunnen er per analyse, afhankelijk van het doel van de analyse, aanvullende eindpunten worden vastgesteld. Hierbij moet worden gedacht aan de collectieve dosis en de besmetting van de bodem, evenals de invloed van maatregelen.

Uitgangspunt 3

In Nederland wordt ook gebruik gemaakt van internationaal beschikbare niveau-3 PSA rekenprogramma's. Aanpassingen van die programma's zijn niet eenvoudig te realiseren, zodat de handreiking terughoudend moet zijn met strikte eisen tot implementatie van specifiek Nederlandse modellen.

Hoewel er binnen Nederland allerlei ontwikkelingen op modelgebied plaatsvinden die ook een rol spelen in een niveau-3 PSA, is en wordt er binnen Nederland geen rekenprogramma ontwikkeld met geavanceerde niveau-3 PSA functionaliteiten zoals MACCS2 [17] of COSYMA [16] die hebben. De grote kracht van die programma's is de mogelijkheid tot het analyseren van een groot aantal eindpunten. Om dat te bereiken zijn er bij de ontwikkeling van die programma's uitgangspunten gehanteerd die alle eindpunten tot hun recht willen laten komen en is geen prioriteit gegeven aan de criteria groepsrisico en maximaal individueel risico.

Indien de 'internationale praktijk' het eindpunt overschat, is de gebruiker vrij dit te accepteren dan wel het in de handreiking gegeven advies op te volgen. Indien de praktijk echter het eindpunt onderschat (gelet op groepsrisico en maximaal individueel risico), dan moet de gebruiker het in deze handreiking beschreven voorschrift volgen.

Uitgangspunt 4

Als op andere beleidsterreinen in Nederland ontwikkelingen plaatsvinden die relevant zijn voor een niveau-3 PSA, moeten deze ook bij niveau-3 PSA rekenprogramma's worden toegepast.

Opzet van de handreiking

De beschrijving in deze handreikingen maakt gebruik gemaakt van *standaarden*, *verfijningen* en *voorschriften*. Het gebruik hiervan is in overeenstemming met de definities in DOVIS-A [11].

Standaard: De *standaard* wordt geacht voor de meeste vergunningssituaties een realistische doch conservatieve schatting van de dosis en het risico op te leveren. De *standaard* sluit aan bij de gebruikelijke nationale en internationale methoden en modellen. Ook in die gevallen waarbij nog onvoldoende kennis beschikbaar is, wordt de *standaard* gevolgd. De verwachting is dat voor de meeste berekeningen de *standaard* voldoende zal zijn.

Verfijning: Een verfijning mag gebruikt worden als (de vergunningaanvrager kan aantonen dat) de *standaard* een relevante overschatting van de berekende dosis oplevert. Dit is bijvoorbeeld het geval wanneer de *standaard* conservatieve resultaten oplevert voor het groepsrisico of het maximaal individueel risico. Een ander voorbeeld is dat de *standaard* geen modellen geven, zoals voor deterministische effecten.

Voorschrift: Onafhankelijk van de feitelijke situatie moet bij de dosisberekeningen uitgegaan worden van de randvoorwaarden die in voorschriften gegeven worden.

De handreiking verwijst voor getallen en limieten zoveel mogelijk naar bestaande wetgeving en richtlijnen. Deze handreiking zal dan actueel blijven, ook als de getallen en limieten worden aangepast.

2 Overzicht van een niveau-3 PSA

2.1 Motivatie voor het uitvoeren van een niveau-3 PSA

Een niveau-3 PSA wordt om vele redenen uitgevoerd. De belangrijkste motivatie is dat de resultaten van de niveau-3 PSA worden getoetst aan de Nederlandse risico-normen voor het groepsrisico en het maximaal individueel risico. De resultaten worden vastgelegd in het Veiligheidsrapport van de installatie.

De beheerder van een nucleaire inrichting kan bovendien een *living PSA* onderhouden. De in het veiligheidsrapport vastgelegde PSA is een omhullende voor alle in de toekomst verwachte operationele toestanden van de inrichting. In een *living PSA* gebruikt de beheerder de actuele situatie van alle systemen, en past deze aan als de toestand zich wijzigt. Deze *living PSA* laat zien wat het voor de veiligheid betekent als een veiligheidssysteem defect is of voor onderhoud tijdelijk uit bedrijf genomen wordt. Ook bij het plannen van werkzaamheden kan de *living PSA* gebruikt om de veiligheid zo hoog mogelijk te houden.

In het bijzonder als de faalkansen van (hulp-)systemen wijzigen kan met behulp van de *living PSA* meestal vrijwel direct (zonder complexe en langdurige berekeningen) de invloed op de actuele kernsmeltfrequentie, het individueel risico en het groepsrisico berekend worden.

Ook wordt de niveau-3 PSA vaak gebruikt voor het schatten van (economische) schade door grote ongevallen, en voor het opstellen van rampenbestrijdingsplannen.

2.2 Ongevalslozingen en blootstellingswegen

De beschrijving van de wijze waarop en de omstandigheden waaronder radionucliden in de omgeving terechtkomen, wordt, zowel bij reguliere emissies als ongevallen, 'lozing', 'vrijzetting' of 'emissie' genoemd. Bij ongevalsanalyses wordt hiervoor ook de term 'bronterm' gebruikt.

Lozingen

De lozingen die tot een blootstelling van personen aan radioactieve stoffen kunnen leiden zijn, evenals bij de 'nadere analyse' van reguliere emissies conform DOVIS-A, de volgende:

- ongevalslozingen van radioactief materiaal in lucht
- ongevalslozingen van radioactief materiaal in het oppervlaktewater en lozing in het riool
- ongevalslozingen van radioactief materiaal in de bodem
- door ongevallen verhoogd stralingsniveau rond een bron en de daarmee samenhangende directe straling naar de omgeving (de 'externe straling').

Blootstellingswegen

Blootstelling aan radioactieve straling in het milieu kan gezondheidsschade veroorzaken. Deze radiologische belasting wordt gekwantificeerd met de 'effectieve dosis', in deze handreiking verder aangeduid als 'dosis'. De te beschouwen blootstellingswegen zijn, evenals bij de 'nadere analyse' van reguliere emissies conform DOVIS-A, de volgende:

- Directe γ - en β -straling vanuit de overtrekkende wolk of pluim. De radiologische belasting van personen als gevolg van deze straling wordt de wolkdosis genoemd (§ 3.4.4).
- Directe γ - en β -straling vanaf de met radioactieve stoffen besmette bodem. De radiologische belasting van personen als gevolg van deze straling wordt de grond dosis genoemd (§ 3.4.5).
- Interne straling door tijdens het overtrekken van de wolk geïnhaleerde radioactieve stoffen. De radiologische belasting van personen hiervan het gevolg is, wordt de inhalatie-dosis genoemd (§ 3.4.6).
- Interne straling door ingestie van met radioactieve stoffen besmet voedsel (inclusief drinkwater). De radiologische belasting van personen wordt de ingestiedosis genoemd (§ 3.4.10).
- Afhankelijk van de beschouwde brontermen kan ook nog de interne bestraling door inhalatie van vanaf de besmette bodem geresuspendeerde radionucliden een radiologische belasting veroorzaken, de resuspensiedosis (§ 3.4.9).
- Externe γ - en β -straling vanaf de besmette kleding en huid kan een radiologische belasting in de vorm van een huid-dosis geven (§ 3.4.8).
- Directe blootstelling van personen aan de straling van radioactieve materialen in een installatie of inrichting geeft een radiologische belasting in de vorm van een externe stralingsdosis.

Een blootstellingsweg (vaak ook als blootstellingspad aangeduid) omvat zowel⁶ de verspreiding van radioactieve stoffen in het milieu als de wijze van blootstelling daaraan. Onderstaande paragrafen beschrijven de blootstellingswegen bij de verschillende lozingsvormen.

2.2.1 Blootstelling door lozing van radioactieve stoffen in de lucht

Ongevalslozingen in lucht vinden plaats ofwel via een schoorsteen of ander lozingspunt dat eventueel is voorzien van een filterinstallatie, ofwel door geleidelijk vrijkomen van radioactieve gassen en aerosolen uit een gebouw waarin zich een ongeval heeft afgespeeld, ofwel door het vrijkomen van radioactieve gassen en aerosolen als deel van de rookgassen bij een uitslaande brand.

⁶ Hierbij wordt aangesloten bij de internationaal gebruikelijke inhoud van 'exposure pathway'. DOVIS-A [11] gebruikt 'blootstellingsweg' uitsluitend voor het laatste deel van de blootstellingsketen, de wijze van blootstelling van een persoon aan activiteit in het milieu. In de praktijk leidt dit zelden tot verwarring.

Deze Handreiking geeft in de volgende hoofdstukken een vrij uitvoerige beschrijving van de lozingsgegevens die nodig zijn om de niveau-3 PSA te kunnen uitvoeren (de 'bronterm').

2.2.2 Blootstelling door lozing van radioactieve stoffen in het oppervlaktewater of het riool

Lozingen in oppervlaktewater vinden plaats via riolering en afvalwaterzuivering of direct op het oppervlaktewater. Reguliere lozingen op het oppervlaktewater of het riool worden onder vergunningsvoorwaarden toegestaan, meestal gelimiteerd per lozingbron.

Bij een PSA worden ongevalslozingen op het oppervlaktewater zelden beschouwd, de niveau-3 PSA handreiking beperkt zich tot ongevalslozingen in de lucht. De reden hiervoor is dat bij een ongevalslozing op het oppervlaktewater de directe levenssfeer van individuen niet bedreigd wordt, terwijl dat bij lozing in de lucht wel het geval is (bijvoorbeeld door inademing van radioactieve stoffen in het woongebied). Indirecte blootstelling is in principe wel mogelijk, bijvoorbeeld door besmetting van drinkwater en voedsel (rechtstreeks: vis; niet-rechtstreeks: door gebruik van slib of water als irrigatie of grondverbeteraar), maar deze blootstelling kan met maatregelen relatief eenvoudig effectief beperkt worden. Het uitvoeren van dergelijke maatregelen kan echter wel kostbaar zijn, waardoor de schade door ongevalslozingen op oppervlaktewater naar verwachting vooral op economisch vlak ligt.

In geval van een niveau-3 PSA die gericht is op het bepalen van individueel risico en groepsrisico moet onderzocht worden of lozingen op het oppervlaktewater of het riool (besmet bluswater) relevant kunnen bijdragen aan het risico; wanneer ook ongevalslozingen naar de lucht mogelijk zijn, zullen die in de meeste gevallen het risico domineren.

2.2.3 Blootstelling door lozingen van radioactiviteit in de bodem

Verontreinigd water dat weglekt uit de inrichting en niet wordt opgevangen om op gecontroleerde wijze te worden verwerkt, zal vanuit de installatie de bodem binnendringen. Op enkele meters diepte mengt het verontreinigde water met het grondwater en zullen de radioactieve stoffen in het water uiteindelijk via grondwaterstromingen, een sloot, kanaal, beek of rivier in zee terechtkomen. Een andere mogelijkheid is een stortplaats waaruit door uitloging (radioactieve) stoffen zouden kunnen vrijkomen, die vervolgens via het grondwater afgevoerd worden.

Op dit moment zijn reguliere lozingen naar de bodem niet toegestaan en zelfs niet vergunbaar, behalve voor zeer kleine hoeveelheden (Bbs [9], artikel 10.5). Installaties moeten zo ontworpen zijn dat er geen lekkage optreedt. Bij stortplaatsen geldt een zero-emission beheer: onder de stortplaats is een drainagesysteem aangebracht dat uitgelogde stoffen opvangt. Het water uit het drainagesysteem wordt gereinigd en gecontroleerd afgevoerd. Er bestaan dan ook geen rekenregels voor deze blootstellingsweg.

Ongevallen waarbij besmet water weglekt naar de bodem zijn niet uit te sluiten. Dit betreft niet alleen besmet 'proceswater', maar ook eventueel besmet bluswater. Wat betreft de risico's geldt ook hier dat de directe levenssfeer van individuen niet onmiddellijk bedreigd wordt. Op de langere termijn is het echter wel mogelijk dat radioactieve stoffen de directe levenssfeer van individuen bereiken door grondwaterstroming. Na een ongeval met weglekkend besmet water moet de bodem en het grondwater gereinigd worden.

2.2.4 Blootstelling aan externe straling vanuit een inrichting

Externe straling vanuit een inrichting kan in potentie een aanzienlijke stralingsbelasting veroorzaken. Bij ongevallen kan de benodigde afscherming van een stralingsbron wegvallen (door bijvoorbeeld brand, mechanische impact, aardbevingen, of menselijk falen). Bovendien kan bij een ongeval in een installatie een groot deel van het radioactief materiaal neerslaan op muren, plafonds en vloeren, of achterblijven in het filterhuis. Voor die gevallen moet de straling van deze stralingsbronnen meegeteld worden bij de dosis en risico's voor omwonenden en passanten. Bij een *nadere analyse* van reguliere blootstellingen aan ioniserende straling vereist de Vbs [10] de toepassing van de rekenregels uit DOVIS-B [12].

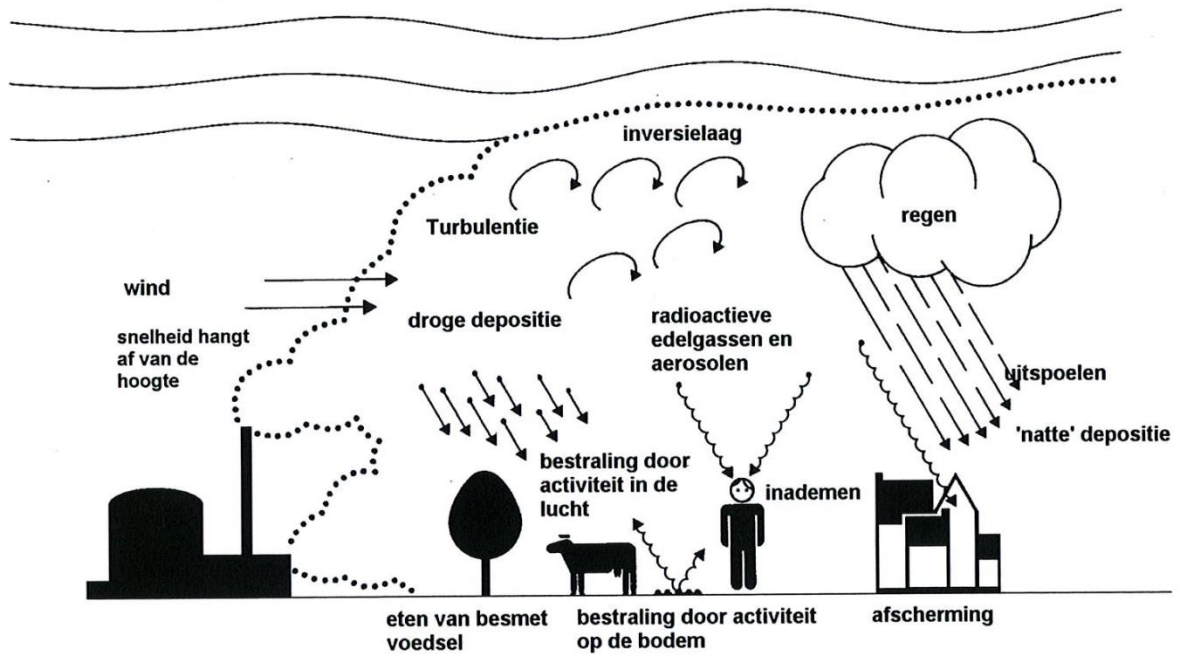
2.3 Conceptuele modellen niveau-3 PSA

In de richtlijn niveau-3 PSA uit 1993 werd feitelijk alleen de modellering van ongevalslozingen in lucht besproken. In deze paragraaf worden de conceptuele modellen besproken die hieraan ten grondslag liggen.

Voor de volledigheid is een beschrijving van de conceptuele modellen voor verspreiding via water (aquatische blootstellingsweg) en de externe straling toegevoegd. De reden om de conceptuele modellen hier te bespreken is dat die blootstellingswegen in sommige specifieke gevallen niet verwaarloosd mogen worden in een PSA-3. Als standaard voor de berekening van de dosis is voor deze paden de verwijzing naar DOVIS-A en DOVIS-B voldoende. Buiten deze paragraaf zal de voorliggende handreiking niveau-3 PSA, net als de richtlijn uit 1993, niet verder ingaan op de precieze modellering van het aquatisch pad en de externe straling.

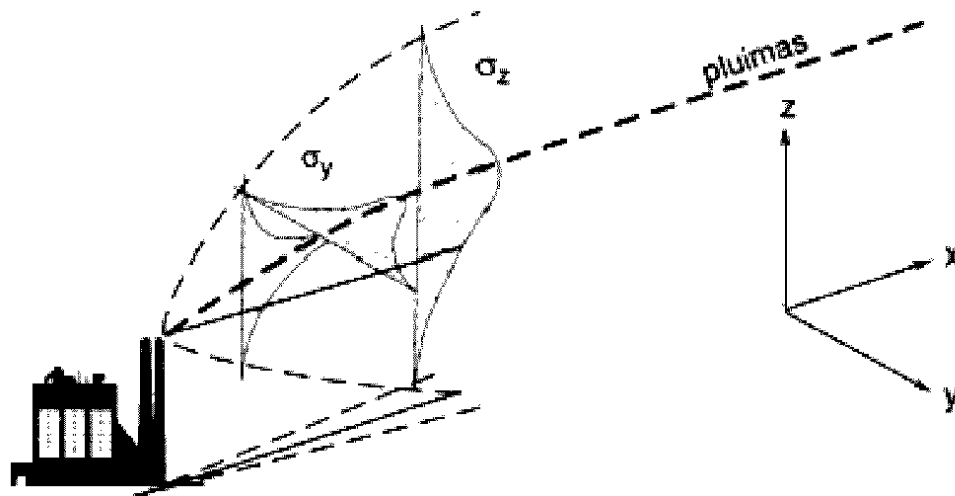
2.3.1 Ongevalslozingen van radioactief materiaal in lucht

Onderstaand figuur geeft een overzicht van de in de niveau-3 PSA te modelleren processen bij ongevalslozingen in de lucht.



Figuur 2-1 Te modelleren processen bij ongevalslozingen in de lucht

Het model voor de verspreiding in de lucht is een Gaussisch pluimmodel. Bij emissie uit een puntbron vormt zich een verbredende pluim. Deze pluim zal gedurende de emissie niet altijd dezelfde positie houden vanwege fluctuaties in de windrichting. De over de duur van de lozing gemiddelde concentraties kunnen benaderd worden met een Gaussische geometrie, de Gauss-pluim, waarbij de gemiddelde concentraties aan de rand van de pluim lager zijn dan die op de plaats van de pluimas. Vanwege de statistische aard van de verbreding van de pluim met de afstand en de windrichtingfluctuaties heeft de pluim zowel verticaal als horizontaal de vorm van de normale verdeling, ook wel de Gaussverdeling genoemd. Dit is geïllustreerd in de onderstaande figuur.



Figuur 2-2 De basis van het Gaussisch pluimmodel (Infomil, 1998)

De verspreidingsberekening resulteert uiteindelijk in statistieken van de concentraties (in de lucht en op de bodem) in de omgeving van de bron. Uit deze statistieken kan een jaargemiddelde afgeleid worden, maar ook percentielen en overschrijdingskansen.

Wanneer van een radioactieve stof de concentratie in de lucht en op de bodem bekend is, kan bepaald worden hoe groot de effectieve dosis is. De effectieve dosis is een maat voor de schade veroorzaakt door de straling die een persoon ontvangt. Hierbij is gecorrigeerd voor de verschillende biologische effecten van de verschillende soorten ioniserende straling. De effectieve dosis wordt uitgedrukt in sievert.

De grootte van de effectieve dosis wordt niet alleen bepaald door de concentraties van radioactieve stoffen in de omgeving van een persoon, maar ook door de biologische eigenschappen van een persoon (zoals leeftijd en geslacht) en de leefgewoonten van een persoon.

Een belangrijk deel van de parameters rond de blootstelling zijn beleidsmatig vastgelegd. Het betreft bijvoorbeeld de keuze van het voedselpakket, het ademhalingsstempo, drinkwaterconsumptie, de regio waaruit voedingsproducten verkregen worden en de te gebruiken dosiscoëfficiënten. In sommige gevallen wordt uitgegaan van de aandachtsgroep kinderen, in het bijzonder bij risicoberekeningen. Kinderen lopen bij dezelfde dosis een groter risico.

2.3.2 Ongevalslozingen van radioactief materiaal in water en/of de bodem

De aquatische blootstellingsweg betreft het pad dat radionucliden afleggen vanaf het moment van lozing in water tot het moment van blootstelling van een individu. Meestal levert consumptie van vlees

en melk (besmet via zuiveringsslib) en zoetwatervis (besmet na directe lozing op het oppervlaktewater) de belangrijkste bijdrage aan de blootstelling via de aquatische blootstellingsweg.

In sommige gevallen kan deze aquatische blootstellingsweg via oppervlaktewater relevant zijn, zoals bij het ontwerpongeval 'lekkage van een tank met vloeibaar afval'. Als bij een ongeval een lozing in water optreedt, kan de dosis volgens de methode beschreven in DOVIS-A [11] berekend worden.

Daarnaast zou verontreinigd water naar het grondwater kunnen weglekken. Omdat dit als reguliere lozing niet is toegestaan, levert DOVIS-A daarvoor geen model. Om de verspreiding te berekenen is een grondwaterstromingsmodel nodig. Voor grondwaterstroming in Nederland beheert Deltares het zgn. NHI model. Als screeningmodel kan ter beoordeling van de dosis/risico relevantie het zeer eenvoudige ERB1b model van het IAEA [21] gebruikt worden. In deze (zeer conservatieve) screening wordt aangenomen dat alle bij het ongeval geloosde nucliden opgenomen worden in een grondwaterstroom van 10.000 m³/jaar en dat de blootstelling plaatsvindt door consumptie (per persoon) van 1,2 m³/jaar van daaruit opgepompt water.

2.3.3 Blootstelling aan externe straling vanuit een inrichting

Oppervlakken die na een ongeval besmet zijn geraakt, zijn bronnen van ioniserende straling. Voor de dosisberekening daarvoor verwijst DOVIS-A naar DOVIS-B [12]. In termen van DOVIS-B kunnen besmette oppervlakken als 'open bronnen' beschouwd worden. Een ander ongevalstype bestaat uit ongevallen waarbij de afscherming rond een ingekapselde bron wegvalt, waarna onder normale gebruiksomstandigheden het vrijkomen van de radioactiviteit niet kan worden uitgesloten. Zowel bij ingekapselde bronnen als bij open bronnen is de dosis aan de terreingrens door externe blootstelling vrijwel uitsluitend het gevolg van blootstelling aan γ -straling.

Het dosistempo als functie van de afstand tot de bron wordt bepaald door de ruimtelijke verdeling van de uitgezonden straling en de geometrie van het stralingsveld. Die geometrie is afhankelijk van de vorm en afmetingen van de bron en is te benaderen door een van de vijf volgende modellen:

1. Puntbron (bolsymmetrisch veld)
2. Lijnbron (cilindersymmetrisch veld)
3. Oppervlaktebron (uniform, homogeen veld)
4. Bundel (stralingsveld binnen een beperkte openingshoek)
5. Volumebron (bron met grote afmetingen en meestal geen symmetrisch veld)

Deze 'bronnen' zijn wiskundige modellen voor het stralingsveld van een fysische stralingsbron en beschrijven, voor een willekeurig punt buiten de bron, het dosistempo als een eenvoudige functie van de positie (afstand) van dit punt tot de bron.

Afscherming

Het dosistempo aan de terreingrens als gevolg van een op de locatie aanwezige bron van ioniserende straling wordt beïnvloed door de objecten die tussen de bron en de dichtstbijzijnde terreingrens staan, waardoor de straling wordt verstrooid en afgeschermd. Voorbeelden daarvan zijn gebouwen tussen de bron en de dichtstbijzijnde terreingrens, of de muur van het gebouw waarin de bron zich bevindt. Bij grote afstanden tussen bron en terreingrens mag ook met de afscherming door lucht rekening worden gehouden.

De mate van afscherming van straling door een object, zoals bijvoorbeeld een muur, hangt af van het materiaal en de dikte van die muur, als ook van het type straling en de energie daarvan.

Bij het beschouwen van afscherming moet rekening worden gehouden met verstrooiing van straling aan de lucht. Een persoon achter een afschermende muur kan worden blootgesteld aan straling vanuit de bron als gevolg van stroostraling vanuit de lucht erboven (skyshine). Op vergelijkbare wijze kan ook een plafond boven een bron als een soort 'reflector' van straling optreden.

De standaard PSA-3 rekenprogramma's kunnen niet gebruikt worden voor het berekenen van de dosis door directe straling van bronnen. Voor eenvoudige geometrieën kan de dosis met de rekenregels uit DOVIS-B berekend worden, voor ingewikkelde geometrieën is speciale programmatuur beschikbaar zoals MicroShield en MCNP. Sommige onderzoeksinstituten beschikken ook over 'in-house' programma's.

De dosis van directe straling moet opgeteld worden bij de dosis (inhalatie, ingestie, enz.) berekend met het PSA-3 programma en getoetst worden aan de dosisnormen. Bij de risico-evaluaties moet de dosis door directe straling meegenomen worden in de risicoberekening.

2.4 Eindpunten van de niveau-3 PSA

De rekenprogramma's die gebruikt worden voor het uitvoeren van een niveau-3 PSA kunnen een of meer van de volgende berekeningsresultaten produceren:

- per bronterm, de besmetting van de bodem in de vorm van een statistische verdeling samenhangend met de verschillende weersomstandigheden die mogelijk zijn tijdens de lozing.
- per bronterm, de dosis die een individu buiten de inrichting kan ontvangen, in de vorm van een statistische verdeling samenhangend met de verschillende weersomstandigheden die mogelijk zijn tijdens de lozing.
- per bronterm, de collectieve dosis die een groep van individuen kan ontvangen, in de vorm van een statistische verdeling samenhangend met de verschillende weersomstandigheden die mogelijk zijn tijdens de lozing.

- per bronterm, een verhoogde kans op, of de ernst van gezondheidseffecten voor een individu buiten de inrichting, in de vorm van een statistische verdeling samenhangend met de verschillende weersomstandigheden die mogelijk zijn tijdens de lozing.
- per bronterm, het risico dat een individu buiten de inrichting loopt als het ongeval plaatsvindt, uit te drukken als het (plaatsgebonden) conditionele individuele risico en het conditionele groepsrisico.
- voor het volledige brontermspectrum, het risico dat een individu buiten de inrichting loopt, uit te drukken als (plaatsgebonden) individuele risico en het groepsrisico.
- per bronterm en weersconditie, de grootte van gebieden waar interventieniveaus voor het nemen van beschermende maatregelen overschreden worden (zoals schuilen, evacuatie, decontaminatie, relocatie en voedselcontrole).
- het effect van geplande maatregelen op de risico's.
- per bronterm en weersconditie, de kosten van gezondheidseffecten en maatregelen.

Merk op dat bij de diverse rekenprogramma's vaak verschillende keuzes zijn gemaakt om statistische verdelingen weer te geven. Dit verschil betreft niet zozeer de presentatie zelf (deze is altijd in de vorm van gemiddeldes, percentielen en/of een CCDF - zie de begrippenlijst), maar de onderliggende grootte. Bijvoorbeeld, de weersconditie-afhankelijke statistische verdeling van een dosis bij één bronterm kan de dosis op een roosterpunt betreffen, of de dosis gemiddeld over een gebied of de maximale dosis in een gebied.

2.5 Toetsing aan wettelijk kader

De uitkomsten die getoetst worden aan de criteria uit het Bkse [8] zijn:

1. Voor het volledige brontermspectrum van alle buiten-ontwerpongevallen: het risico dat individuen buiten de inrichting lopen, uit te drukken als (plaatsgebonden) individuele risico en het groepsrisico.
2. Per bronterm per ontwerpongeval, de maximale dosis die een individu op een willekeurige locatie buiten de inrichtingsgrens kan oplopen, in de vorm van een statistische verdeling van deze maxima samenhangend met de verschillende weersomstandigheden die mogelijk zijn tijdens de lozing.

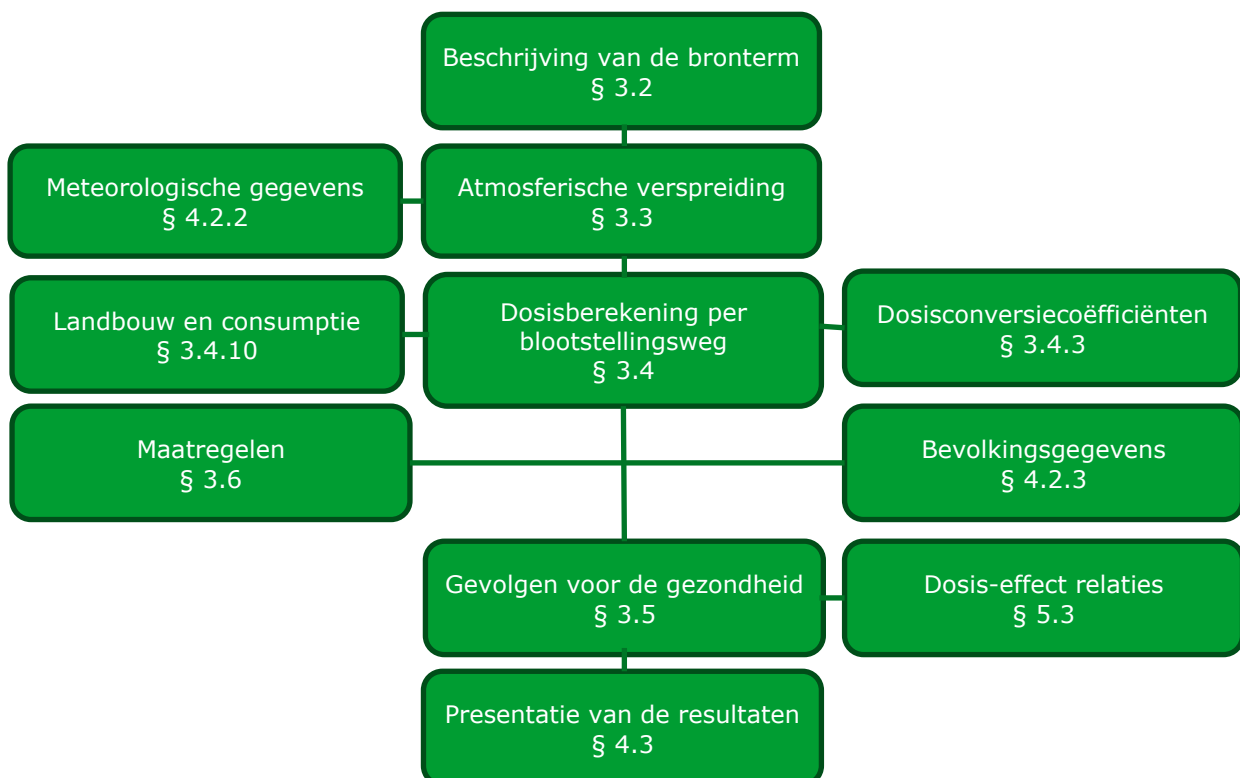
3 Modellen en modelparameters

In dit hoofdstuk worden voor de diverse onderwerpen die te hanteren modellen besproken, inclusief de in die modellen gebruikte parameters. Volgens de standaarden hoeft niet altijd gebruik te worden gemaakt van de meest geavanceerde modellen. Afhankelijk van de beschouwde eindpunten (deterministische of stochastische gevolgen, bodembesmetting) en de gevoeligheid van die eindpunten voor de keuze van een bepaald model moet een meer of minder geavanceerde modellering worden toegepast. In de bestaande rekenprogramma's zit nogal wat conservatisme ingebouwd met een grote invloed op juist die eindpunten die worden getoetst aan het Nederlandse groepsrisicocriterium.

Zoals in hoofdstuk 1 is aangegeven, gebruikt de handreiking drie klassen van voorschriften: Standaards, Verfijningen en Voorschriften.

3.1 Onderdelen van een niveau-3 PSA

In **Figuur 3-1** is een overzicht gegeven van de onderdelen van een niveau-3 PSA.



Figuur 3-1 Indeling van een niveau-3 PSA

3.2 Het brontermspectrum

De beschrijving van de wijze waarop en de omstandigheden waaronder radionucliden in de omgeving terecht komen, wordt de 'bronterm' of het 'brontermspectrum' genoemd. De eerste term wordt gebruikt als lozingen worden beschouwd van specifieke ongevalsscenario's. De tweede term omvat alle brontermen van een installatie. Een bronterm omvat de volgende elementen:

1. Het lozingspunt: de ventilatieschacht, via openingen in de gebouwen, via het koelwater naar het oppervlaktewater en direct naar de bodem.
2. De omvang en samenstelling van de lozing.
3. De chemische vorm waarin de radionucliden worden geloosd.
4. De deeltjesgrootteverdeling van de geloosde nucliden.
5. De warmte-inhoud.
6. De vochtigheid van de lozingswolk.
7. Het tijdsverloop van de lozing.
én
8. De kans waarmee een bepaalde bronterm optreedt.

Hoewel het begrip 'bronterm' vaak wordt gebruikt in de betekenis van "lozing van radioactieve stoffen", is het niet een op zichzelf staande grootheid. De elementen die onder het begrip 'bronterm' moeten worden gespecificeerd, worden bepaald door de mate van detaillering van de niveau-3 PSA. Afhankelijk van het doel van die niveau-3 PSA (zie ook hoofdstuk 4) zijn meer of minder van de bovenstaande installatie-specifieke gegevens nodig. Ook moet de lijst bij verdere ontwikkelingen van de methoden en modellen voor een niveau-3 PSA worden aangevuld met de voor die modellen noodzakelijke parameters. Hierbij valt bijvoorbeeld te denken aan de vochtigheid van de pluim, een grotere detaillering van de chemische samenstelling, of een betere beschrijving van de afmetingen en de plaats van de diverse gebouwen. In de volgende paragrafen worden de belangrijkste brontermgegevens besproken. Hierbij wordt aangegeven in welke rekenstap van een niveau-3 PSA deze gegevens een rol spelen.

3.2.1 Het lozingspunt

De hoogte van het lozingspunt in relatie tot de hoogte van de bebouwing speelt een belangrijke rol. Een hoge lozing vindt meestal plaats via de ventilatieschacht. Hierbij wordt de bron opgevat als een puntbron die geen invloed ondervindt van de lager gelegen gebouwen. Bij een lozing vanuit de gebouwen zorgen die gebouwen voor een initiële verdunning van de geloosde stoffen en een extra verbreding van de lozingspluim. Hierdoor is op korte afstand de concentratie in de pluim lager dan die zou zijn bij een puntbron op dezelfde hoogte en is het door de pluim bestreken gebied groter. De gegevens over het lozingspunt zijn nodig voor de analyse van de atmosferische verspreiding (§ 3.3) en de invloeden van de gebouwen op die verspreiding (§ 3.3.8).

3.2.2 De omvang en samenstelling van de lozing

De gegevens over omvang en samenstelling van de lozing zijn afkomstig van een niveau-2 PSA.

De omvang van de lozing bepaalt of er alleen stochastische gevolgen te verwachten zijn, of dat ook deterministische gevolgen mogelijk zijn. Afgezien van een eventuele reductiefactor (*DDREF*) voor lage LET-straling bij lage doses of een laag dosistempo zijn stochastische gevolgen lineair met de dosis en dus met de omvang van de lozing.

De ernst van deterministische gevolgen als functie van de dosis vertoont over het algemeen een sterke stijging in een relatief smal dosisgebied. Dit dosisgebied wordt gekarakteriseerd door de LD_{50} , de dosis waarbij de helft van de daaraan blootgestelde personen overlijdt. Beneden de ondergrens van het dosisgebied (ook wel de *drempeldosis* genoemd) zijn de betreffende gevolgen vrijwel nihil, boven de bovengrens treedt sterfte vrijwel altijd op. Dit zorgt er ook voor dat het aantal deterministische effecten zeer gevoelig is voor de omvang van de lozing. Daarnaast zijn de LD_{50} en de drempeldosis sterk afhankelijk van het dosistempo.

De samenstelling van de lozing bepaalt in grote mate welke blootstellingswegen belangrijk zijn. Over het algemeen wordt de omvang van de lozing gegeven als fractie van de nuclideninventaris aan het begin van het ongeval. Dit betekent dat de inventaris bekend moet zijn.

3.2.3 De chemische vorm van de geloosde radionucliden

De chemische vorm waarin de nucliden worden geloosd speelt een rol bij depositieprocessen en *dosisconversiecoëfficiënten*. In de meeste rekenprogramma's wordt voor de depositie slechts een beperkt aantal nuclidengroepen onderscheiden waarbij de chemische eigenschappen een rol spelen bij de indeling. De chemische vorm heeft ook invloed op het gedrag in de bodem na depositie. Bij gebrek aan informatie (wat betreft chemie) wordt meestal alleen bij jodium rekening gehouden met de verschillende vormen: organisch, elementair en gebonden aan een aerosol.

De chemische vorm van geïnhaleerde aerosolen bepaalt de tijd die nodig is om dat aerosol weer uit de long te verwijderen. Volgens het vigerende longmodel [22] worden de verschillende chemische vormen van de radionucliden hiertoe ingedeeld in drie klassen F, M en S, welke staan voor 'fast', 'medium' en 'slow'. De Vbs [10] verwijst naar ICRP Publication 119 [23] waarin voor de meeste chemische elementen wordt aangegeven welke inhalatieklassen gebruikt kunnen worden, afhankelijk van de chemische verbinding waarin het element wordt vrijgezet.

3.2.4 De deeltjesgrootteverdeling van de geloosde nucliden

De deeltjesgrootte van de geloosde aerosol beïnvloedt onder andere de depositie (§ 3.3.9) en de dosis per eenheid van inname (§ 3.4.6). Voor een *standaard*-analyse wordt uitgegaan van middelfijn stof [11].

3.2.5 De warmte-inhoud

Als de lozing warmte bevat, wordt bij een lozing via de ventilatieschacht de pluimstijging op een simpele wijze in rekening gebracht (§ 3.3.5). Bij een lozing tussen de gebouwen treedt over het algemeen geen pluimstijging op, zelfs niet als de geloosde pluim warmte bevat. Pas bij zeer grote warmte-inhoud zal (een deel van) de pluim opstijgen (§ 3.3.6). Afgezien van brand treedt een dergelijk scenario alleen op bij zeer grote brontermen.

Meestal wordt aangenomen dat een stijgende pluim niet door de top van de menglaag breekt. Bij een pluim met een zeer grote warmte-inhoud is dat echter wel mogelijk (§ 3.3.7).

De initiële impuls van de lozing speelt in principe ook een rol bij de pluimstijging. Omdat de richting van deze impuls bij een lozing tussen de gebouwen niet bekend is, wordt deze bijdrage over het algemeen verwaarloosd.

3.2.6 De vochtigheid van de lozingswolk

Het beschouwen van de vochtigheid van de lozingswolk is een nog onontgonnen gebied binnen de niveau-3 PSA. Het effect van waterdruppeltjes en waterdamp in de lozingspluim is tweeledig: in een warme pluim kunnen waterdruppeltjes verdampen en daarmee de effectieve pluimstijging verlagen, terwijl het ook mogelijk is dat door afkoeling in de pluim waterdamp condenseert en druppeltjes worden gevormd die via natte depositie de bodem dicht bij het lozingspunt extra besmetten en de inhoud van de pluim doen afnemen. De invloed van deze effecten op de eindpunten is complex. Omdat er nog geen modellen voor deze processen beschikbaar zijn voor gebruik in een niveau-3 PSA, wordt in deze handreiking vochtigheid van de lozingswolk verder niet beschouwd.

3.2.7 Het tijdsverloop van de lozing

Het tijdsverloop van de lozing heeft door het radioactief verval invloed op de totale omvang van de lozing. Daarnaast heeft de lozingsduur invloed op het gebied dat door de lozingspluim wordt bestreken. Ook de uitvoering en effectiviteit van maatregelen wordt door het tijdsverloop beïnvloed.

Lozingen na ongevallen met kerncentrales variëren in tijdsduur van minder dan een uur tot vele dagen. Dit heeft grote consequenties voor de risicoberekeningen. De meeste rekenprogramma's zijn opgezet voor relatief kortdurende brontemen (tot ca. 10 uur), waarbij dan wordt aangenomen dat de variaties in de windrichting tijdens de lozing niet al te groot zijn. Bij de meeste brontemen is het lozingstempo van de diverse nucliden(groepen) niet constant gedurende de lozingsduur. Dit verloop wordt meestal benaderd door de bronterm in een aantal fasen op te delen met in elke fase een constant lozingstempo. Dit opdelen in lozingsfasen ligt in het overgangsgebied tussen een niveau-2 en een niveau-3 PSA. Omdat de wijze van opdelen grote invloed heeft op de eindpunten van een

niveau-3 PSA (vooral op de deterministische gevolgen) wordt hieronder een aantal aanwijzingen gegeven waarmee bij het opdelen rekening moet worden gehouden.

Over het algemeen moeten voor de rekenprogramma's de volgende parameters worden ingevuld: vertragingstijd, waarschuwingstijd en lozingsduur.

Vertragingstijd

De berekende kerninventaris (meestal voor 'end of cycle', de feitelijke inventaris is meestal kleiner) wordt bij een ongeval verondersteld te gelden op het moment van afschakelen van de reactor. Omdat het begin van de lozing meestal later valt, moet de opgegeven keminventaris worden gecorrigeerd voor radioactief verval en ingroei van dochternucliden gedurende de vertragingstijd.

Waarschuwingstijd

Als bij de analyse rekening wordt gehouden met maatregelen is de waarschuwingstijd van belang. De waarschuwingstijd is de tijdspanne tussen de eerste waarschuwing dat er een lozing op handen is, en het begin van de lozing. De waarschuwingstijd is van belang in verband met de in de rampenbestrijdingsplannen opgenomen procedures.

Lozingsduur

Afhankelijk van de condities binnen de reactorinsluiting en van de reactorinsluiting zelf neemt een lozing een kortere of langere tijd in beslag. Tijdens deze lozingsduur neemt de hoeveelheid nog niet geloosde radionucliden af door radioactief verval. Door windrichtingveranderingen neemt het verspreidingsgebied van de geloosde nucliden ook toe, waardoor bij gelijkblijvende lozingsfracties de maximale tijdsgeïntegreerde concentratie bij kortdurende lozingen groter is dan bij langdurige lozingen. Direct hiermee samenhangend is de 'timing' van de bronterm: de per tijdsverloop geloosde fracties. De modellering van deze timing moet worden afgestemd op de mogelijkheden van het rekenprogramma.

3.2.8 De kans van optreden van de bronterm

Teneinde de resultaten voor de diverse brontermen te kunnen combineren voor een risicoberekening moet voor elke bronterm ook de kans van optreden per reactorjaar worden gegeven.

3.3 Atmosferische verspreiding en depositie

Standaard zal het NNM model voor atmosferische verspreiding en depositie worden gebruikt voor niveau-3 PSA. De modellen van het NNM kunnen vrijwel onverkort worden toegepast voor de gevolgenanalyse van ongevalslozingen van radioactieve stoffen. Omdat het NNM voornamelijk ontwikkeld is voor semi-continue bronnen wordt voor de in een niveau-3 PSA te beschouwen lozingen

op enkele punten van de modellering van het NNM afgeweken. Ook ontbreekt bij het NNM wat informatie die specifiek voor het uitvoeren van verspreidingsanalyses van ongevalslozingen. Dat is nader uitgewerkt in hoofdstuk 5.

3.3.1 Verspreidingsmodel

Het in de gevolgenanalyse meest gebruikte model voor de beschrijving van de atmosferische verspreiding is het Gaussisch pluimmodel met reflectie aan de bodem en de top van de menglaag. Enerzijds vanwege de eenvoud van dat model, anderzijds omdat voor lage bronnen het verschil in resultaat met meer complexe modellen klein is, zeker voor verspreiding over relatief vlak gebied.

Standaard: De standaard is dat bij de berekening van atmosferische concentraties het bi-Gaussisch pluimmodel moet worden gebruikt. Dit model is standaard in het referentiemodel van het NNM. In dat model moet de σ -parametrisering worden gebruikt zoals deze is voorgeschreven in het NNM. Andere internationaal gangbare methoden en modellen mogen gebruikt worden als voldoende aannemelijk kan worden gemaakt dat deze voor de betreffende vergunningssituaties een realistische doch conservatieve schatting van de dosis en het risico leveren.

Het NNM gebruikt een rechte lijn benadering voor de pluim. Andere modellen nemen winddraaiingen tijdens het transport mee. Dit is vooral van belang bij prognoses ter ondersteuning van ongevalsbestrijding. In een niveau-3 PSA wordt dit effect van winddraaiingen vrijwel volledig gecompenseerd omdat gevallen waarbij winddraaiing optreedt vlak voordat een wolk een bevolkingscentrum zou bereiken vrijwel even vaak voorkomen als het hierboven genoemde geval waarbij een bevolkingscentrum juist wel geraakt wordt doordat er een winddraaiing optreedt. Hoewel ook rekening moet worden gehouden met de mogelijkheid dat door winddraaiingen een (in korte tijd geloosde) wolk tweemaal over hetzelfde gebied trekt, treedt een dergelijke weersconditie gemiddeld hooguit eens keer per jaar op, en valt dan samen met windstilte (zie § 3.3.3 hoe daarmee om te gaan).

3.3.2 Tijdsverloop van de lozing

Het NNM model geeft als resultaat uurgemiddelde waardes voor de concentratie en de depositie, waarbij er van uitgegaan wordt dat de lozing gedurende dat uur vrij constant is. Ongevalslozingen kunnen daarentegen heel kort zijn, bijvoorbeeld 10 minuten, of veel langer, bijvoorbeeld enkele dagen.

Standaard: de lozing moet worden opgedeeld in lozingsfasen van elk één uur, waarbij de niveau-3 PSA rekentool voor elk lozingsfase de concentraties en depositie moet berekenen, en deze vervolgens moet cumuleren over de gehele lozingsduur.

Verfijning: voor kleine brontermen kan in algemene termen worden gesteld dat het risico evenredig is met de omvang en de kans van optreden van de bronterm, en ongevoelig is voor het precieze verloop van de lozing. Dit betekent dat voor kleine brontermen (kleine ongevallen of ontwerpgevallen met kerncentrales en ongevallen bij installaties met een kleine inventaris) een complexe of langdurig lozingsverloop afgebeeld mag worden met een lozing in één uur met constante lozingsnelheid.

Verfijning: wanneer een lozing zeer kort duurt, zal de horizontale afmeting van de pluim kleiner zijn dan de één-uur gemiddelde die het NNM gebruikt. De pluimbreedte kan dan gecorrigeerd worden met [24]:

$$\sigma_y(t_{\text{lozingsduur}}) = \sigma_{y,NNM}(1 \text{ uur}) \left(\frac{\max(t_{\text{lozingsduur}}, 10 \text{ minuten})}{1 \text{ uur}} \right)^{0,35}$$

Verfijning: bij grote brontermen kunnen drempel effecten (groepsrisico) en maatregelen ter voorkoming daarvan een rol gaan spelen. In dat geval moeten, hoewel het meer rekentijd vergt, de mogelijkheden van het rekenprogramma worden uitgebuit door zoveel mogelijk lozingsfasen te gebruiken. Bij het opdelen van de bronterm in lozingsfasen moeten de volgende punten in acht worden genomen:

- De minimale lozingsduur van een fase moet niet kleiner zijn dan de middelingstijd waarmee de verspreidingsparameters zijn bepaald (in het NNM: één uur).
- Een eerste opdeling wordt bepaald door plotselinge veranderingen in het lozingsgedrag van de bronterm.
- Bij een overwegend constant lozingstempo moeten de lozingsfasen gelijkmatig over de totale lozingsduur zijn verdeeld, bij een overwegend exponentieel lozingstempo moet een logaritmische verdeling van de lozingsfasen worden gebruikt.
- Bij een exponentieel afnemend lozingstempo in een bepaalde lozingsfase wordt de 'effectieve' lozingsduur van die fase gelijkgesteld aan twee maal de tijdsduur die nodig is om de eerste 50% in die fase te lozen. De effectieve lozingsduur is daardoor kleiner dan de feitelijke lozingsduur. De meeste rekenprogramma's veronderstellen een constant lozingstempo in een lozingsfase gedurende de lozingsduur. Door bij een exponentieel afnemend lozingstempo de effectieve lozingsduur te gebruiken wordt in het begin van de lozingsfase de momentane concentratie en dosistempo beter benaderd, wat vooral invloed heeft op het optreden van deterministische gevolgen.
- Bij een constant lozingstempo is de lozingsduur gelijk aan de tijdsduur nodig om 100% uit die fase te lozen.

3.3.3 Wind

Standaard: De standaard is dat het *windsnelheidsprofiel*, de windsnelheid als functie van de hoogte, afhankelijk is van de *stabiliteit* conform het NNM. Omdat zeer lage windsnelheden (< 0,5 m/s) bij

berekeningen met een Gaussisch pluimmodel met afstand-afhankelijke σ 's leiden tot te hoge concentraties, moet een minimum windsnelheid van 0,5 m/s worden gehanteerd⁷.

De ondergrens van windsnelheden (op 10 m hoogte), die door het NNM-referentiemodel wordt geaccepteerd is 1,0 m/s. In praktijksituaties kunnen windsnelheden van 0,5 – 1,0 m/s op een windsnelheid van 1,0 m/s worden verondersteld: lagere windsnelheden werden tot 2002 niet meegenomen bij de NNM-berekeningen. De meteorologie wordt nu aangeboden in de vorm van uurgemiddelde waarden waarbij windstille uren zijn vervangen door de laatste reële waarden.

Verfijning: Wanneer betere gegevens over het windsnelheidsprofiel voorhanden zijn mogen deze worden gebruikt.

Standaard: De standaard is dat het effect van windrichtingsveranderingen tijdens de lozing op de concentraties in rekening gebracht moet worden via de uurlijkse veranderingen in stabiliteit, windrichting en windsnelheid. Daartoe staan de uur-tot-uur data van het NNM ter beschikking.

Het effect van de lozingsduur op de concentraties wordt dan in rekening gebracht door de verspreiding van de opgegeven lozingsfasen elk uur te corrigeren voor veranderingen in stabiliteit, windsnelheid en windrichting.

3.3.4 Menglaaghoogte

Standaard: De standaard voor de berekening van de in het verspreidingsmodel te gebruiken hoogte van de menglaag is in het NNM referentiemodel beschreven. De invloed van de menghoogte op de verspreiding moet in rekening worden gebracht door adequate correcties op het bi-Gaussisch pluimmodel. Andere internationaal gangbare methoden en modellen mogen gebruikt worden als voldoende aannemelijk kan worden gemaakt dat deze voor de betreffende vergunningssituaties een realistische doch conservatieve schatting van de dosis en het risico leveren.

3.3.5 Pluimstijging

Standaard: Voor de pluimstijging van een lozing vanuit een puntbron (dus zonder gebouwinvloeden) moet de formulering van het referentiemodel van het NNM worden gebruikt. Andere internationaal gangbare methoden en modellen mogen gebruikt worden als voldoende aannemelijk kan worden gemaakt dat deze voor de betreffende vergunningssituaties een realistische doch conservatieve schatting van de dosis en het risico leveren.

⁷ Meer informatie over de aanpak van lage windsnelheid in het NNM als ook de invloed daarvan is te vinden in [5], § 9.1, p.53 onder 'onberekenbare uren'. Geconstateerd wordt dat de invloed van deze onberekenbare uren op zowel het gemiddelde als percentielen in de praktijk klein lijkt te zijn. Alleen voor hoge bronnen zou dit anders kunnen liggen, maar hiervoor zijn ook in andere studies geen aanwijzingen gevonden.

3.3.6 Pluimstijging bij lozing tussen de bebouwing (lift-off)

Standaard: Als er sprake is van gebouwinvloeden moet worden aangenomen dat er géén pluimstijging optreedt.

Verfijning: Bij een brand kan de warmte-inhoud van de rookgassen zo groot zijn dat de standaard overmatig conservatief is. In een dergelijk geval kunnen de hete rookgassen uitbreken uit de gebouwinvloed-zone. Het minimaal benodigde stijgvormogen om uit te breken kan bepaald worden met de parameter Δh_v :

$$\Delta h_v = D/(2 \cdot \beta_e)$$

met

D diameter van het grondoppervlak van de brand
 β_e Briggs' entrainment constante: $\beta_e \approx 0.6$

Wanneer de berekende pluimstijging groter is dan Δh_v mag aangenomen worden dat de berekende pluimstijging gebruikt kan worden in de berekening. Is de berekende pluimstijging kleiner dan Δh_v , dan moet worden aangenomen dat er géén pluimstijging optreedt.

3.3.7 Uitbreken uit de menglaag

Standaard: Bij de berekening van atmosferische concentraties moet het uitbreken van een pluim uit de menglaag wordt beschouwd. Daarvoor moet de modellering volgens het NNM gebruikt worden. Andere internationaal gangbare methoden en modellen mogen gebruikt worden als voldoende aannemelijk kan worden gemaakt dat deze voor de betreffende vergunningssituaties een realistische doch conservatieve schatting van de dosis en het risico leveren.

3.3.8 Gebouwinvloeden

Standaard: De standaard is dat de invloed van gebouwen in de buurt van het lozingspunt gemodelleerd wordt zoals beschreven in het NNM of een vergelijkbare methode, zoals de ASHRAE aanbeveling [25], die vaak gebruikt wordt bij het bepalen van de benodigde schachthoogte.

Standaard: Wanneer er sprake is van invang van de pluim in het gebouwzorg en het model voor gebouwinvloeden bevat geen model voor het recirculatiegebied, dan zijn alleen de resultaten bruikbaar die berekend zijn voor een afstand tot het gebouw van minimaal ongeveer 100 m. Wanneer de afstand tussen de terreingrens en het gebouw met de bedoelde recirculatiezone minder dan 100 m is, moet een verfijnde analyse gebruikt worden.

Verfijning: De verfijnde analyse moet minimaal een kwalitatieve beschrijving van de invloed van het recirculatiegebied op de berekende doses en risico's aan de terreingrens omvatten en, als de doses en risico's aan de terreingrens beïnvloed worden door de recirculatiezone, minimaal een

beargumenteerde vermenigvuldigingsfactor geven voor de verhoging van de concentraties, doses en risico's in het recirculatiegebied ten opzichte van de berekeningsresultaten zonder modellering van het recirculatiegebied.

Verfijning: In het geval van een vrijstaand gebouw mag altijd het model voor gebouwinvloed uit het NNM of een vergelijkbaar model gebruikt worden.

3.3.9 Droge depositie

Standaard: Voor de depositie van aerosol moet de modellering uit het referentiemodel van het NNM gebruikt worden. Voor de aerosolgrootteverdeling geeft DOVIS-A als standaard: "Voor berekening met het NNM van de depositie van aan deeltjes gehechte radioactiviteit wordt uitgegaan van de categorie 'middelfijn stof', tenzij dit aantoonbaar onjuist is." Andere internationaal gangbare methoden en modellen mogen gebruikt worden als voldoende aannemelijk kan worden gemaakt dat deze voor de betreffende vergunningssituaties een realistische doch conservatieve schatting van de dosis en het risico leveren.

Standaard: Voor edelgasen hoeft geen depositie berekend te worden.

Standaard: Als geen nadere informatie beschikbaar is moet bij elementair jodium een lage oppervlakteweerstand (R_c) van 50 s/m worden toegepast. Bij organisch gebonden jodium moet deze parameter de waarde 5000 s/m hebben.

Dit komt voor elementair en organisch gebonden jodium overeen met een depositiesnelheid van 0,015-0,06 m/s (afhankelijk van de dikte van de oppervlaktelaag z_0 en de grootte van de wrijvingssnelheid u^*).

Standaard: Voor dosisberekeningen hoeft voor C-14 en H-3 geen depositie op de bodem berekend te worden, omdat deze nucliden niet bijdragen aan de grond dosis, en de transfer van materiaal naar de voedselketen uit de nuclideconcentratie in de lucht berekend wordt.

3.3.10 Natte depositie

Standaard: Voor de modellering van natte depositie van aerosolen en gassen moet het model voor *uitwassen* van het referentiemodel van het NNM gebruikt worden, zowel voor materiaal in de menglaag als – bij uitbreken uit de menglaag – voor materiaal boven de menglaag. Andere internationaal gangbare methoden en modellen mogen gebruikt worden als voldoende aannemelijk kan worden gemaakt dat deze voor de betreffende vergunningssituaties een realistische doch conservatieve schatting van de dosis en het risico leveren.

Standaard: Voor de modellering van natte depositie van jodium moet het model voor uitwassen van het referentiemodel van het NNM gebruikt worden. Als geen nadere informatie beschikbaar is, moet

conform DOVIS-A daarin bij de berekening van de uitwascoëfficiënt voor elementair jodium $D_g = 0,2 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ en voor organisch gebonden jodium $D_g = 0,05 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ worden gebruikt.

3.3.11 Mist

Standaard: De invloed van mist op de depositie hoeft niet te worden gemodelleerd, totdat in Nederland goede modellen en gegevens beschikbaar zijn.

3.4 Blootstellingswegen en dosisberekening

De in een niveau-3 PSA te beschouwen blootstellingswegen worden in § 3.4.1 afgebakend. Het zijn: blootstelling aan directe straling van in de atmosfeer, op de bodem en op de huid en kleding aanwezige radionucliden, inhalatie van radionucliden die zich in de atmosfeer bevinden en de **ingestie** van met radionucliden besmet voedsel. In § 3.4.2 worden de algemene uitgangspunten gegeven die bij de dosisberekening moeten worden gehanteerd. Per blootstellingsweg wordt vervolgens in de daaropvolgende paragrafen de benodigde rekenmethode gegeven.

3.4.1 Relevante blootstellingswegen voor een niveau-3 PSA

In een niveau-3 PSA worden die blootstellingswegen beschouwd waarlangs de bevolking een dosis kan ontvangen. Welke blootstellingswegen dat zijn, wordt geheel bepaald door de bronterm. Zo speelt bij een lozing van radioactieve edelgassen alleen de directe straling vanuit de overtrekkende wolk een rol. Een lozing van alleen **actiniden** (bijvoorbeeld een ongevalslozing uit een opslag voor radioactief afval) levert vooral een dosis via inhalatie en ingestie. Vluchtige nucliden (zoals I en Cs) leveren, afhankelijk van de blootstellingsduur, een dosis via directe straling (ook vanaf de bodem), inhalatie en ingestie.

Standaard: Bij de niveau-3 PSA (risicoanalyse) van ongevalslozingen moeten de volgende ongevalslozingen en blootstellingswegen naar de omgeving beschouwd worden:

- ongevalslozingen van radioactief materiaal in lucht
- ongevalslozingen van radioactief materiaal in het oppervlaktewater en lozing in het riool
- ongevalslozingen van radioactief materiaal in de bodem
- door ongevallen verhoogd stralingsniveau rond een bron en de daarmee samenhangende directe straling naar de omgeving

De ervaring heeft geleerd dat de risico's van een kerncentrale vooral worden bepaald door lozingen in de atmosfeer. Lozingen in de bodem en het oppervlaktewater spelen voor het risico van de bevolking een ondergeschikte rol [20] omdat blootstellingen door geschikte maatregelen goed beheersbaar zijn.

De gevolgen van dergelijke lozingsen zijn vooral van economische aard en vormen daarom geen onderwerp van deze handreiking⁸.

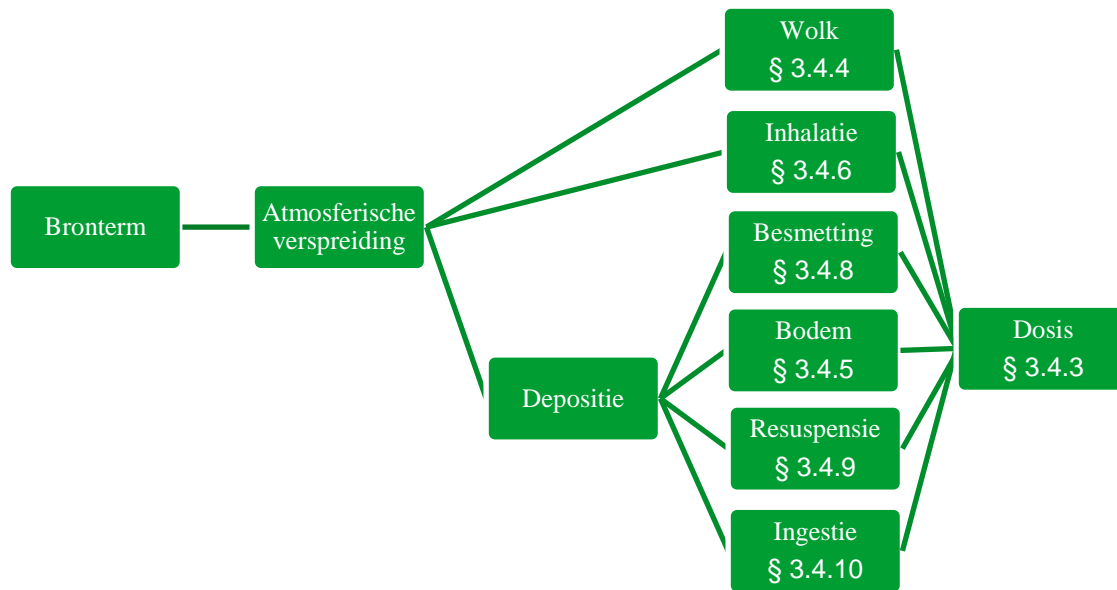
Gebaseerd op ervaringen bij de uitvoering van gevolgenanalyses van ongevallen met kerncentrales wordt gesteld dat er, uitgaande van een atmosferische lozing, zes min of meer belangrijke blootstellingswegen zijn waarlangs de mens kan worden blootgesteld aan straling. Dit zijn:

Relevante blootstellingswegen:

- Directe γ -straling en β -straling vanuit de overtrekkende wolk of pluim. De dosis als gevolg van deze straling wordt de wolkdosis genoemd (§ 3.4.4).
- Directe γ en β straling vanaf de met radioactieve stoffen besmette bodem. De dosis als gevolg van deze straling wordt de grond dosis genoemd (§ 3.4.5).
- Interne straling door tijdens het overtrekken van de wolk geïnhaleerde radioactieve stoffen. De dosis die hiervan het gevolg is, wordt de inhalatie-dosis genoemd (§ 3.4.6).
- Interne straling door ingestie van met radioactieve stoffen besmet voedsel. De hierbij horende dosis wordt de ingestiedosis genoemd (§ 3.4.10).
- Afhankelijk van de beschouwde brontermen kan ook nog de interne bestraling door inhalatie van vanaf de besmette bodem geresuspendeerde radionucliden een dosisbijdrage opleveren (§ 3.4.9). Interne bestraling door consumptie van door resuspensie besmette gewassen wordt niet beschouwd.
- *Externe* γ - en β -straling vanaf de besmette kleding en huid (§ 3.4.8).

De genoemde zes blootstellingswegen worden in deze handreiking behandeld. In **Figuur 3-2** is een overzicht gegeven van de samenhang tussen een lozing in lucht en de beschouwde blootstellingswegen.

⁸ Voor installaties waarbij uitsluitend lozingsen naar bodem of water een rol kunnen spelen, kunnen de daarvoor in DOVIS-A beschreven modellen gebruikt worden, zowel om potentiële doses daarvan te berekenen als om de mogelijke economische schade te schatten.



Figuur 3-2 Overzicht samenhang van de beschouwde blootstellingswegen

Voor ongevallen waarbij een grote lozing plaatsvindt vanuit het primair systeem naar de reactorinsluiting, maar waarbij geen lozing naar de omgeving optreedt, moet de externe stralingsbelasting van de besmette reactorinsluiting voor personen in de omgeving worden bepaald. Voor modellen en rekenprogramma's waarmee deze externe stralingsbelasting moeten worden bepaald, en die in deze handreiking niet verder worden behandeld, wordt verwezen naar DOVIS-B [12].

Het relatieve belang van de genoemde blootstellingswegen is afhankelijk van:

- De samenstelling van de bronterm;
- Het beschouwde gevolg (deterministisch of stochastisch);
- De maatregelen die worden uitgevoerd ter beperking van de dosis.

Naast de genoemde blootstellingswegen zijn er nog andere paden waarlangs een dosis wordt verkregen. Vanwege de geringe relatieve bijdrage van deze paden aan de totale dosis bij grote ongevallen met een kerncentrale mogen deze meestal worden verwaarloosd (zie paragraaf 2.2). Als de omstandigheden van de beschouwde ongevallen sterk afwijken van de 'gebruikelijke' omstandigheden bij ongevallen met kerncentrales (die leiden tot het 'brontermspectrum', de set standaard-brontermen genoemd in hoofdstuk 2), moet er rekening mee worden gehouden dat deze verwaarloosde blootstellingswegen alsnog belangrijk kunnen worden. Een niet uitputtende opsomming van (meestal) niet-relevante blootstellingswegen is als volgt:

Voor niveau-3 PSA worden de volgende blootstellingswegen niet standaard beschouwd:

- Besmetting van zeewater en oppervlaktewater door:
 - directe depositie van radioactiviteit verspreid via de atmosfeer,
 - door regen van de besmette bodem afgespoelde activiteit,
 - grondwater besmet door uitspoeling van aan het oppervlak aanwezige activiteit,
 - via het grondwater besmet na een 'melt down',
 - directe lozing.

Het op deze manier besmet geraakte oppervlaktewater en zeewater kan een dosis leveren via:

- Consumptie van vis en schaaldieren,
 - Drinkwater,
 - Beregende akkers,
 - Zwemmen.
- Consumptie van landbouwgewassen verbouwd op via radioactief verontreinigd grondwater besmette akkers,
 - Consumptie van landbouwgewassen verbouwd op met radioactief verontreinigd zuiveringsslib bemeste akkers,
 - Besmetting van voedsel door resuspensie.

De voor de (voor ongevallen met kerncentrales) niet-relevante blootstellingswegen noodzakelijke modellen worden hier niet beschreven. Als de bronterm bij een specifiek ongeval het noodzakelijk maakt dat een of meer van deze blootstellingswegen moet worden beschouwd, moet ofwel een methode uit DOVIS-A [11] ofwel een (onderbouwde) ad-hoc benadering worden gekozen.

3.4.2 Algemene uitgangspunten bij de dosisberekening

De uitgangspunten die bij de dosisberekeningen moeten worden gehanteerd zijn voor een groot deel gegeven in DOVIS-A [11]. In deze paragraaf zijn de belangrijkste algemene uitgangspunten samengevat. Andere door DOVIS-A voorgeschreven relevante uitgangspunten zijn opgenomen in de volgende paragrafen.

Aandachtsgroepen en de representatieve persoon

Het huidige Nederlandse beleid ten aanzien van blootstelling aan straling gaat er van uit dat bescherming moet worden geboden aan die groepen van personen die in vergelijking met andere leden van de bevolking bij een blootstelling aan dezelfde stralingsbron en/of een bron van radioactieve stoffen gemiddeld een hoger risico kunnen lopen. Deze theoretisch aanwijsbare groepen van personen worden **aandachtsgroepen** bij deze bron genoemd, zie ook Vbs [10] bijlage 10, par. 6.3. 'Theoretisch aanwijsbaar' moet hier worden opgevat als: herkenbaar door gemeenschappelijke kenmerken welke een bepalende invloed hebben op het risico dat door zo'n groep wordt gelopen.

Deze kenmerken kunnen zowel leeftijd- of geslachtsgebonden zijn, als ook door culturele aspecten worden bepaald (eetgewoonten).

De **representatieve persoon**⁹ is een persoon die blootstaat aan een dosis die representatief is voor die van de meest aan ioniserende straling blootgestelde personen van de bevolking, met uitsluiting van personen met extreme of zeldzamen gewoonten. De representatieve persoon is een gemiddeld lid van de aandachtsgroep die de hoogste individuele dosis ontvangt als gevolg van alle beschouwde emissiesoorten tezamen.

Voorschrift: Zowel voor de berekening van de dosis als voor het risico onder de specifieke omstandigheden waarbij de berekening wordt toegepast moet worden nagegaan welke aandachtsgroepen aanwezig kunnen zijn. *Bij ongevalslozingen, waaraan over het algemeen alle leeftijdscategorieën van de omwonende bevolking worden blootgesteld, moet de groep van eenjarige kinderen als aandachtsgroep worden beschouwd.*

Een ander uitgangspunt van het bovengenoemde beleid is dat ten minste bescherming wordt geboden aan een zeer groot deel van de bevolking (ca. 95%). Alleen voor groepen personen welke niet zoals boven bedoeld 'theoretisch aanwijsbaar' zijn (hierbij kan worden gedacht aan vrijetijdsbesteding of de consumptie van in het 'wild' gevangen en verzameld voedsel) is het denkbaar dat zij een hoger risico lopen dan de aandachtsgroep.

Voorschrift: Als het totaal aantal personen in de bovengenoemde groepen meer dan 5% bedraagt van de totale bevolking, dan wordt de groep op de 95-percentiel als de aandachtsgroep beschouwd.

Het hogere risico voor de aandachtsgroep kan zowel worden bepaald door fysiologische factoren welke tot uitdrukking komen in de dosisconversiecoëfficiënten, als door gedragsfactoren welke van invloed zijn op de te beschouwen blootstellingswegen. Dit betekent dat bij de berekening van de *individuele dosis* niet kan worden volstaan met een dosisconversiecoëfficiënt voor een lid van de bevolking met een gemiddelde leeftijd, maar dat rekening moet worden gehouden met de leeftijdsafhankelijkheid van deze factor, althans voor de relevante blootstellingswegen.

Voorschrift: Bij de dosisberekening moet gebruik worden gemaakt van conversiecoëfficiënten welke gelden voor verschillende leeftijdsgroepen, waaronder in ieder geval die van de aandachtsgroep, zijnde eenjarige kinderen. Over de wijze waarop dit moet gebeuren, wordt in de volgende paragrafen nader ingegaan.

Bestralingsperioden

Voorschriften: Bij een ongeval worden alle doses, ook die welke worden opgelopen in de volgende jaren (zoals door straling vanaf de bodem, resuspensie en ingestie), toegekend aan het jaar van het

⁹ Volgens ICRP 101 is de 'representative person' gelijk aan – en vervangt – het gemiddelde lid van de 'critical group', een eerder door de Commissie aanbevolen aanduiding.. In de ICRP documenten is geen speciale term voor 'aandachtsgroepen', deze worden algemeen aangeduid als 'groups (of people)'.

ongeval. Voor de volgdosis wordt een periode tot 70 jaar aangehouden voor kinderen en een periode van 50 jaar voor volwassenen.

3.4.3 Dosisconversiecoëfficiënten

Bij de berekening van de dosis ten gevolge van de verschillende blootstellingswegen wordt in de meeste rekenprogramma's gebruik gemaakt van sets voorberekende dosisconversiecoëfficiënten (DCC's). Een DCC geeft het verband aan tussen een inname van (uitgedrukt in becquerel (Bq)) of een blootstelling aan (Bq/m^2 of Bq/m^3) een radionuclide en de daardoor ontvangen dosis geïntegreerd over een bepaalde periode. DCC's zijn orgaan-specifiek en, vooral voor de inwendige blootstellingswegen, leeftijdsafhankelijk.

Standaard: Voor zover die beschikbaar zijn, moeten leeftijdsafhankelijke conversiecoëfficiënten voor orgaandosis en effectieve dosis worden gebruikt die op basis van nieuwste ICRP publicaties zijn berekend. Vbs [10] verwijst voor de ICRP-DCC-waarden naar ICRP Publication 119 [23]. Alternatieve DCC-bronnen, zoals FGR-12 [26], mogen gebruikt worden als deze aanvullend zijn op de ICRP DCC's, of als aannemelijk is dat deze sterk vergelijkbare resultaten geven.

Standaard: Voor de berekening van de individuele dosis voor de bepaling van het maximaal individueel risico moeten de DCC's voor de aandachtsgroep worden toegepast. Voor de blootstellingswegen externe straling vanuit de wolk en vanaf de grond betekent dit dat de DCC's moeten worden aangepast door het toepassen van leeftijdscorrectiefactoren (**tabel 3-1**). Voor de inwendige blootstellingswegen moeten de specifiek voor de aandachtsgroep van toepassing zijnde dosisconversiecoëfficiënten worden gebruikt. De set dosisconversiecoëfficiënten voor besmetting van de huid is leeftijdsonafhankelijk.

Tabel 3-1 Leeftijdsafhankelijke correctiefactoren voor de wolk- en grond dosis [27]

<i>Leeftijd (jaar)</i>	<i>Wolkdosis</i>	<i>grond dosis</i>
0 – 1	1,5	1,8
1 – 4	1,5	1,8
5 – 9	1,4	1,5
10 – 14	1,3	1,4
15 – 19	1,15	1,15
20+	1,0	1,0

3.4.4 Externe γ -straling uit de wolk

Standaard: De dosisberekening voor deze blootstellingsweg gaat uit van nuclide-specifieke DCC's (Sv/s per Bq/m³) voor submersie in een half oneindige wolk met een homogene concentratie. Omdat zeker in het eerste traject (bij stabiele weertypen meer dan 10 km) de lozingspluim geen half oneindige wolk is, moet in aanvulling op DOVIS-A een correctie worden toegepast, waarmee de pluimgeometrie en de afstand tot de pluimas in rekening worden gebracht. De uitwerking van deze aanvulling is gegeven in paragraaf 5.2.2.

Standaard: Als de wolkdosis minder dan 25% bijdraagt van de totale dosis, wat na een ernstig ongeval bij de meeste brontermen het geval is, mag ten aanzien van de energie-afhankelijkheid van de pluimcorrectiefactoren worden volstaan met één γ -energie voor de set pluimcorrectiefactoren gedurende de totale lozing.

3.4.5 Externe γ -straling vanaf de bodem

Standaard: De dosisberekening voor deze blootstellingsweg gaat uit van nuclide-specifieke DCC's (Sv/s per Bq/m²) voor blootstelling aan een oneindig homogeen besmet plat vlak. De concentratie op de bodem ter plaatse is het uitgangspunt van de berekening. Voor de γ -dosis in het vrije veld moet een correctiefactor worden toegepast om rekening te houden met de ruwheid van het terrein. Bovendien moet, naast fysisch verval, ook de tijdsafhankelijkheid van de dosissnelheid door transport van activiteit naar diepere lagen van de bodem worden gemodelleerd.

Over een lange termijn (jaren) verplaatst een deel van de radionucliden zich naar een dieper deel van de bodem, waardoor het dosistempo afneemt. Dit wordt aangeduid met weathering.

Er zijn meerdere weathering-processen: de belangrijkste zijn uitspoelen en mechanische verplaatsing van de zand- en klei deeltjes in de toplaag (bovenste centimeters) van de bodem, aangedreven door wind en neerslag.

In DOVIS-A wordt alleen uitspoelen van de bodem beschouwd. Startpunt van het DOVIS-A model is dat in Nederland elk jaar netto ongeveer 40 cm neerslag valt die via de bodem moet worden afgevoerd (de rest verdampt). Het compartimenten-model zoals beschreven in DOVIS-A komt erop neer dat stoffen die door het water getransporteerd worden per jaar 100 cm dieper de bodem indringen. Op enkele meters diepte worden deze stoffen met het grondwater richting sloten, beken en rivieren getransporteerd, die uiteindelijk in de zee uitmonden.

Veel gedeponeerde radionucliden zijn geoxideerd en in die vorm slecht oplosbaar in water. Bovendien hechten de oxides zich vaak aan zand en kleideeltjes. Daardoor worden ze in de praktijk niet door het water verplaatst: in het DOVIS-A model is bijvoorbeeld de Cs-oxide-verplaatsingssnelheid door uitspoelen minder dan 0,1 mm per jaar.

De mechanische verplaatsing van de zand- en klei deeltjes - met daaraan verbonden de geoxideerde radionucliden - in de toplaag (bovenste centimeters) van de bodem wordt aangedreven door wind en neerslag. Het meest gebruikte weathering-model is gebaseerd op het werk van Gale uit 1964

$$C(t) = 0,5 e^{-1,39t} + 0,5 e^{-0,0077t}$$

met t in jaren.

Deze weathering is vaak waargenomen, onder andere door Golikov [28] die metingen heeft uitgevoerd in Bryask (ca. 500 km ten noordoosten van Tsjernobyl). Er zijn ook waarnemingen van veel geringere weathering bij heide en bosgronden (soddy-podzolic soils [29]). In bewoonde gebieden zal de mechanische verplaatsing juist veel sterker zijn.

Overigens gebruikt DOVIS-A het weathering model van Gale wel voor de berekening van de resuspensie-inhalatiedosis door opwaaien van radionucliden vanaf de bovenlaag van de bodem.

Op grond van deze overwegingen zijn de volgende standaarden geformuleerd:

Standaard: Het dosistempo dat berekend is op basis van een homogeen besmette vlakke plaat wordt met een factor 2 verminderd om het afscherpende effect van onregelmatigheden van de bodem in rekening te brengen.

Standaard: Voor modellering van verspreiding van radionucliden in de bodem wordt accumulatie in en verwijdering uit een homogeen veronderstelde toplaag, met een dikte van 0,2 m voor akkerland en 0,1 m voor grasland, berekend. Naast radioactief verval mag met uitspoeling rekening worden gehouden conform DOVIS-A.

Standaard: Het dosistempo vermindert door mechanische weathering volgens het bovengenoemde op het werk van Gale gebaseerde model.

3.4.6 Interne bestraling door inhalatie van radionucliden

Deze blootstellingsweg leidt tot een dosis voor degenen die zich in de overtrekkende pluim bevinden. Evenals bij de wolkdosis is de blootstellingsperiode slechts kort, namelijk net zo lang als de persoon in de wolk verblijft. Doordat echter ook na het overtrekken van de wolk nog radionucliden in het lichaam verblijven, is de *bestralingsperiode* langer dan de blootstellingsperiode (volgdosis).

Standaard: De modellen die worden gebruikt voor het berekenen van de inhalatiedosis komen neer op een vermenigvuldiging van de tijdsgeïntegreerde concentratie radioactieve stoffen in lucht, het *ademdebiet* en de dosisconversiecoëfficiënt. Beide laatste factoren zijn leeftijdsafhankelijk.

Hoewel de deeltjesgrootte van de geïnhaleerde nucliden van invloed is op de inhalatiedosis, mag voor aerosolen worden uitgegaan van een AMAD-waarde van $1\mu\text{m}$.

Voor leden van de bevolking dient bij de longabsorptietypen (en de factoren f_1 voor opname via de darmwand) rekening te worden gehouden met de chemische vorm van het element. In het algemeen dient bij ontbreken van informatie over deze parameters de meest conservatieve waarde te worden gehanteerd, zoals gepubliceerd in ICRP Publication 119 [23], waarnaar de Vbs [10] verwijst.

3.4.7 Afschermingfactoren voor externe straling en inhalatie

Bij de berekening van de collectieve en individuele dosis ten gevolge van een ongeval moeten geen maatregelen worden beschouwd en wordt de dosis over de verwachte levensduur van de beschouwde bevolkingsgroep geïntegreerd. Dit houdt in dat normaal gedrag van de bevolking c.q. representatief gedrag van de aandachtsgroep(en) wordt verondersteld. Voor wat betreft de blootstellingswegen externe straling vanuit de wolk en vanaf de bodem, inhalatie in de wolk en inhalatie door resuspensie moet daarom worden aangegeven in hoeverre de dosis wordt beïnvloed door verblijf binnenshuis en buitenshuis. In feite moet dus worden vastgesteld voor welk deel van de bevolking, voor welk deel van de dag, voor welk deel van de lozingsduur en voor welke soort woning de dosisberekening moet worden gecorrigeerd voor verblijf binnenshuis. In principe is dus een breed spectrum van afschermingfactoren voor de berekening van de dosis voor de verschillende blootstellingswegen, in combinatie met corresponderende fracties van de populatie, denkbaar. Vanwege het grote aantal variabelen laten de rekencodes vaak niet toe om per starttijd aparte afschermingfactoren, bijvoorbeeld voor de dag en de nacht, in rekening te brengen.

Voor externe straling geeft DOVIS-A aan dat afschermingfactoren gebruikt kunnen worden. De Vbs [10] schrijft voor: 'Voor de berekening van de externe blootstellingsdosis op een bepaalde locatie, wordt uitgegaan van personen in een aandachtsgroep die op de betreffende locatie wonen en die zich 24 uur per dag gedurende hun hele leven in of nabij de woning bevinden en waarbij die woning een zekere mate van afscherming biedt.' en 'Op basis van een globale schatting van de afscherming door een standaardwoning voor gammastraling van verschillende energieën en van verschillende soorten bronnen is de waarde van de afschermingsfactor gesteld op 0,25'.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de te gebruiken afschermingfactoren.

Tabel 3-2 Bij de verschillende blootstellingswegen te gebruiken afschermingfactoren

	Richtlijn niveau-3 PSA uit 1993	Vbs	DOVIS-A	Handreiking niveau-3 PSA Revisie 2020
inhalatie	1	1		1
wolkdosis: afscherming door woonhuis	0,3	1	-	1
grond dosis: afscherming door woonhuis	0,2	0,25	-	0,25
grond dosis: afscherming door de bodemruwheid	0,5	-	1 (niet beschouwd)	0,5
grond dosis: afscherming door transport naar diepere lagen van de bodem	weathering- model van [30] (empirisch)	-	model voor homogene uitspoeling (K_d - model) voor bovenste bodemlaag van 20 cm	Zowel weathering als uitspoelen wordt beschouwd (hybride model).

3.4.8 Externe blootstelling aan straling door depositie op de huid

Deze blootstellingsweg leidt in het bijzonder bij depositie van β -stralers op de huid en de kleding tot een dosis op de huid. Blootstelling vindt plaats gedurende verblijf in de wolk tot aan het moment dat de huidbesmetting door wassen wordt verwijderd. In de niveau-3 PSA rekenprogramma's wordt vaak gebruik gemaakt van modellen zoals die door Henrichs [31], [32] zijn opgesteld. In die modellen wordt aangenomen dat de gedeponeerde hoeveelheid op huid en kleding evenredig is met de op de grond gedeponeerde hoeveelheid. De huiddosis wordt berekend met behulp van dosistempo-conversiecoëfficiënten voor elk van de nucliden (berekend door GSF [32]) en de tijdsintegraal van het moment van besmetting tot het moment van wassen.

Voorschrift: Deze blootstellingsweg moet zeker worden beschouwd. De depositie op de huid moet gelijk genomen worden aan die op de bodem. Voor de duur van de besmetting moet een periode van een dag (24 uur) worden aangehouden.

Verfijning: Omdat regen een groot deel van de besmetting van huid en kleding wegwast mag de beschouwing van deze blootstellingsweg beperkt worden tot droge omstandigheden.

3.4.9 Resuspensie

Ervaringen met gevolgenanalyses laten zien dat bij ongevallen met lichtwaterreactoren de inhalatie van geresuspendeerd materiaal een relatief **onbelangrijke** blootstellingsweg is. Voor andere objecten (bijv. opwerkingsfabrieken) mag niet zonder meer dezelfde conclusie worden getrokken. Als de bronterm vooral actiniden bevat, neemt relatief de dosisbijdrage via resuspensie toe.

Standaard: Voor de berekening van het gronddosistempo wordt zowel weathering beschouwd conform het model van [30] en de data van [33], plus het effect van uitspoelen zoals beschreven in DOVIS A (hybride model). Voor de berekening van de ingestiedosis wordt alleen het effect van uitspoelen beschouwd.

Verfijning: Voor berekening van de resuspensiedosis mag in plaats van het standaardmodel ook de in DOVIS-A gesuggereerde verfijning worden gebruikt (zie § 5.2.5).

3.4.10 Interne blootstelling aan straling door ingestie

Door het beperken van de ingestie van besmet voedsel (vooral direct besmette groentegewassen) is de bijdrage van deze blootstellingsweg goed beheersbaar. Hoewel in Nederland de risicoberekeningen moeten worden uitgevoerd zonder dat maatregelen worden verondersteld, mag voor deze blootstellingsweg worden uitgegaan van voedsel dat maximaal tot de toegestane norm is besmet. Hierbij wordt verondersteld dat het deel van de bevolking dat (voor een deel) in zijn eigen voedselbehoefte voorziet, na een waarschuwing vóór of zeer snel na de lozing het gebruik van zelf verbouwd voedsel zal staken.

Standaard: Als standaard moet worden uitgegaan van lokale productie en consumptie van het voedsel. Bij de berekening wordt er van uitgegaan dat uitsluitend voedsel wordt geconsumeerd met een besmettingsgraad die lager is dan de interventienormen die zijn vastgelegd door de EU. Wanneer de besmettingsgraad van een bepaalde voedselcategorie hoger is dan de daarvoor geldende interventienorm wordt het voedsel uit de handel genomen. De individuele dosis ten gevolge van ingestie is daardoor altijd aan een maximum gebonden.

De modellen in deze Handreiking zijn beperkt tot de lozingen in lucht. Voor andere ongevalslozingen wordt integraal verwezen naar DOVIS-A. Bij lozingen in lucht is het voldoende om alleen consumptie van besmette landbouwproducten te beschouwen.

Standaard: Conform DOVIS-A moet aangenomen worden dat al de geconsumeerde producten geproduceerd worden in de 'directe regio', die wordt gevormd door het gebied dat binnen een straal van 25 km van de bron ligt. Voor bladgroenten wordt aangenomen dat de helft van het voedsel uit de (veronderstelde) moestuin van de representatieve persoon komt. De rest van de producten wordt, wat besmetting betreft, gemiddeld over de betreffende directe regio rond de bron.

Standaard: Bereken de concentraties van de radionucliden in de verschillende voedselproducten conform DOVIS-A en de aanvullingen gegeven in paragraaf 5.2.6 van deze handreiking.

3.5 Dosisgevolgen

De deterministische en stochastische gevolgen die moeten worden bepaald zijn sterfte door deterministische gevolgen en de toename van de kans op fatale kankers.

3.5.1 Stochastische gevolgen

Het UNSCEAR 2012 rapport [34] geeft de volgende schatting voor de over leeftijd en geslacht gemiddelde toename van het risico op sterfte door solide tumoren of leukemie door blootstelling aan ioniserende straling:

Tabel 3-3 Risico op sterfte door solide tumoren of leukemie door blootstelling aan ioniserende straling (UNSCEAR 2012)

	onmiddellijke dosis van 0,1 Gy	onmiddellijke dosis van 1 Gy
Toename van het risico op sterfte door solide kanker	0,36 - 0,77%	4,3-7,2%
Toename van het risico op sterfte door leukemie	0,03-0,05%	0,6-1%
Risicofactor	3,9 - 8,2% per Gy	4,9-8,2% per Gy

UNSCEAR 2012 stelt verder dat de onzekerheid in deze statistieken niet uitsluit dat de risicofactor bij zeer lage dosis veel kleiner is of zelfs nul kan zijn, omdat de lage risicofactor gemaskeerd wordt door het natuurlijke optreden van solide tumoren en leukemie. Een veel hogere waarde van de risicofactor dan hierboven gegeven kan op grond van de statistieken met grote zekerheid uitgesloten worden, omdat een hoge risicofactor niet gemaskeerd wordt door het natuurlijke optreden van solide kanker en leukemie.

ICRP-103 [35] stelt dat de schatting van deze risicofactor sinds ICRP-60 [36] onveranderd rond de 5% per Sv. ligt. Bij lage dosis (lager dan 100 mSv) of een laag dosistempo (kleiner dan 3 mSv per uur) neemt volgens ICRP het risico van solide tumoren af met een factor 2. Met behulp van de UNSCEAR schatting geeft dat een risicofactor tussen 2,1% en 4,85% per Sv bij lage dosis of een laag dosistempo.

Standaard: Voor de niveau-3 PSA kan aangenomen worden dat de risicofactor voor volwassenen 5% per Sv is, en dat de risicofactor voor kinderen 15% per Sv is.

De door de ICRP voorgestelde reductiefactor (DDREF) bij lage dosis of laag dosistempo staat in UNSCEAR 2012 ter discussie. De onzekerheid bij lage dosis lijkt te groot om de grootte van de DDREF goed te kunnen onderbouwen. Voor de niveau-3 PSA lijkt dit van beperkt belang: het dosis niveau waarbij het risico bij een buiten-ontwerpongeval de risicolimiet van $1E-6$ per jaar nadert, is rond de 100 mSv en meer. Ook ligt de standaard risicofactor (5% per Sv) dicht bij de bovengrens van de op UNSCEAR gebaseerde gegeven range van 2,1% tot 4,85% per Sv bij lage dosis of een laag dosistempo.

Standaard: Bij de bepaling van het individueel risico in een niveau-3 PSA hoeft geen DDREF gebruikt te worden.

Verfijning: Bij de bepaling van het stochastische risico kan de door ICRP aanbevolen DDREF gebruikt worden.

3.5.2 Deterministische gevolgen

De organen of weefsels die bij beschadiging door straling kunnen leiden tot de dood, zijn het beenmerg, de longen, het maagdarmkanaal en de huid. Ook een (hoge) belasting van de hersenen kan tot sterfte leiden. Welk orgaan of weefsel het meest wordt belast, is afhankelijk van de relevante blootstellingswegen en de nuclidesamenstelling van de lozingswolk.

In UNSCEAR 2012 en ICRP-60 zijn bandbreedtes voor de LD_{50} (dosis waarbij de helft van een blootgestelde groep overlijdt) en de drempeldosis T (waaronder het fatale effect niet optreedt) voor deze fatale symptomen gegeven.

De dosis wordt gespecificeerd in Gy-equivalenten, waarbij niet de ICRP-60 stralingswegfactor w_R gebruikt dient te worden, maar de voor het betreffende orgaan-symptoom en stralingstype van toepassing zijnde weefactor D_n .

Tabel 3-4 Lethal Dose (LD_{50}) voor deterministische effecten bij een korte blootstelling aan doordringende low-LET straling

Symptoom/orgaan	LD_{50} (Gy-eq.)	Drempel T (Gy-eq.)	Tijd tot overlijden
Rode beenmerg symptoom	3 - 5*	~ 1*	30 - 60 dagen
Maagdarmkanaal (dunne darm)	5 - 15*	~ 6*	6 - 9 dagen
Longen	5 - 15	7 - 8	1 - 7 maanden
Zenuwstelsel	> 15	(> 10)	1 - 5 dagen
Huid**	(niet gegeven)	5 - 10	2 - 3 weken**

* zonder medische zorg

** ernstige verbranding van een groot huidoppervlak door straling kan dodelijk zijn, maar is dat vaak niet

Om een voor de niveau-3 PSA bruikbaar rekenmodel te verkrijgen zijn de volgende keuzes gemaakt:

- Met minimale medische zorg (ontstekingsbestrijding, antibiotica) kan de LD₅₀ en de drempeldosis T voor het rode beenmergsyndroom en maagdkanaal met een factor ca. 1,5 verhoogd worden.
- Er zijn weinig gegevens om de (mathematische) vorm van de dosis-effectrelatie vast te leggen. Pragmatisch is gekozen voor de volgende relatie tussen de sterftkans r , de in korte tijd geabsorbeerde low LET dosis D , de vormfactor v en de LD₅₀:

$$r = (1 - e^{-\ln(2)(D/LD_{50})^v})^v$$

- Bij een keuze voor een LD₅₀ en een T uit bovenstaande ranges wordt de waarde van de vormparameter v zo berekend dat het berekende risico op een fataal aflopend syndroom bij de dosis T precies 1% is. Bij de keuze van LD₅₀ en T wordt aansluiting gezocht bij de waardes gerapporteerd door ICRP en UNSCEAR.
- Om het biologisch effect van andere stralingstypen in rekening te brengen moeten RBE-factoren (D_n) in rekening gebracht worden. De internationaal geaccepteerde RBE factoren (ICRP60: w_R) die gebruikt worden om equivalente orgaandosis uit te rekenen zijn gebaseerd op de stochastische effecten. De RBE factoren (D_n) voor fatale deterministische effecten zijn kleiner dan de RBE-factoren (w_R) voor stochastische effecten. Daarom kan conservatief de equivalente orgaandosis (voor stochastische effecten) gebruikt worden voor de berekening van de deterministische effecten.
- Wanneer de blootstellingsduur langer duurt dan een dag is het effect van de blootstelling minder dan wanneer dezelfde dosis in (minder dan) een dag opgelopen wordt. Dit kan verdisconteerd worden door bij een lange blootstellingduur een hogere LD₅₀ te gebruiken. De onzekerheid in de toename van de LD₅₀ is groot. Bij constant dosistempo is, voor het rode beenmerg de LD₅₀ voor een periode van 1 dag, 7 dagen, 14 dagen en 30 dagen resp. 4 - 4,5 Gy-eq., 6,4 - 9 Gy-eq., 7,6 - 9 Gy-eq. en 9,7 tot 18 Gy-eq. Voor de andere organen neemt de LD₅₀ zo sterk toe dat, bij niveau-3 PSA toepassingen, de dosis (bij constant of afnemend dosistempo) opgelopen na de eerste 24 uur relatief weinig bijdraagt aan het risico. Bijvoorbeeld, bij constant dosistempo is, voor het longsyndroom, de LD₅₀ voor een periode van 1 dag, 7 dagen, 14 dagen en 30 dagen respectievelijk 15 Gy-eq., 80 - 240 Gy-eq., 100 - 240 Gy-eq. en 150 - 500 Gy-eq.

Bij de in een niveau-3 PSA beschouwde ongevallen zijn de dosis en het dosistempo in de eerste dag het grootst. Daarna zal gedeponneerd materiaal een met de tijd geleidelijk afnemend gronddosistempo veroorzaken. Wanneer het gronddosistempo zo hoog is dat deterministische effecten kunnen optreden, zal het gebied binnen een dag na het ongeval ontruimd worden.

Bij de meest voorkomende niveau-3 PSA brontermen zal het rode beenmerg syndroom het deterministische risico overheersen. Bij sommige weersomstandigheden kan blootstelling van de huid ook een belangrijke bijdrage aan het risico geven. Het maagdkanaal- en longsyndroom zal alleen bij ongebruikelijke brontermen en blootstellingswegen een belangrijke bijdrage geven.

Standaard: Voor de dosis-effectrelatie voor de deterministische effecten kunnen, bij een blootstelling gedurende één dag, de parameterwaardes uit **tabel 3-5** gebruikt worden:

Tabel 3-5 Standaard parameterwaardes voor de dosis-effectrelatie voor de deterministische effecten

Orgaan	LD ₅₀ (Gy-eq.)	vormfactor v	Drempel T (Gy-eq.)	Gevolg
Rode beenmerg*	4	5	1,75	sterfte
Longen	10	7	5.5	sterfte
Maagdarmkanaal*	14	5	6	sterfte
Huid	20 (D ₅₀)	5	8,5	levensbedreigende verbranding**

* met beperkte medische zorg

** aangenomen moet worden dat 5% van de individuen met levensbedreigende verbranding, overlijdt.

Bij een langere blootstellingsduur kan de LD₅₀ verhoogd worden. De rekenmethodiek hiervoor is beschreven in paragraaf 5.3.1.

Voorschrift: Als op voorhand niet is aan te geven welke beschadiging verantwoordelijk is voor de sterfte, moeten bij een niveau-3 PSA de effecten op het beenmerg, de longen, het maagdarmkanaal en de huid worden geanalyseerd.

Voorschrift: Voor Nederland moet worden verondersteld dat de slachtoffers na een ongeval ondersteunende medische verzorging wordt geboden, dat wil zeggen minstens bloedtransfusie en antibiotica.

3.6 Maatregelen

Bij een ongeval met een nucleaire installatie waarbij radioactieve stoffen worden vrijgezet zal het rampenbestrijdingsplan voor die installatie in werking treden. Elke gemeente waar een nucleaire installatie in bedrijf is, heeft daartoe een rampenbestrijdingsplan. Afhankelijk van de ernst van het ongeval zal de rampenbestrijding lokaal, regionaal of landelijk geleid worden. Het Responsplan Nationaal Crisisplan Stralingsincidenten (2017, [37]) geeft de kaders voor deze gemeentelijke rampenbestrijdingsplannen, de regionale en landelijke NPK Responsorganisatie, en de algemene aanpak bij rampenbestrijding, zoals de interventieniveaus voor maatregelen.

Maatregelen hebben als doel om bij een stralingsongeval de veiligheid van mens en dier te beschermen en de situatie zo veel mogelijk terug te brengen in de oorspronkelijke toestand van voor het ongeval. Maatregelen dienen te worden afgestemd op de verschillende typen blootstellingswegen en hebben betrekking op directe en indirecte blootstelling aan straling of andere gevolgen voor de mens en maatschappij. Beschermende maatregelen zijn onder te verdelen in directe en indirecte maatregelen.

Directe maatregelen

Directe maatregelen zijn gericht op reductie van de directe blootstelling van de mens aan radioactieve stoffen en straling, bijvoorbeeld vanuit een radioactieve wolk. Voorbeelden zijn schuilen, evacuatie (onmiddellijke, vroege en niet urgente), jodiumprofylaxe en huidontsmetting binnen 24 uur. De uitvoering van deze maatregelen is complex en de maatregelen moeten goed gecoördineerd worden.

Indirecte maatregelen

Indirecte maatregelen zijn gericht op de niet directe blootstellingswegen van een radioactieve lozing, bijvoorbeeld op het eten van besmet voedsel. Voorbeelden van indirecte maatregelen zijn toegangscontrole, landbouwmaatregelen om besmetting van de voedselketen te voorkomen, medische zorg en psychosociale hulpverlening. Indirecte maatregelen kunnen zowel direct na een ongeval als op langere termijn afgekondigd en uitgevoerd worden.

Standaard: Bij het berekenen van de te toetsen risico's mogen dosisreducties door het treffen van directe maatregelen niet worden beschouwd. Dit betreft de maatregelen onmiddellijke, vroege en niet urgente evacuatie, jodiumprofylaxe, schuilen en huidontsmetting binnen 24 uur [38].

Voedselbeperkingen kunnen wel meegenomen worden in de risicoberekening. Van de andere maatregelen mag aangenomen worden dat deze na één of meer dagen ingesteld worden als de interventielimieten overschreden zijn.

Hierbij is meegenomen dat de uitvoering van directe maatregelen complex is en goed gecoördineerd moet worden. Het is dus niet op voorhand duidelijk of directe maatregelen wel tijdig en effectief uitgevoerd kunnen worden en of alle bedreigde individuen wel tijdig bereikt kunnen worden. Het individueel risico wordt dus bepaald voor de groep die niet bereikt wordt bij het eventueel uitvoeren van de maatregelen en ook voor het groepsrisico is niet op voorhand te zeggen hoe effectief maatregelen kunnen worden uitgevoerd.

Voor het groepsrisico geldt daarnaast dat dit sterk kan afnemen wanneer directe maatregelen als evacuatie meegewogen worden. Hierdoor zou de situatie kunnen ontstaan dat uit de risicoanalyse zou volgen dat een klein ongeval waarbij interventiegrenzen voor maatregelen niet overschreden worden een grotere bijdrage aan het groepsrisico zou leveren dan een groot ongeval waar directe maatregelen wel meegewogen worden. Tot slot speelt bij het groepsrisico een rol dat dit ook gebruikt wordt als maat voor de maatschappelijke ontwrichting en evacuatie ook tot maatschappelijke ontwrichting zal leiden.

3.7 Ontwerpongevallen

Om aan te tonen dat veiligheidssystemen en de andere voorzieningen in voldoende mate de veiligheid van de omwonenden en werkers waarborgen, moet de effectiviteit van deze veiligheidssystemen en voorzieningen in een aantal verschillende ongevalssituaties onderzocht worden.

Van ieder onderdeel van de installatie, d.w.z. elk proces, opslagruimte, etc., moet aan de hand van een lijst met gepostuleerde begin-gebeurtenissen onderzocht worden, welke gebeurtenis(sen) tot een ongeval bij dit onderdeel kunnen leiden (faalscenario) en hoe de response van de veiligheidssystemen op dat ongeval is. Daarbij zijn de volgende twee groepen te onderscheiden:

Ontwerpongevallen

Een ontwerpongeval is een ongeval waarmee in het ontwerp rekening is gehouden. Bij een dergelijk ongeval falen een of meer veiligheidssystemen, als gevolg van een gepostuleerde begin-gebeurtenis, door interne of externe oorzaak. De overige systemen blijven bij een dergelijk ongeval intact. Aangetoond moet worden de nog functionerende systemen de gevolgen van dit ongeval in voldoende mate mitigeren.

Buiten-ontwerpongevallen

Dit zijn ongevallen die zo onwaarschijnlijk zijn, dat de installatie niet zo ontworpen hoeft te worden dat deze ongevallen volledig voorkomen worden of de gevolgen volledig gemitigeerd worden. De installatie moet desondanks wel zo ontworpen zijn dat het gesommeerde risico van de ontwerpongevallen lager is dan de wettelijke limiet. Het identificeren en analyseren van buiten-ontwerpongevallen is het onderwerp van de niveau-1, niveau-2 en niveau-3 PSA.

Het Bkx [8] vraagt onder Artikel 6 onder h:

een veiligheidsrapport, inhoudende een beschrijving van de maatregelen, die door of vanwege de aanvrager zullen worden getroffen ter voorkoming van schade, of ter beperking van de kans op schade, waaronder begrepen de maatregelen ter voorkoming van schade buiten de inrichting, tijdens normaal bedrijf, en ter voorkoming van schade voortvloeiende uit de in die beschrijving te vermelden gepostuleerde begin-gebeurtenissen, alsmede een risicoanalyse van de schade buiten de inrichting als gevolg van die gebeurtenissen;

en onder i:

een risicoanalyse van de schade buiten de inrichting als gevolg van buiten-ontwerpongevallen;

Het veiligheidsrapport omvat dan onder de noemer "ontwerpongevallen" een risicoanalyse van de schade buiten de inrichting als gevolg van de gepostuleerde begin-gebeurtenissen. De adequaatheid van de in het ontwerp ingebouwde maatregelen ter voorkoming van schade buiten de inrichting (vaak een 'defence in depth' systeem) kan worden getoetst aan de hand van de *dosis*limietwaarden in artikel 18, 2e lid, van het Bkx [8].

Tabel 3-6 Dosislimietwaarden voor ontwerpgevallen overeenkomstig artikel 18, 2^e lid, van het Bkse [8].

Gebeurtenisfrequentie F per jaar	Maximaal toegestane effectieve dosis		Maximaal toegestane schildklierdosis
	personen vanaf 16 jaar	personen tot 16 jaar	
$F \geq 10^{-1}$	0,1 mSv	0,04 mSv	500 mSv
$10^{-1} > F \geq 10^{-2}$	1 mSv	0,4 mSv	500 mSv
$10^{-2} > F \geq 10^{-4}$	10 mSv	4 mSv	500 mSv
$F < 10^{-4}$	100 mSv	40 mSv	500 mSv

Merk op dat volgens het Bkse het restrisico van ontwerpgevallen niet getoetst hoeft te worden aan de risicolimieten: de dosislimieten voor ontwerpgevallen ([8] artikel 18, 2^e lid) zijn al zo streng dat automatisch voldaan zal zijn aan de (rest-)risicolimieten ([8] artikel 18, 3^e lid).

De Handreiking VOBK [6] stelt strengere randvoorwaarden aan radiologische doelstellingen in verband met de mogelijkheden voortvloeiend uit de voortschrijding van de technologie en de aanbevelingen van de WENRA. Daarnaast is zoals eerder genoemd de ontwerpbasis voor nieuwe reactoren in de Handreiking VOBK uitgebreider dan in het verleden; in de ontwerpbasis zijn nu ook gepostuleerde begin-gebeurtenissen met meervoudig falen en gepostuleerde kernsmeltongevallen opgenomen die eerder onderdeel uitmaakten van de buiten-ontwerpgevallen.

De beoordeling of de veiligheidssystemen voldoende veiligheid bieden wordt dan gebaseerd op de dosislimieten uit het Bkse [8] en de aanvullende dosislimieten uit de Handreiking VOBK [6].

Tabel 3-7 Dosislimieten Bkse [8] en VOBK [6] voor de aandachtsgroep kinderen

Ontwerpongevallen	Gebeurtenis-frequentie (per jaar)	Bkse (70 jaar volgdosis)	VOBK (70 jaar volgdosis)
BKSE: gepostuleerde begin-gebeurtenissen.	> 1E-1	0,04 mSv	0,1 mSv
	1E-1 - 1E-2	0,4 mSv	0,1 mSv
VOBK: ongevallen zonder kernsmelt, waaronder voorziene bedrijfsvoorvallen (VOBK veiligheids-niveau 2, 3a en 3b).	1E-2 - 1E-3	4 mSv	1 mSv
	1E-3 - 1E-4	4 mSv	10 mSv
	< 1E-4	40 mSv	10 mSv
		Maatregelzones*	
Gepostuleerde kernsmelt-ongevallen (VOBK veiligheids-niveau 4)	Buiten-ontwerpongeval	> 3 km van terreingrens: geen evacuatie nodig	
		>5 km van terreingrens: geen schuilen of jodiumprofylaxe nodig	

* De zones dienen als ontwerprandvoorwaarde gecombineerd te worden met de Nederlandse interventiewaarden. Hiervoor worden de volgende interventiewaarden (zie [37]) gehanteerd, op basis van een berekende potentiële dosis te ontvangen binnen 48 uur (voor evacuatie en schuilen) of 7 dagen (voor jodiumprofylaxe) na aanvang van de lozing: voor evacuatie is de interventiewaarde een potentiële effectieve dosis $E \geq 100$ mSv, voor schuilen is de interventiewaarde een potentiële effectieve dosis $E \geq 10$ mSv, en voor het uitdelen van jodiumprofylaxe is de interventiewaarde een potentiële schildklierdosis voor kinderen $H_{\text{schild}, < 18 \text{ jr}} \geq 50$ mSv.

3.7.1 Rekenmethoden bij ontwerpongevallen

De rekenmethode voor de niveau-3 PSA brontermen is ook bruikbaar voor de analyse van de dosis ten gevolge van ontwerpongevallen. Het resultaat van de gebruikte rekenmethode is een statistische verdeling van de doses buiten de terreingrens.

Voorschrift: De analyse van dosis ten gevolge van ontwerpongevallen moet 'probabilistisch' worden uitgevoerd. Dit houdt in dat op basis van de mogelijke weersomstandigheden tijdens het ongeval de verdeling van de maximale dosis per weerscenario moet worden bepaald. De 95-percentiel van de gevonden verdeling wordt getoetst aan de dosislimieten uit het Bkse [8] en, wanneer van toepassing, de Handreiking VOBK [6].

Voor ontwerpongevallen dienen de volgende 95-percentielen van de maximale dosis per weerscenario getoetst te worden:

- de effectieve dosis voor volwassenen met 50 jaar volgdosis (Bkse)
- de effectieve dosis voor kinderen met 70 jaar volgdosis (Bkse, VOBK)
- de schildklierdosis voor volwassenen (Bkse)
- de schildklierdosis voor kinderen (Bkse)

- de effectieve dosis voor kinderen op meer dan 3 km en meer dan 5 km afstand van de terreingrens, met 48 uur volgdosis (VOBK veiligheids-niveau 4b)

Wanneer niet is aangegeven waar deze limiet geldt, dan moet aangenomen worden dat elke plek aan of buiten de terreingrens gebruikt wordt voor de aandachtsgroep. De terreingrens is verbonden aan de 15 onder b vergunning; daarin is de locatie van die grens bepaalt.

3.7.2 Verschillen met een niveau-3 PSA

De volgende verschillen tussen een niveau-3 PSA en de analyse van ontwerpongevallen vallen op:

- De brontermen bij ontwerpongevallen zijn veel kleiner dan bij buiten-ontwerpongevallen (PSA). Dit betekent onder meer dat bij ontwerpongevallen geen deterministische gevolgen zullen optreden.
- Buiten-ontwerpongevallen worden getoetst aan de risicocriteria, ontwerpongevallen aan een dosiscriterium. Dit betekent dat bij ontwerpongevallen de analyse van de *dosisgevolgen* niet wordt uitgevoerd.
- Buiten-ontwerpongevallen die niet leiden tot deterministische gevolgen worden getoetst aan het criterium voor het maximaal individueel risico. Dit individueel risico is evenredig met de over de meteorologie gemiddelde dosis. Bij een vergelijkbaar ontwerpongeval wordt de 95-percentiel van de dosisverdeling gepresenteerd en getoetst. Dit betekent dus dat de dosisresultaten van een analyse van een ontwerpongeval (95-percentiel dosis) niet in een (conditioneel) risico (gemiddelde dosis x risicofactor) kunnen worden omgezet zonder de gehele dosisverdeling te kennen.
- Bij een niveau-3 PSA is de relatieve bijdrage van de externe wolkdosis aan het risico meestal gering. Bij bepaalde ontwerpongevallen (vooral lozing van edelgassen) kan deze blootstellingsweg wel dominant zijn.

3.8 Onzekerheidsanalyse

Bij de interpretatie van de resultaten van een niveau-3 PSA kan het noodzakelijk zijn te beschikken over een schatting van de nauwkeurigheid van de gepresenteerde getallen, ook wel de 'onzekerheid' genoemd. De onzekerheid in de resultaten van een PSA is een combinatie van de onzekerheden in de niveau-1, -2 en -3 PSA's. Dit betekent dat de onzekerheden in de niveau-1 en -2 PSA resultaten (brontermfrequentie, omvang en nuclidesamenstelling) invoer zijn voor de onzekerheidsanalyse van een niveau-3 PSA.

Een onzekerheidsanalyse van een gevolganalyse moet worden uitgevoerd als een onderzoek naar de uitkomsten gegeven de variabiliteit van de parameters. Om ook modelonzekerheid in de analyse te beschouwen wordt deze onzekerheid toegeschreven aan een voor dat model relevante parameter. De

nadruk bij een onzekerheidsanalyse ligt op het bepalen van de betrouwbaarheidsgrenzen van de gevolgen en de gevoeligheid van de gevolgen voor veranderingen in individuele parameters.

Wanneer de niveau-3 PSA uitgevoerd wordt met de in de Vbs, DOVIS-A, NNM, en deze handreiking vastgestelde modellen en parameterwaardes, is er procedureel geen onzekerheid voortkomend uit de niveau-3 PSA in de te toetsen resultaten. De vraag is dan hoeveel de met de vastgestelde modellen en parameterwaardes berekende doses en risico's kunnen afwijken van de werkelijke doses en risico's.

Uit de literatuur kan opgemaakt worden dat er een grote onzekerheid in de verspreidings-, dosis-, en gevolgeberekening is bij een gegeven ongeval en gegeven weerscondities. De gemeten besmettingen en dosis, en de uit epidemiologische studies op te maken risico's kunnen één tot twee ordes van grootte afwijken van de prognose met de gangbare modellen. De hoofdoorzaak daarvan is dat lokale fluctuaties in de luchtverspreiding, in grondgebruik en leefgewoontes, en in fysiologische eigenschappen van de individuen veel groter zijn dan wat in de rekenmodellen wordt aangenomen.

Bij een niveau-3 PSA worden veel verschillende weerscondities beschouwd en meestal meerdere brontermen, waarbij de effecten op verschillende groepen individuen onder verschillende omstandigheden via een statistisch proces worden samengevoegd. Het is waarschijnlijk dat in deze statistische samenvoeging het effect van de grote lokale fluctuaties (per bronterm en weersconditie) grotendeels worden afgedekt. Bijvoorbeeld, het effect op een groep individuen die twee keer gevoeliger is voor straling dan in de berekening is aangenomen, wordt afgedekt door de situatie waarbij de windsnelheid gehalveerd is. Verwacht wordt dat de uiteindelijke onzekerheid vanwege het stochastische karakter van de niveau-3 PSA resultaten veel kleiner is: minder dan een orde van grootte.

In dit proces moet er wel aandacht zijn voor systematische afwijkingen. Wanneer een model of parameterwaarde een effect systematisch onderschat, kan dit leiden tot onderschatting van doses, kansen op gezondheidseffecten en risico's. Zelfs dit is tot op zekere hoogte te compenseren door het gebruiken van overwegend conservatieve modellen en parameterwaardes. Dit geeft de resultaten een zekere robuustheid tegen systematische onderschattingen die nu of in de toekomst ontdekt worden.

4 Uitvoering en presentatie

In het voorgaande hoofdstuk is een beschrijving gegeven van de modellen die in een rekenprogramma voor het uitvoeren van een probabilistische gevolgenanalyse moeten zijn opgenomen. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de praktische uitvoering van een probabilistische gevolgenanalyse. Daartoe wordt eerst dieper ingegaan op het verzamelen van de invoergegevens en wordt vervolgens aandacht besteed aan de presentatie van de resultaten.

4.1 Keuze van het rekenprogramma

Diverse nationale en internationale niveau-3 PSA programma's zijn ontwikkeld in de periode van medio jaren '80 tot medio jaren '90. Voor de ontwikkeling van elke code waren vele tientallen manjaren nodig. Destijds zijn ook benchmarks uitgevoerd, zoals bijvoorbeeld de NEA benchmark [39], waarin COSYMA (EC), Arano (Finland), Lena (Zweden), Condor (UK), MACCS (USA), MECA2 (Spanje) en OSCAAR (Japan) met elkaar zijn vergeleken. In de periode van 1993 tot 2000 was er een zeer omvangrijke internationale toepassing van COSYMA en MACCS in een gezamenlijk project van de US Nuclear Regulatory Commission (USNRC) en de Europese Commissie (EC), met als doel een zo volledig mogelijk inzicht te krijgen in de nauwkeurigheid van voorspellingen van niveau-3 PSA codes.

Andere internationaal beschikbare computermodellen zijn RODOS (begonnen als een spin-off van het COSYMA-team, nu een eigen product voor 'emergency management support', echter niet langer geschikt voor niveau-3 PSA) en HotSpot [40] (primair bedoeld voor 'emergency management support', beperkt inzetbaar voor niveau-3 PSA). Van de computermodellen is alleen aan MACCS, RODOS en HotSpot in de afgelopen 10 jaar nog ontwikkelingswerk verricht.

De broncodes van COSYMA en MACCS2 zijn vrij beschikbaar binnen de EU en geassocieerde landen, en de programma's zijn gebruikt door ongeveer 50 organisaties in diverse lidstaten. Vanwege de grote internationale acceptatie van COSYMA en MACCS2, de brede gebruikservaring en de beschikbare ervaringen uit de codevergelijking en gebruik in onzekerheidsstudies, is deze handreiking waar mogelijk terughoudend met eisen tot implementatie van allerlei aanpassingen aan de internationale computermodellen.

Niettemin er hebben sommige ontwikkelingen die in Nederland plaatsgevonden die relevant zijn voor een niveau-3 PSA die ook bij niveau-3 PSA berekeningen moeten worden toegepast. Deze handreiking hanteert daartoe het volgende uitgangspunt: *Indien de 'internationale praktijk' het eindpunt overschat, is de gebruiker vrij dit te accepteren dan wel het in de handreiking gegeven advies op te volgen. Indien de praktijk echter het eindpunt onderschat (gelet op groepsrisico en maximaal individueel risico), dan moet de gebruiker het in de handreiking beschreven voorschrift volgen.*

De algemene vorm van de modellen in COSYMA en MACCS2 komt overeen met de beschrijving in deze handreiking. Op detailniveau en in de keuze van parameterwaardes zijn er verschillen. Daarom is het mogelijk om (onder voorwaarden) te stellen dat de resultaten COSYMA/MACCS2 berekeningen in voldoende mate overeen komen met resultaten met berekeningen die conform de modellen zoals beschreven in deze handreiking uitgevoerd zijn. Dit is nader onderzocht in een zgn. topic studie bij deze handreiking [15].

In Nederland is een nauwkeurige implementatie van de rekenmodellen uit de Vbs [10], DOVIS-A [11] en het NNM [5] ingebouwd in het programma NUDOS2 [18]. Met dat programma kunnen de dosis ten gevolge van reguliere luchtgedragen emissies berekend worden, als ook de dosis en risico's van ongevalsemissies met een eenvoudig emissieverloop.

In paragraaf 5.4 wordt nader ingegaan op de condities waaronder programma's als COSYMA en MACCS2 gebruikt kunnen worden voor de niveau-3 PSA en de analyse van ontwerpongevallen.

4.2 Invoergegevens

Voor een probabilistische gevolgenanalyse moet een grote hoeveelheid invoergegevens worden verzameld. Door manipulatie van deze invoergegevens kan de gebruiker van een rekenprogramma grote invloed uitoefenen op de resultaten van de analyse. Dit betekent dat dit proces van het verzamelen van de invoergegevens goed moet zijn gestructureerd en goed moet worden gedocumenteerd. Hier wordt een overzicht gegeven van de invoergegevens die beschikbaar moeten zijn en zowel gekwalificeerd als gekwantificeerd moeten worden voordat de analyse wordt uitgevoerd. De invoergegevens zijn globaal in de volgende klassen in te delen:

- Modelparameters
- Materiaalconstanten zoals halveringstijden voor radioactief verval en energie van uitgezonden γ -straling en geproduceerde dochternucliden.
- Nuclide-specifieke gegevens als dosisconversiecoëfficiënten. Deze gegevens zijn afkomstig van andere meestal zeer complexe rekenprogramma's.
- Meteorologische gegevens. Hierbij valt een onderscheid te maken tussen de tot het verspreidingsmodel behorende parameters (bijvoorbeeld de sigma's van de Gaussverdeling) en de uurlijkse weersgegevens die de basis vormen van de probabilistische analyse.
- Bevolkingsgegevens en landgebruik.

De bij een niveau-3 PSA benodigde parameters worden voor een groot deel bepaald door de Vbs [10], DOVIS-A [11] en het NNM [5]. Andere zijn weer specifiek voor het gebruikte rekenprogramma.

Achtereenvolgens worden besproken: gegevens voor de bronterm, atmosferische verspreiding en depositie, dosisberekening en gezondheidsgevolgen, bevolkingsgegevens en maatregelen.

4.2.1 De bronterm

Het startpunt voor elke gevolgenanalyse is de bronterm. Onder de definitie van de bronterm valt zowel wat er wordt geloosd als hóe en met welke frequentie die lozing plaatsvindt. Dit betreft gegevens over de hoogte van de lozing en gebouwdimensies, de omvang van de lozing, de chemische samenstelling, de deeltjesgrootteverdeling, de warmte-inhoud, de vochtigheid, vertragingstijd en lozingsduur, en tenslotte de kans waarmee de bronterm optreedt. Deze punten zijn al uitgebreid aan de orde gekomen in § 3.2 en worden hier niet verder besproken.

4.2.2 Meteorologische gegevens

Het NNM bevat een database en een rekenschema om voor elke locatie in Nederland een set van representatieve meteorologische data te genereren die voldoende nauwkeurig is voor prognoses voor de verspreidingsberekening.

Bij de rapportage volstaat het om voor de locatie een korte samenvatting van de belangrijkste meteorologische statistieken te geven, zoals de windsnelheid, windrichting, neerslag en een stabiliteits- en hoogteaanwijzing van de menglaag.

4.2.3 Bevolkingsgegevens en landgebruik

Voor de berekening van het groepsrisico moeten actuele gegevens over de bevolking en het landgebruik worden gebruikt. Het landgebruik beschrijft ook de tijdelijke bevolking, bijvoorbeeld die op een naburig industrieterrein werken of aanwezig zijn in een nabijgelegen recreatiegebied. Voor de berekening van het individuele risico en – bij ontwerpongevallen – de doses is ook een nauwkeurige aanduiding van de terreingrens nodig. In de rapportage kan dit weergegeven worden met kaartmateriaal en samenvattende tabellen.

4.3 Presentatie van de resultaten

Het resultaat van een probabilistische gevolgenanalyse is tevens het eindresultaat van een complete (niveau 1 t/m 3) probabilistische risicoanalyse. De gebruikelijke presentatie van probabilistische resultaten die een bepaalde omvang aangeven en gelden voor het hele rekenrooster (bijv. aantal, oppervlak) is de CCDF-curve (Complementaire Cumulatieve Distributie Functie). Daarnaast kan de CCDF-curve worden gebruikt om de verdeling van de resultaten op een roosterpunt te presenteren (bijvoorbeeld de individuele dosis). Een CCDF-curve is samengesteld uit de resultaten van een groot aantal herhaalde berekeningen, waarbij de volgende variabelen worden gevarieerd:

- De bronterm,
- Weerreeksen (stabiliteit, windsnelheid, windrichting en regenintensiteit)

Voor elke combinatie van een bronterm en een weerreeks kan bijvoorbeeld het aantal deterministische en stochastische slachtoffers worden berekend. Samen met de gecombineerde frequentie van optreden van de bronterm en de weerreeks levert dat aantal een bijdrage aan de CCDF-curve. Naast een CCDF-curve kunnen met dezelfde berekeningsresultaten de (bevolkingsonafhankelijke) individueel-risicocontouren worden bepaald.

Naast de meest gebruikelijke eindpunten 'deterministische en stochastische sterfgevallen' is er een groot aantal andere eindpunten denkbaar zoals:

- deterministische gevolgen zoals ziekte, niet-fatale tumoren,
- aantal personen per dosisinterval,
- genetische gevolgen,
- omvang niet toegankelijk besmet gebied,
- financiële schade,
- aantallen vroeg en laat te evacueren mensen.

Het primaire doel van een in deze handreiking beschreven niveau-3 PSA is het leveren van aan de risicocriteria toetsbare resultaten. Dit betekent dat in ieder geval het maximaal individueel risico en het groepsrisico moeten worden gepresenteerd. Voor het groepsrisico worden enkel deterministische gevolgen beschouwd, voor het individueel risico zowel deterministische als stochastische gevolgen. Naast deze toetsbare resultaten zal in veel gevallen ook de collectieve dosis en de grootschalige bodembesmetting een onderdeel zijn van de gevraagde rapportage, evenals de invloed van maatregelen op die eindpunten. Naast de in de volgende paragrafen beschreven eindresultaten moet de rapportage gegevens en tussenresultaten bevatten op basis waarvan controleberekeningen kunnen worden uitgevoerd.

4.3.1 Individueel risico

Het te toetsen eindpunt is het maximaal individueel risico. Dit risico is opgebouwd uit de bijdragen van alle gecombineerde brontermscenario's en weerreeksen, en omvat de kans op sterfte door zowel deterministische als stochastische gevolgen.

Voorschrift: Het te presenteren en aan de risicocriteria te toetsen maximaal individueel risico is één getal. De locatie waar dat risico wordt gevonden moet worden aangegeven. Aan dit voorschrift kan met de bestaande niveau-3 PSA rekenprogramma's niet zonder meer worden voldaan.

Verfijningen:

- Om inzicht te krijgen in de verdeling van het individueel risico in de omgeving van de centrale is het aan te bevelen de contouren van het individueel risico te presenteren. In die contouren kan het maximaal individueel risico worden aangegeven.

- Omdat het optreden van deterministische en stochastische gevolgen door verschillende processen wordt beheerst en een verschillende gevoeligheid hebben voor maatregelen, kunnen het maximaal individueel risico en de risicocontouren daarnaast ook worden gepresenteerd voor alleen de deterministische respectievelijk stochastische gevolgen.
- Een verder inzicht kan worden verkregen door ook de bijdragen per blootstellingsroute en per nuclide te presenteren.
- Om een terugkoppeling te maken met de niveau-2 PSA kan (minstens) voor de plaats waar het maximaal individueel risico wordt gevonden het conditioneel individueel risico per bronterm worden gepresenteerd. Dit mag in de vorm van een tabel of een CCDF-curve. Deze vorm van presentatie geeft inzicht in welk deel van het risico wordt bepaald door de kans op de bronterm en welk deel door de radiologische gevolgen van die bronterm. Ook deze presentatie kan worden aangevuld met een differentiatie naar deterministische en stochastische gevolgen.

4.3.2 Groepsrisico

Voorschrift: Het te toetsen eindpunt is de CCDF-curve van de sterfte door deterministische gevolgen. Dit risico is ook opgebouwd uit de bijdragen van alle gecombineerde brontermscenario's en weerreeksen.

Verfijningen:

- Ook voor het groepsrisico kan het aandeel van de verschillende brontermen zichtbaar worden gemaakt, door tevens de CCDF-curve voor elke bronterm te presenteren.
- Als maatregelen worden beschouwd, kan ook voor het groepsrisico de invloed van die maatregelen worden aangegeven, zowel voor de combinatie van maatregelen als ook voor elke maatregel apart.
- De voor het groepsrisico gebruikelijke presentatiewijze (CCDF-curven) kan ook worden gebruikt om de omvang van de maatregelen (aantal geëvacueerde personen, omvang besmet gebied, enz.) bij de verschillende brontermen aan te geven.

4.3.3 Collectieve Dosis

De collectieve dosis is de integraal over de bevolking van de individuele dosis, en is dus per bronterm en per weerscenario één getal. Voor de beoordeling van de collectieve dosis is er in Nederland geen toetsingscriterium.

- De presentatie van de collectieve dosis kan op dezelfde wijze geschieden als voor het groepsrisico (CCDF-curven). Naast het groepsrisico, dat de omvang van de deterministische gevolgen van grote ongevallen beoordeelt, geeft de collectieve dosis vooral inzicht in de omvang van de stochastische gevolgen, zowel voor grote als kleine ongevallen.

- In verband met de evaluatie van maatregelen kunnen de relatieve bijdragen van de individuele dosisintervallen en de blootstellingswegen worden gepresenteerd.

4.3.4 Bodembesmetting

Ook voor de beoordeling van de omvang van besmette gebieden is er in Nederland geen toetsingscriterium. De omvang van het besmette gebied is een maat voor de mogelijke economische schade en een aanvulling op het groepsrisico en de collectieve dosis voor die situaties waar er geen sprake is van bevolking rond de centrale. De omvang van het besmette gebied is per bronterm, per weerscenario, en per besmettingsnorm één getal.

De presentatie van de bodembesmetting kan op dezelfde wijze geschieden als voor het groepsrisico (CCDF-curven).

4.4 De rapportage

Behalve de presentatie van de numerieke resultaten van de analyse moet ook het kader worden aangegeven waarbinnen de analyse is uitgevoerd. Dit kader wordt bepaald door het doel van de analyse, de gehanteerde methoden en de gebruikte invoergegevens.

4.4.1 Doel van de analyse

Als eerste moet de rapportage de reden voor de uitvoering van de analyse geven. De volgende lijst geeft een opsomming van de gebruiksmogelijkheden van de resultaten van een niveau-3 PSA:

- Kwantitatieve risicoanalyse
- Vergelijking van vestigingsplaatsen
- Onderdeel van een Milieu-Effect Rapportage
- Ondersteuning bij de ontwikkeling van regelgeving
- Evaluatie van veranderingen in het ontwerp en procedures
- Ontwikkelen en evalueren van maatregelen
- Toetsen van ontwerpgevallen voor het veiligheidsrapport

Voor enkele van de genoemde toepassingen is het niet correct de term 'PSA' te gebruiken. Niet altijd zal er probabilistisch worden gerekend (evaluatie van maatregelen) of het eindpunt het risico op sterfte zijn (voor ontwerpgevallen wordt wel probabilistisch gerekend maar stopt de analyse na de dosisberekening).

Als een toetsing plaatsvindt aan kwantitatieve risiconormen moet worden aangegeven aan welke normen wordt getoetst en op welke wijze deze toetsing plaatsvindt. Naast een toetsing van de omvang van bepaalde gevolgen (in Nederland alleen sterfte aan deterministische en stochastische

gevolgen) aan kwantitatieve normen is het gewenst inzicht te verschaffen in andere gevolgen zoals de omvang van het besmet gebied, economische gevolgen en de invloed van maatregelen. Voor een goede beoordeling van de uiteindelijke resultaten is het dan gewenst om vooraf aan te geven hoe die aanvullende resultaten zullen worden beoordeeld.

4.4.2 Uitgangspunten en methoden

Voorschriften:

- De uitvoerder van een niveau-3 PSA moet inzicht geven in de gehanteerde uitgangspunten. Zo moet worden aangegeven met welk rekenprogramma de analyse is uitgevoerd. Een rekenprogramma heeft meestal veel opties die via de invoer kunnen worden geselecteerd. In de rapportage moet worden aangegeven welke opties zijn gekozen (en waarom).
- Als de uitvoerder het nodig heeft geacht veranderingen aan te brengen in zijn versie van een internationaal beschikbaar rekenprogramma, dan moet gedetailleerd worden aangegeven welke veranderingen zijn aangebracht en waarom. Eveneens moet worden aangegeven wat de invloed is van de veranderingen op de resultaten van de berekeningen.
- Als andere rekenprogramma's dan algemeen beschikbaar niveau-3 PSA codes als MACCS2 en COSYMA gebruikt zijn, moet een beschrijving daarvan worden overlegd. Die beschrijving moet voldoende gedetailleerd zijn om een toetsing van de methoden en modellen aan deze handreiking mogelijk te maken.

4.4.3 Invoergegevens

Met de keuze en het bewerken van de invoergegevens heeft de uitvoerder van een niveau-3 PSA een grote invloed op de resultaten van die analyse. Daarom is het van groot belang dat wordt aangegeven hoe het opstellen van de invoer heeft plaatsgevonden. Een goed voorbeeld van een systematische beschrijving van het proces van verzamelen van de invoergegevens is de beschrijving van de MACCS2-invoer in [41], opgesteld in het kader van "Computer Code Application Guidance for Documented Safety Analysis".

Voorschrift: De uitvoerder van een niveau-3 PSA moet elk deel van de invoer beschrijven, waarbij onder meer aandacht moet worden besteed aan:

- de herkomst van de gegevens, met referenties,
- op welke wijze de gegevens zijn bewerkt,
- als er slechts summiere gegevens beschikbaar zijn, hoe daarmee dan toch een invoer is geproduceerd,
- een overzicht van alle gebruikte invoergegevens.

Voor een analyse die getoetst wordt aan de Nederlandse risicobenadering moeten minstens de volgende invoergegevens worden beschreven:

- de brontermen,
- meteorologische gegevens,
- beschrijving van de locatie,
- bevolkingsgegevens.

Afhankelijk van het gebruikte rekenprogramma kunnen er nog aanvullende gegevens noodzakelijk zijn. Als de invloed van maatregelen op het gezondheidsrisico of het financiële risico deel uitmaakt van de te presenteren resultaten, moeten ook de volgende invoergegevens worden beschreven:

- maatregelscenario's en locatie-specifieke evacuatiegegevens,
- economische gegevens.

4.4.4 De resultaten en de toetsing

De resultaten moeten gepresenteerd worden zoals aangegeven in paragraaf 4.3. Aansluitend kan de toetsing van de resultaten aan de normen gepresenteerd worden, zie paragraaf 2.5, gevolgd door een kwalitatieve schets van de onzekerheden.

5 Gedetailleerde beschrijving modellen

De modellen en data zijn gedetailleerd beschreven in de Vbs [10], DOVIS-A [11] en het NNM [5]. In dit hoofdstuk wordt daarom alleen ingegaan op aanpassingen en uitbreidingen van die modellen die ten behoeve van de uitvoering van de niveau-3 PSA nodig zijn.

5.1 Atmosferische verspreiding en depositie

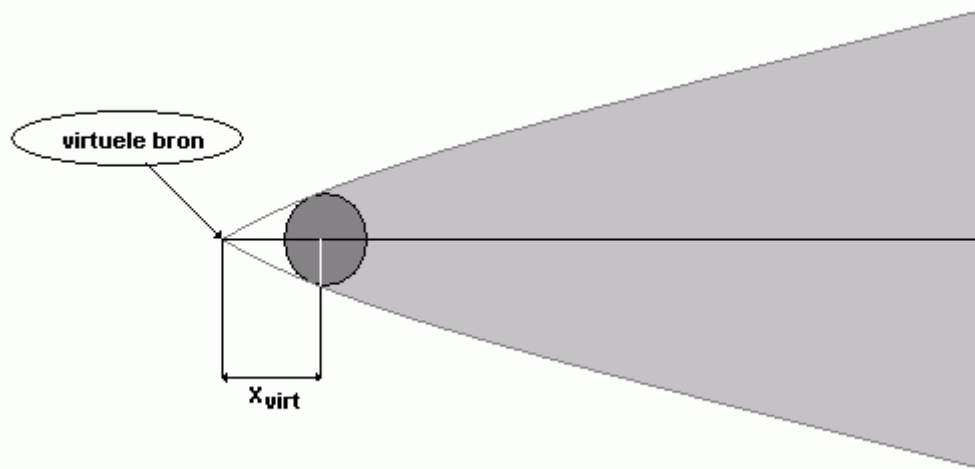
De achtergrond van de in de NNM [5] beschreven modellen voor atmosferische verspreiding en depositie als ook alternatieven voor enkele beperkingen daarvan voor gebruik bij ongevalslozingen is uitgebreid beschreven in [13]. Samenvattend kan gesteld worden dat genoemde modellen van het NNM vrijwel onverkort kunnen worden toegepast voor de gevolgenanalyse van ongevalslozingen van radioactieve stoffen. Omdat het NNM voornamelijk ontwikkeld is voor semi-continue bronnen wordt voor de hier beschouwde temporeel beperkte lozingen op enkele punten van de modellering van het NNM afgeweken. Ook ontbreekt bij het NNM wat informatie die specifiek voor het uitvoeren van verspreidingsanalyses van ongevalslozingen bij kernreactoren nodig is. Dit betreft de volgende zaken:

- Virtuele bron model voor groei van σ -parameters
- Opdeling van de lozingswolk bij gedeeltelijke uitbraak uit de menglaag t.g.v. pluimstijging
- Natte depositie van aerosolen en gassen alleen door uitwassen
- Depositie van gasvormig jodium

5.1.1 Virtuele bron model voor groei van σ -parameters

Het NNM-formuleapparaat ter berekening van de verspreidingsparameters gaat uit van een bi-Gaussische pluim uit een puntbron voor vaste transportsnelheid. Echte bronnen hebben echter eindige afmetingen. Zo geeft het NNM [5] voorschriften voor de invloed van pluimstijging (§ 3.7.2) en gebouwinvloed (§ 4.5) op de verdunning middels initiële waardes van σ_y en σ_z . In het NNM ontbreekt echter een voorschrift hoe die initiële waardes vervolgens te combineren met de voorschriften voor bepaling van de groei van $\sigma_y(t)$ en $\sigma_z(t)$ gegeven voor puntbronnen. Vanwege de koppeling van de transportsnelheid van de bi-Gaussische pluim met het zwaartepunt kunnen zelfs voor puntbronnen de formules van het NNM niet direct worden toegepast.

Hieronder wordt vastgelegd dat voor de bepaling van de verdunningsparameters het gebruikelijke 'virtuele bron' model [20] wordt toegepast. Daarbij wordt een virtuele bron gemodelleerd, die zodanig windopwaarts van de echte bron gepositioneerd is, dat de pluimafmeting van de bi-Gaussische pluim uit de virtuele bron ter plekke van de echte bron precies overeenkomt met de begin-pluimafmeting bij de bron, zie **Figuur 5-1**.



Figuur 5-1 Illustratie van het 'virtuele bron' model

Het 'virtuele bron' model werkt als volgt:

- Uitgangspunt is de grootte $\sigma'_{y,z}(x)$.
- Op basis van de transportsnelheid u en turbulentiecondities op transporthoogte wordt de afstand $x_{virt;y,z} = u \cdot \tau_{y,z}$ tot een virtuele puntbron bepaald zodanig dat $\sigma'_{y,z}(x) = \sigma(\tau_{y,z})$: in principe is $\tau_y \neq \tau_z$.
- $\tau_{y,z}$ wordt gebruikt om de $\sigma_{y,z}$ -waardes op afstand $dx = u \cdot dt$ uit te rekenen: $\sigma'_{y,z}(x + dx) = \sigma_{y,z}(\tau_{y,z} + dt)$

5.1.2 Pluimopdeling bij gedeeltelijke uitbraak uit de menglaag

Als de lozingswolk warmer is dan de omgevingslucht, kan pluimstijging optreden. De mate van de pluimstijging is naast de warmte-inhoud onder meer afhankelijk van de stabiliteit en windsnelheid, en wordt berekend volgens de in het NNM beschreven procedure. Bij voldoende warmte-inhoud kan de pluim geheel of gedeeltelijk uitbreken uit de menglaag. Volgens het NNM ([5], § 3.9) kan bij gedeeltelijke uitbraak uit de menglaag de fractie P van de pluim die in de menglaag blijft beschreven worden met de formule:

$$P = \max[0 , \min \{ 1 , (z_i - H_s - \Delta h/2) / \Delta h \}]$$

waarin:

- z_i hoogte van de menglaag
- H_s hoogte van de schoorsteen / ventilatieschacht
- Δh de berekende pluimstijging

Als de pluim slechts gedeeltelijk uit de menglaag breekt (i.e. $P \neq 0$ of 1), dan wordt deze gesplitst in een pluim *in* de menglaag en een pluim *boven* de menglaag. Het NNM is echter onvolledig in de beschrijving van beide deelpluimen. Daarom wordt de beschrijving hieronder vastgelegd.

Het NNM ([5], § 3.7.2, formule (50)) geeft initiële waarden voor σ_y en σ_z t.g.v. pluimstijging: $\sigma_y^0 = \sigma_z^0 = \Delta h/3,5$ op pluimashoogte H_{as} ($= H_s + \Delta h$). Daarmee ligt het initiële concentratieprofiel vast waaruit beide deelpluimen berekend moeten worden. Om het gecombineerde concentratieprofiel van beide deelpluimen goed te laten aansluiten:

- wordt de pluimashoogte van beide deelpluimen genomen als:

$$H_{as}^- = \min (H_{as} , z_i) \quad \text{pluimashoogte voor de deelpluim in de menglaag}$$

$$H_{as}^+ = \max (H_{as} , z_i) \quad \text{pluimashoogte voor de deelpluim boven de menglaag}$$

- wordt de initiële waarde van σ_y voor beide pluimen gelijk genomen aan de waarde volgens het NNM-voorschrift: $\sigma_y^0 = \Delta h/3,5$
- wordt de initiële waarde van σ_z van het pluimdeel met pluimas ongelijk aan z_i , gelijk genomen aan de waarde volgens het NNM-voorschrift: $\sigma_z^0 = \Delta h/3,5$
- wordt de initiële waarde van σ_z van het pluimdeel met pluimas gelijk aan z_i , berekend uit het initiële concentratieprofiel:

$$\sigma_z^{-0^2} = \int_0^{z_i} (z - z_i)^2 C(z; H_{as}; \sigma_z^0) dz, \text{ als } H_{as}^- = z_i,$$

$$\sigma_z^{+0^2} = \int_{z_i}^{\infty} (z - z_i)^2 C(z; H_{as}; \sigma_z^0) dz, \text{ als } H_{as}^+ = z_i.$$

met $C(z; H_{as}; \sigma_z^0)$ de over de dwarsrichting y geïntegreerde bi-Gaussische pluim rond H_{as} met door het NNM voorgeschreven initiële σ_z^0

- wordt aan de Gaussformule voor het pluimdeel met pluimas gelijk aan z_i een extra voorfactor 2 toegevoegd, om ervoor te zorgen dat de hoeveelheid materiaal in deze pluim (tussen 0 en z_i - of - tussen z_i en oneindig) gelijk is aan de hoeveelheid materiaal in de menglaag
- wordt aan de Gaussformule voor het pluimdeel met pluimas ongelijk aan z_i een extra voorfactor $C_{is} \geq 1$ toegevoegd, die, als $\sigma_z > \sigma_z^0$, wordt compenseert voor het 'numerieke' verlies van materiaal in de zone van het andere pluimdeel.
- wordt de transportsnelheid en de groei van de σ -parameters voor beide deelpluimen conform het NNM-voorschrift bepaald.

5.1.3 Natte depositie van aerosolen en gassen

De depositiemodellen voor aerosolen en gassen in het NNM is vooral gebaseerd op het RIVM-verspreidingsprogramma OPS [42]. Dat programma is vooral ontwikkeld voor analyses van de lange-afstand verspreiding van luchtvervuiling, met specifieke aandacht voor verzurende stoffen als NO_x , SO_2 en NH_3 en hun secundaire producten. Deze stoffen verspreiden zich over grote afstanden, waardoor een vrij uniform concentratieprofiel ontstaat, zowel in de menglaag als daarboven.

In OPS – en in het NNM – wordt onderscheid gemaakt tussen twee natte depositieprocessen van aerosolen en gassen:

- Uitwassen, waarbij het materiaal in de atmosfeer door vallende regendruppels wordt invangen, en
- Uitregenen, waarbij de concentratie in de wolkruppels in evenwicht moet zijn met die in de atmosfeer.

Voor de stoffen beschouwd in OPS is laatstgenoemd depositieproces vaak dominant, vooral omdat het langeafstand transport voldoende tijd geeft om het evenwicht tussen de concentraties in atmosfeer en wolkenwater in te stellen. Bij de gevolgenanalyse van ongevalslozingen ontbreekt op de daarvoor bepalende korte afstand (tot ca. 10 km) voldoende tijd om een dergelijk uniform concentratieprofiel tot boven de menglaag te ontwikkelen of genoemd evenwicht in te stellen. Dit is ook van toepassing op het pluimdeel boven de menglaag als door pluimstijging – gedeeltelijke – penetratie (zie § 5.1.2) optreedt.

Bij ongevalslozingen wordt daarom – licht afwijkend maar wel analoog aan de aanpak in het NNM – natte depositie als volgt gemodelleerd:

$$F(x, y) = \Lambda_{\text{uitwassen}} \left[\frac{\sigma_z^-}{(\sigma_z^- + 15)} \frac{Q^-(x)}{u^-} \frac{e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}}}{\sqrt{2\pi}\sigma_y} + \frac{\sigma_z^+}{(\sigma_z^+ + 15)} \frac{Q^+(x)}{u^+} \frac{e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}}}{\sqrt{2\pi}\sigma_y} \right],$$

waarin:

- u^+, u^- de windsnelheid op zwaartepunthoogte respectievelijk boven en in de menglaag
- Q^+, Q^- de afstand-gecorrigeerde bronsterktes respectievelijk boven en in de menglaag
- σ_y^+, σ_y^- de horizontale pluimverdunding respectievelijk boven en in de menglaag
- σ_z^+, σ_z^- de verticale pluimverdunding respectievelijk boven en in de menglaag
- $\Lambda_{\text{uitwassen}}$ de uitwascoëfficiënt voor aerosol of gassen volgens het NNM.

5.1.4 Depositie van gasvormig jodium

Het NNM geeft alleen parameterwaardes voor depositie van gassen die van belang zijn bij luchtverontreiniging, zoals SO_2 en NO_x . Bij ongevalslozingen van radioactieve stoffen kan echter ook gasvormig jodium van belang zijn waarvoor in het NNM sommige parameterwaardes ontbreken.

Voor gasvormig jodium kunnen de weerstanden R_a en R_b voor de droge depositie op basis van het NNM worden bepaald. R_a , de weerstand tegen turbulent transport tot de semi-laminaire laag is onafhankelijk van de soort gas. R_b , de weerstand tegen diffusief transport in de semi-laminaire laag begrensd door z_0 is proportioneel met de derdemachtswortel van de molmassa (OPS [42], vergelijking (5.8)) en kan bepaald worden uit $R_b(\text{SO}_2) = 7,2225/u^*$ (op basis van [5], vergelijking (81), tabel 1 en omgevende tekst).

Voor jodiumgas, onderscheiden in elementair en organisch jodium, geeft DOVIS-A standaardwaarden voor de oppervlakteweerstand R_c ter bepaling van de depositiesnelheid bij droge depositie en de diffusiecoëfficiënt D_g ter bepaling van de uitwascoëfficiënt bij natte depositie. Voor gasvormig jodium moeten dus de volgende turbulentie afhankelijke depositiesnelheden en uitwascoëfficiënten gebruikt worden:

Tabel 5-1 Depositiesnelheden en uitwascoëfficiënten voor gasvormig jodium.

[R in mm/h, D_g in cm^2/s]	Elementair jodium	Organisch jodium
DOVIS-A standaardwaarden	$R_c = 50 \text{ s/m}, D_g = 0,2 \text{ cm}^2/\text{s}$	$R_c = 5000 \text{ s/m}, D_g = 0,05 \text{ cm}^2/\text{s}$
$v_d = (R_a + R_b + R_c)^{-1}$	$R_b = R_b(\text{SO}_2) * \left(\frac{M(I_2)}{M(\text{SO}_2)} \right)^{1/3}$ $= \frac{11,43}{u^*}$ $v_d = \left(R_a + \frac{11,43}{u^*} + 50 \right)^{-1} \text{ m/s}$	$R_b = R_b(\text{SO}_2) * \left(\frac{M(\text{CH}_3\text{I})}{M(\text{SO}_2)} \right)^{1/3} = \frac{9,41}{u^*}$ $v_d = \left(R_a + \frac{9,41}{u^*} + 5000 \right)^{-1} \text{ m/s}$
$\Lambda_{\text{uitwassen}} = 1,14 \cdot D_g^{0,74} \cdot R^{0,64}$	$\Lambda_{\text{uitwassen}} = 1,14 \cdot 0,2^{0,74} \cdot R^{0,64} \text{ h}^{-1}$	$\Lambda_{\text{uitwassen}} = 1,14 \cdot 0,05^{0,74} \cdot R^{0,64} \text{ h}^{-1}$

1

5.2 Dosisberekening

Voor dosisberekening wordt gebruik gemaakt van de modellen en parameterwaarden beschreven in DOVIS-A [11]. Omdat DOVIS-A ontwikkeld is om de radiologische gevolgen van reguliere lozingen te berekenen, beperkt deze zich tot de maat 'effectieve dosis' voor de aandachtsgroep 'volwassen man'. Voor de uitvoering van niveau-3 PSA als ook DBA-analyses moeten ten behoeve van toetsing aan de criteria voor het groepsrisico resp. schildklierdosis naast effectieve dosis ook orgaandoses worden berekend. Ook moet naast de aandachtsgroep 'volwassenen' minstens de aandachtsgroep 'eenjarige kinderen' worden onderzocht. De in DOVIS-A ontbrekende parameterwaarden worden hier vastgelegd.

5.2.1 Externe blootstelling aan γ -straling uit de wolk

Door directe bestraling leidt deze blootstellingsweg tot een dosis voor degenen die zich in of dichtbij de overtrekkende pluim bevinden (cloudshine, hier verder wolkdosis genoemd). Door de aard van de blootstelling wordt de dosis slechts gedurende een korte periode ontvangen, zodat het vooral van belang is voor het berekenen van deterministische gevolgen of van de grootte van maatregelzones.

De voor deze blootstellingsweg ontwikkelde dosismodellen berusten meestal op submersie, waarbij voor de verschillende organen de dosis wordt berekend door voor elk nuclide de tijdsgeïntegreerde concentratie in lucht te vermenigvuldigen met een orgaan-specifieke dosisconversiecoëfficiënt. Deze

dosisconversie-coëfficiënten zijn dan voorberekend, uitgaande van een half-oneindige wolk met een uniforme concentratie (de "submersiedosis").

Voor de berekening van de γ -dosis in het vrije veld moet dan nog een correctiefactor worden toegepast om de pluimgeometrie en de afstand tot de pluimas in rekening te brengen. Deze (vorberekende) correctiefactoren zijn vooral van belang voor afstanden kleiner dan ca. 20 km van het lozingspunt, als de pluim nog beperkte afmetingen heeft.

Vervolgens kan in principe nog een afschermingsfactor worden toegepast om rekening te houden met de afschermende werking van gebouwen voor dat deel van de bevolking dat zich binnenshuis bevindt.

De individuele wolkdosis voor orgaan o bedraagt daarom:

$$D_{Wlk,o} = F_{Wext} \sum_k TIC_k PCF_k DCC_{Wlk,o,k}$$

waarin:

$D_{Wlk,o}$	Wolkdosis voor orgaan o	(Sv)
F_{Wext}	Afschermingsfactor voor verblijf binnenshuis	(-)
TIC_k	Tijdsgēintegreerde concentratie van nuclide k (op zwaartepunt-hoogte)	(Bq.s.m ⁻³)
PCF_k	Pluimvormcorrectiefactor voor nuclide k	(-)
$DCC_{Wlk,o,k}$	Submersiedosiscoëfficiënt van nuclide k voor orgaan o	(Sv/s) / (Bq/m ³)
k	Index voor nuclide	

De benodigde parameterwaardes voor deze berekening zijn gegeven in de Vbs en DOVIS-A. De bepaling van de pluimvormcorrectiefactoren wordt hieronder besproken.

Standaard: Conform DOVIS-A: Omdat het lastig is exact te berekenen wat de concentratie op welke hoogte is, is het niet eenvoudig de cloudshine-dosis nauwkeurig berekenen. In de standaard situatie zal er dan ook vanuit gegaan worden dat de wolk al in contact is met de bodem en dat het blootgestelde individu is blootgesteld aan een 'half-oneindige wolk' van het betreffende geloosde radionuclide. Dit betekent dat een homogene concentratie wordt aangenomen.

Het niet gebruiken van de pluimcorrectiefactoren leidt in de eerste honderden meters van de bron in de wolk tot overschatting van het wolkdosistempo, minimaal een factor 2 tot 5. Buiten de wolk leidt het DOVIS-A model mogelijk tot veel grotere overschattingen (bijvoorbeeld de situatie met straling uit een pluim bij een hoge lozing met luchtconcentratie op bodemhoogte praktisch nul is, terwijl conform DOVIS-A de submersiedosis dan gebaseerd moet zijn op de concentratie op de pluimas).

Verfijning: Omdat de standaard soms tot grote overschatting van de wolkdosis kan leiden, kan een (in de meeste niveau-3 PSA modellen ingebouwd) model voor wolkvormcorrectie gebruikt worden.

Het inzichtelijkste model is beschreven in NUREG/CR-4691 [33] dat opgesteld is voor γ -energieën van 50 keV tot ongeveer 0.7 MeV.

Tabel 5-2 Pluimcorrectiefactoren NUREG/CR-4691

$\sqrt{\sigma_y \sigma_z}$ (m)	Afstand tot pluimas in eenheden van effectieve pluimgrootte $\sqrt{\frac{y^2+z^2}{\sigma_y \sigma_z}}$					
	0	1	2	3	4	5
3	0,020	0,018	0,011	0,007	0,005	0,004
10	0,074	0,060	0,036	0,020	0,015	0,011
20	0,150	0,120	0,065	0,035	0,024	0,016
30	0,220	0,170	0,088	0,046	0,029	0,017
50	0,350	0,250	0,130	0,054	0,028	0,013
100	0,560	0,380	0,150	0,045	0,016	0,004
200	0,760	0,511	0,150	0,024	0,004	0,001
400	0,899	0,600	0,140	0,014	0,001	0,001
1000	0,951	0,600	0,130	0,011	0,001	0,001

Als de wolkdosis minder dan 25% bijdraagt aan de totale dosis kan dit model zonder meer gebruikt worden. In de topic studie *Toepassing van DOVIS A voor ongevalsemmissies* [14] is een variant op deze aanpak beschreven die bruikbaar is voor alle relevante γ -energieën (van 50 keV tot 10 MeV).

5.2.2 Externe blootstelling aan γ -straling vanaf de bodem

Deze blootstellingsweg leidt tot een dosis voor degenen die zich bevinden op terrein dat ten gevolge van depositie van radioactief materiaal uit de overtrekkende wolk besmet is geraakt (groundshine, hier verder grond dosis genoemd). De voor deze blootstellingsweg ontwikkelde dosismodellen berusten op de blootstelling aan straling van een uniforme besmetting van een oneindig groot plat vlak. Voor de berekening van de γ -dosis in het vrije veld moet een correctiefactor worden toegepast om rekening te houden met de ruwheid van het terrein. Bovendien dient, naast fysisch verval, ook de tijdsafhankelijkheid van de dosissnelheid door transport van activiteit naar diepere lagen van de bodem te worden gemodelleerd. Beide correcties zijn of al verwerkt in de voorberekende set van dosisconversiecoëfficiënten (bijvoorbeeld COSYMA) of moeten apart worden opgegeven (bijvoorbeeld MACCS2).

In het laatste geval moet worden uitgegaan van een nuclideonafhankelijke correctiefactor voor de boderuwheid van 0.5, en de tijdsafhankelijke correctiefactor $C(t)$ voor het transport naar diepere lagen van de bodem moet worden berekend volgens:

$$C(t) = 0,5 e^{-1,39t} + 0,5 e^{-0,0077t}$$

met t in jaren. Dit model is opgesteld door Gale [30], de waarden komen uit [43].

Voor de berekening van de grond dosis kan ook nog een afschermingsfactor worden toegepast om rekening te houden met de afschermende werking van gebouwen voor dat deel van de bevolking dat zich binnenshuis bevindt. De individuele dosis voor orgaan o bedraagt:

$$D_{Gr,o,T} = F_{Gext} \sum_k C_{t_0,k} DCC_{Gr,o,T,k}$$

waarin:

$D_{Gr,o,T}$	Grond dosis voor orgaan o	(Sv)
F_{Gext}	Afschermingsfactor voor verblijf binnenshuis	(-)
$C_{t_0,k}$	Initiële depositie van nuclide k	(Bq.s.m ⁻²)
$DCC_{Gr,o,T,k}$	Grond dosis conversiecoëfficiënt van nuclide k voor orgaan o over periode T (Sv/s) / (Bq/m ²)	
k	Index voor nuclide	

De bijdrage van de β -straling aan de grond dosis mag achterwege blijven.

5.2.3 Interne blootstelling door inhalatie van radionucliden uit de wolk

Deze blootstellingsweg leidt tot een dosis voor degenen die zich in de overtrekkende pluim bevinden. Evenals bij de wolk dosis is de blootstellingsperiode slechts kort, namelijk net zo lang als de persoon in de wolk verblijft. Doordat echter ook na het overtrekken van de wolk nog radionucliden in het lichaam verblijven, is de bestralingsperiode langer dan de blootstellingsperiode (volgdosis).

De modellen die worden gebruikt voor het berekenen van de inhalatiedosis komen neer op een vermenigvuldiging van de tijdsgeïntegreerde concentratie radioactieve stoffen in lucht, het ademdebiet en de dosis conversiecoëfficiënt. Beide laatste parameters zijn leeftijdsafhankelijk.

De formule voor de volgdosis ten gevolge van inhalatie vanuit de wolk voor het orgaan o luidt:

$$D_{Inh,o} = B F_{F,Inh} \sum_k TIC_k DCC_{Inh,o,k}$$

waarin:

$D_{Inh,o}$	Inhalatiedosis voor orgaan o	(Sv)
B	Ademdebiet	(m ³ s ⁻¹)
$F_{F,Inh}$	Filterfactor voor verblijf binnenshuis	(-)
TIC_k	Tijdsgeïntegreerde concentratie van nuclide k (op grondniveau)	(Bq.s.m ⁻³)
$DCC_{Inh,o,k}$	Inhalatiedosis conversiecoëfficiënt van nuclide k voor orgaan o	(Sv/s) / (Bq/m ³)
k	Index voor nuclide	

Afhankelijk van de periode waarover de volgdosis moet worden berekend, moeten daarvoor de juiste voorberekende DCC's worden gekozen. Bij de berekening wordt geen rekening gehouden met een filterwerking van woningen (filterfactor $F_{F,Inh} = 1$). Maar als in de berekeningen de maatregel schuilen wordt beschouwd dan moet wel een filterfactor worden toegepast. Standaard kan hiervoor een waarde

0,5 worden toegepast. Aanbevolen wordt gebruik te maken van een onderverdeling van de bevolking in groepen met verschillend gedrag en daarmee samenhangend verschillende afscherming.

De beschikbare sets dosisconversiecoëfficiënten zijn berekend onder aanname van bepaalde chemische vormen (meestal oxiden) waarin de nucliden, vooral in aerosolen, voorkomen. In een enkel rekenprogramma is ook rekening gehouden met de deeltjesgrootteverdeling van de aerosol en zijn sets dosisconversiecoëfficiënten beschikbaar voor verschillende deeltjesgrootteverdelingen. In de meeste gevallen zijn de dosisconversiecoëfficiënten echter berekend voor een AMAD-waarde van de aerosol van 1 µm, aangezien het meestal ontbreekt aan gegevens over de deeltjesgrootteverdeling van de bronterm.

5.2.4 Externe blootstelling aan straling door depositie op de huid

Deze blootstellingsweg leidt vooral tot een dosis op de huid ten gevolge van β-stralers die zijn gedeponeerd op huid en kleding. Blootstelling vindt plaats gedurende verblijf in de wolk tot aan het moment dat de huidbesmetting door wassen wordt verwijderd. In de niveau-3 PSA rekenprogramma's wordt vaak gebruik gemaakt van modellen zoals die door Henrichs [32] of Eckerman [26] zijn opgesteld. In die modellen wordt aangenomen dat de op huid en kleding gedeponeerde hoeveelheid materiaal evenredig is met de op de grond gedeponeerde hoeveelheid. Met behulp van dosistempoconversiefactoren voor elk van de nucliden en de tijdsintegraal van het moment van besmetting tot het moment van wassen wordt de huiddosis berekend.

Dit kan een van de belangrijkste blootstellingswegen zijn voor deterministische gevolgen. De dosis hangt sterk af van de depositieprocessen.

De formule voor de dosis op de huid is als volgt:

$$D_{Huid, T_{huid}} = P_{Huid} F_{Hext} \sum_k C_{b,k} c_k DCC_{Huid,k} U_{T_{huid},k}$$

met

$$U_{T_{huid},k} = \frac{T_{eff}}{\ln(2)} \left(1 - e^{-\frac{\ln(2)}{T_{eff}} T_{huid}} \right)$$

waarin:

$D_{Huid, Thuid}$	Huiddosis ten gevolge van depositie op huid en kleding	(Sv)
P_{Huid}	Fractie van de huid die is gecontamineerd	(-)
F_{Hext}	Afschermingfactor voor verblijf binnenshuis	(-)
$C_{b,k}$	Concentratie van nuclide k op de bodem als gevolg van droge en natte depositie	(Bq.m ⁻²)
$DCC_{Thuid,k}$	Huiddosisconversiecoëfficiënt van nuclide k	(Sv/s) / (Bq/m ²)
$U_{Thuid,k}$	Tijdsintegraal voor nuclide k	(s)
T_{eff}	Effectieve halveringstijd = $(1/T_k + 1/T_b)^{-1}$	(s)
T_k	Fysische halveringstijd	(s)

T_b	Biologische halveringstijd	(s)
T_{huid}	Periode tussen besmetting en reiniging van de huid	(s)
k	Index voor nuclide	

Met F_{Hext} kan, afhankelijk van de periode waarover de dosis moet worden berekend, een afschermingfactor voor verblijf binnenshuis worden toegepast. Voor het berekenen van deterministische gevolgen is de lokale huiddosis van belang. In dat geval moet in bovenstaande algemene formule de factor P_{Huid} gelijk aan 1 worden genomen. Voor stochastische gevolgen is de dosis over het gehele leven van belang. In dat geval worden geen lokale huiddoses berekend, maar gemiddelde huiddoses door vermenigvuldiging met de fractie P_{Huid} van de gecontamineerde huid.

5.2.5 Interne blootstelling door inhalatie van geresuspendeerde radionucliden

Voor berekening van de resuspensiedosis mag in plaats van het standaardmodel ook de in DOVIS-A gesuggereerde verfijning worden gebruikt:

$$C_{i,res}(t) = r_0 e^{-\lambda_{res} t} C_{i,0}(t) + r_{\infty} C_{i,g}(t)$$

met:

$C_{i,res}(t)$	geresuspendeerde activiteit-concentratie van nuclide i	(Bq.m ⁻³)
$C_{i,0}(t)$	activiteit-concentratie <u>op</u> de bodem (met indring-correctie, § 5.2.2)	(Bq.m ⁻²)
$C_{i,g}(t)$	activiteit-concentratie <u>in</u> het bovenste bodemcompartiment (wortellaag)	(Bq.m ⁻³)
r_0	resuspensiecoëfficiënt op tijdstip $t = 0$	10 ⁻⁶ m ⁻¹
r_{∞}	resuspensiecoëfficiënt op $t = \infty$	3·10 ⁻¹¹
λ_{res}	resuspensieafnameconstante	ln(2) jaar ⁻¹

5.2.6 Interne blootstelling door ingestie van radionucliden

DOVIS-A geeft het representatief model voor de voedselketen die gebruikt moet worden voor de berekening van de ingestiedosis.

Standaard: Neem in aanvulling op DOVIS-A voor dieren het volgende voederpatroon aan:

Tabel 5-3 Voederpatroon voor dieren ter bepaling van vleesbesmetting

Dier	Voedsel	Kg/dag of L/dag	Bewaartijd (dagen)
Koe	Hooi, gras, kuilvoer	7	60
	Vers gras	35	0
Kalf	Melk/kunstmelk	8	60
Varken	Graan	6	60
Gevogelte	Graan	0,1	60

N.B. Neem voor overig vlees (bv. schaap) dezelfde besmetting aan als voor rundvlees

De ingestiedosis wordt berekend door de besmetting van voedselproducten te berekenen en vervolgens met het consumptiepatroon van de representatieve persoon van elke aandachtsgroep de inname van radioactieve stoffen te bepalen. Met behulp van de dosisconversiecoëfficiënten kan dan de dosis berekend worden.

Standaard: Voor de dosisberekening door ^3H en ^{14}C moet een andere benadering worden gekozen, waarbij de concentratie in het lichaam een functie is van het water- en stabiel-C-gehalte.

DOVIS-A geeft het consumptiepatroon voor volwassenen. Met onderstaande gegevens kan hieruit het consumptiegedrag van andere leeftijdsgroepen bepaald worden.

Tabel 5-4 Gemiddelde jaarconsumptie leeftijdscohorten t.o.v. de gemiddelde Nederlandse volwassen man (Handleiding beleidsuitvoering stralingsbescherming, draft 1993)

Leeftijdscohort	Melk	Brood	Aardappelen	Vis	Rest
0 – 6 maanden	0,5 – 1 L/dag	-	-	-	-
1/2 – 7 jaar	4/3 volw.	1/2 volw.	1/2 volw.	1/4 volw.	1/2 volw.
7 – 12 jaar	4/3 volw.	3/4 volw.	3/4 volw.	1/4 volw.	3/4 volw.
12 – 17 jaar	4/3 volw.	= volw.	= volw.	1/4 volw.	= volw.
17 – 20 jaar	4/3 volw.	4/3 volw.	4/3 volw.	1/4 volw.	4/3 volw.

5.3 Dosisgevolgen

5.3.1 Deterministische gevolgen

De relatie tussen dosis en effect (fractie van blootgestelde personen bij wie het effect optreedt) wordt aangeduid met 'hazard function'. Deze hazard function laat zich beschrijven door een 2-parameter Weibull functie:

$$H = \ln(2) \left(\frac{D}{D_{50}} \right)^v = \ln(2) X^v, D > D_D$$

waarin:

H	cumulatief effect	
D	orgaandosis	(Sv)
D_{50}	dosis die bij 50% van de blootgestelde personen het effect veroorzaakt uitgaande van een normale medische zorg	(Sv)
v	vormparameter die de vorm van de dosis-effect curve bepaalt	
X	genormaliseerde dosis, ofwel de verhouding tussen de geabsorbeerde dosis en de D_{50}	
D_D	orgaandrempeldosis	(Sv)

Voor sterfte als biologisch effect is D_{50} de LD_{50} de mediane letale dosis. De kans op sterfte wordt dan gegeven door:

$$R = 1 - e^{-H}.$$

Als meerdere organen tegelijkertijd een bijdrage leveren aan het sterfterisico, dan moet in bovenstaande vergelijking de som van de hazards voor elk orgaan berekende hazard ($H \rightarrow \sum_o H_o$).

D₅₀ en het dosistempo

Deterministische effecten als gevolg van een dosis door blootstelling aan straling zijn afhankelijk van de hoogte van die dosis en de tijdsduur waarin die dosis is opgelopen.

Tabel 5-5 Toename van LD_{50} en D_{50} als functie van de blootstellingstijd (data uit [44])

LD ₅₀ of D ₅₀ in Sv voor blootstellingstijd in dagen								
	1 dag	7 dgn	10 dgn	14 dgn	21 dgn	30 dgn	200 d.	365 d.
Rode beenmerg	3,8			7,6		15		
Longen	10			160			370	920
Maagdarm-kanaal	15	35						
Huid	20		80					

Deze toename van de LD_{50} wordt ook wel met een functioneel verband beschreven:

$$LD_{50}(\dot{D}) = \frac{\theta}{\dot{D}} + LD_{50}^{\infty}$$

waarin:

$LD_{50}(\dot{D})$ De dosisafhankelijke LD_{50} (Sv)

LD_{50}^{∞} De asymptotische waarde van LD_{50} bij hoog dosistempo (Sv)

θ Modelparameter (Sv² / uur)

Tabel 5-6 LD₅₀ berekend met de functionele relatie uit de blootstellingstijd

	θ (Sv ² / uur)	LD ₅₀ of D ₅₀ in Sv voor blootstellingstijd in dagen*						
		Instantaan	1 dag	7 d	10 d	14 d	21 d	30 d
Rode beenmerg	0,1	4	(4,5)	6,5		8,1		10,7
Longen	30	10	(32)	(76)		105		385
Maagdarm-kanaal	4,35	14	(19)	35				
Huid	20	20	(34)	69	80			

*waarden tussen (haakjes) zijn onbruikbare interpolaties, zie tekst

De LD₅₀ voor een blootstellingsduur van 1 dag wordt gelijk gesteld aan instantane blootstelling, de berekende LD₅₀ voor deze blootstellingsduur zijn daarom te groot. **Tabel 5-6** laat verder zien dat deze functionele relaties voor korte tijdsperiodes onbruikbare interpolaties kan geven. Bijvoorbeeld is de berekende LD₅₀ van de longdosis bij een blootstellingsduur van 7 dagen 76 Sv. Dat is meer dan 10 Sv/dag, en dus meer dan LD₅₀ die voor blootstellingsduur die voor één dag geldt.

Bij de toepassing van de functionele relatie voor LD₅₀ worden daarom discrete blootstellingstijden gebruikt van 1 dag, 7 dagen, 30 dagen en 365 dagen.

Het gebruik van de functionele relatie voor LD₅₀ beïnvloedt ook de vorm van de hazard functie (zie paragraaf 3.5.2). Dit blijkt uit het volgende voorbeeld voor blootstelling van het rode beenmerg bij een blootstellingsduur van 7 dagen:

1. De LD₅₀ bedraagt (onafgerond) **6,55 Sv**: het dosistempo is dan 0,039 Sv/uur. Met $\theta = 0,1 \text{ Sv}^2 / \text{uur}$ en $LD_{50}^{\infty} = 4 \text{ Sv}$ vinden we inderdaad $LD_{50} = 0,1 / 0,039 + 4 = 6,55 \text{ Sv}$.
2. $LD_{50} = 6,55 \text{ Sv}$, $\nu = 5$ en een risico r van 1% bij de drempeldosis T geeft (met de Hazard functie): $T = 2,8 \text{ Sv}$.
3. Echter, bij een dosis van 2,8 Sv in 7 dagen is het dosistempo 0,017 Sv/uur, en de LD₅₀ bedraagt bij dit dosistempo bijna 10 Sv. Bij een LD₅₀ van 10 Sv en $\nu = 5$ bedraagt T : 4,27 Sv.
4. Met meer rekenwerk is de drempeldosis op **3,67 Sv** bepaald. (Het dosistempo is dan 0,022 Sv/uur, de LD₅₀ is dan 8,6 Sv, en de drempeldosis 3,67 Sv komt dan overeen met een risico van 1%).
5. Een LD₅₀ van **6,5 Sv** en een drempeldosis van **3,6 Sv** lijkt veel op een hazardfunctie met de vormfactor $\nu = 7$ - terwijl bij korte blootstelling $\nu = 5$. De vorm van de Hazard functie lijkt dus te veranderen bij lange blootstellingsduur.

Er is feitelijk te weinig bekend over de vorm van de hazard functie, zeker bij langdurige blootstelling. Wat wel duidelijk is, is dat het dosistempo bij een blootstelling over lange tijd zeer hoog (meer dan ongeveer 0,5 Sv/dag) moet zijn om de drempeldosis te overschrijden.

5.3.2 Stochastische gevolgen

De risicofactor is sterk leeftijdsafhankelijk, zoals onderstaande tabel uit UNSCEAR 2006 [45] laat zien.

Tabel 5-7 Leeftijdsafhankelijke toegevoegde sterfterisico's ([45]; Annex A, Table 61: UK)

Leeftijdsgroep (jaren)	Sterfte- <i>risicofactor</i> (% per Sv)
0 – 9	12,8
10 – 19	10,6
20 – 29	8,7
30 – 39	6,7
40 – 49	4,9
50 – 59	3,2
60 – 69	1,8
70 – 100	0,6

Wanneer deze leeftijdsafhankelijke risicofactoren over de bevolkingssamenstelling (van 1990) gewogen wordt, is de gemiddelde risicofactor ongeveer 6,5%. Projecteren we de door UNSCEAR gegeven bandbreedte van de onzekerheid in de gemiddelde risicofactor op de risicofactor voor de leeftijdsgroep tussen 0 - 9 jaar, dan wordt de bandbreedte 8% tot 16% bij een centrale waarde van 12,8%. Binnen deze groep zal de risicofactor voor 0-1 jarigen groter zijn dan de risicofactor voor 8-9 jarigen.

Op basis hiervan is de standaard risicofactor (zie de *standaard* in paragraaf 3.5.1) voor jonge kinderen van 15% per Sv vastgesteld. Voor de *standaard* voor volwassenen en de gemiddelde bevolking is de ICRP standaard van 5% per Sv gebruikt.

5.4 Rekenmodellen

De algemene vorm van de modellen in COSYMA [16] en MACCS2 [17] komt overeen met de beschrijving in deze handreiking. Op detailniveau en in de keuze van parameterwaardes zijn er verschillen. Daarom is het mogelijk om (onder voorwaarden) te stellen dat de resultaten COSYMA/MACCS2 berekeningen in voldoende mate overeen komen met resultaten met berekeningen die conform de modellen zoals beschreven in deze handreiking uitgevoerd zijn.

In de volgende paragrafen wordt ingegaan op de verschillen in de modellen en de keuze voor de parameterwaardes, en hoe daarmee is om te gaan. Het programma NUDOS2 [18] wordt hier niet besproken, omdat dit de precieze implementatie van het NNM en DOVIS-A bevat.

5.4.1 Verspreidingsmodellen

Pluimgroei bij lage bronnen

Het is mogelijk om met het COSYMA en MACCS2 model (Pasquill-Gifford of PG-modellen) resultaten te verkrijgen die vergelijkbaar zijn met het model in deze handreiking (NNM-model). Het is niet mogelijk om PG-modellen zo in te stellen dat met zekerheid conservatief gerekend wordt als het om dosispercentielen en daarvan afgeleide risicomaten gaat. Het is daarom van belang om bij de inzet van PG-modellen per geval de nauwkeurigheid van de resultaten in het oog te houden. Hiertoe kan het nodig zijn om per geval nieuwe meteostatistieken (stabiliteitsklassen en menghoogten) in te voeren, en de dosispercentielen te ijken aan de statistische verdeling verkregen met een NNM model.

Pluimgroei bij hoge bronnen en pluimstijging

In het NNM rapport is aangegeven dat bij hoge bronnen (hoger dan 20 m) en in geval van pluimstijging NNM en de PG-modellen verschillende resultaten geven. Het is daarom af te raden PG-achtige modellen in te zetten voor hoge bronnen of bronnen met veel pluimstijging. Overigens zijn de meeste niveau-3 PSA brontermen lage bronnen (in de NNM terminologie).

Een hoge bron of een bron met pluimstijging kan altijd conservatief benaderd worden door een lage bron te veronderstellen en pluimstijging niet te modelleren.

Droge depositie

Programma's zoals COSYMA en MACCS2 geven een goede benadering van de fijnstof en elementair jodium depositie met een eenvoudig depositiemodel voor gebieden gekarakteriseerd door een ruwheidslengte van 0,1 m. Bij gebieden, groter dan 1 km², met een hogere ruwheidslengte moet een hogere depositiesnelheid gekozen worden. Ruimtelijke variatie in de z_0 zou potentieel belangrijk kunnen zijn, maar dit is niet opgenomen in zowel COSYMA/MACCS2 als het NNM.

NNM/DOVIS-A programma's veronderstellen een hogere elementair organisch jodium depositie dan de niveau-3 PSA standaard uit 1993. De COSYMA default voor elementair jodium ligt weinig onder de NNM waarde; voor organisch jodium is de COSYMA default een factor 2,5 groter. Het effect op de resultaten is dermate klein dat hier het beste de default waardes van het programma gebruikt kunnen worden.

Natte depositie

Met het power-law scavenging-model in COSYMA en MACCS2 kan het NNM washout model goed benaderd worden.

Voor het uitwassen van organisch jodium geven NNM/DOVIS-A programma's een hogere organisch jodium depositie dan COSYMA (default waardes) en programma's conform de Richtlijn niveau-3 PSA uit 1993. Het effect op de berekende resultaten is dermate klein dat hier het beste de default waardes van het programma gebruikt kunnen worden.

Het NNM uitregenmodel is zeer conservatief en niet van toepassing voor de situaties die in een niveau-3 PSA beschouwd worden. Het gebruik van een scavenging-coëfficiënt die via de machtswet gekoppeld is aan de regenintensiteit, zoals in COSYMA en MACCS2, is realistischer voor een niveau-3 PSA dan het - voor niveau-3 PSA toepassing - zeer conservatieve NNM-uitregenmodel.

Gebouwinvloed

COSYMA en MACCS2 geven buiten het recirculatiegebied bruikbare resultaten. De invloed van het gebouw op pluimafmetingen en -hoogte wordt daar adequaat meegenomen. Wanneer er stoffen in het recirculatiegebied geloosd worden, is minimaal een kwalitatieve beschouwing over de consequenties hiervan nodig. Deze kwalitatieve beschouwing kan met een analyse met SCREEN of de NNM gebouwmodule nader onderbouwd worden voor zover de gebouwgeometrie te benaderen is met een vrijstaand gebouw.

5.4.2 Dosisberekening

De modellen voor dosisberekening in COSYMA en MACCS2 komen goed overeen met deze handreiking. De parameterwaardes (zoals bijvoorbeeld voedselconsumptie) zijn in te stellen op de voor Nederland te gebruiken waardes. De programma's bevatten een programma-specifieke bibliotheek met duizenden dosisconversiecoëfficiënten. Het aanpassen van de data in die bibliotheken is een complex en foutengevoelig proces.

De dosisconversiecoëfficiënten in MACCS2 zijn gebaseerd op Amerikaanse regelgeving. De waardes wijken enigszins af van de Europese/Nederlandse waardes. COSYMA gebruikt dezelfde bron als de Nederlandse/Europese waardes (ICRP), i.e. de data uit ICRP Publication 119 [23].

Externe dosis

De data in COSYMA zijn identiek aan de data in ICRP Publication 119 [23]. MACCS2 gebruikt de FGR-12 [26] data, welke voor de meeste nucliden sterk vergelijkbaar zijn. Grote verschillen treden op voor nucliden die vervallen onder uitzending van een bètadeeltje, waarvoor in de COSYMA data geen remstraling is meegenomen en nucliden die kunnen vervallen door spontane splijting, omdat dit proces niet meegenomen is in FGR-12. Omdat dit enkele individuele nucliden betreft, zal dit in een bronterm met een grote nuclidenvector niet tot grote verschillen leiden.

Interne dosis

De data gepubliceerd in ICRP Publication 119 [23] en die ook gebruikt worden in COSYMA verschillen van de data in MACCS, die op FGR-13 [46] gebaseerd zijn. Bij de afleiding van beide datasets is hetzelfde biologische model gebruikt, zoals beschreven door de ICRP. Echter, de dosis die een nuclide in het weefsel bij verval veroorzaakt is voor FGR-13 berekend met de FGR-12 data, zodat de bovengenoemde verschillen voor de FGR-12 database terugkomen in FGR-13.

Toekomstige ontwikkelingen

Door de nieuwe weegfactoren die gepubliceerd zijn in ICRP-103 [35] wordt verwacht dat op termijn de dosisconversiecoëfficiënten voor de berekening van de effectieve dosis zullen veranderen. Een vergelijkbare verandering is opgetreden bij de overgang van ICRP-26 naar ICRP-60. In de praktijk blijken de DC waarden voor de meeste nucliden bijna niet te veranderen, bij enkele nucliden is de verandering 10% tot 20%. De op ICRP-103 gebaseerde waarden zullen tussen de ICRP-26 en ICRP-60 waarden liggen. Voor jodium isotopen kan een afname van 20% verwacht worden vanwege de lagere waarde voor de weegfactor van de schildklier in ICRP-103.

6 Leemten in de huidige kennis

Ten tijde van het publiceren van de oorspronkelijke Richtlijnlijn Niveau-3 PSA, in 1993, was er veel ontwikkeling gaande als gevolg van de follow up van het ongeval bij Tsjernobyl. Kort daarna is de focus verschoven naar ongevalsmanagement-support met behulp van de modellen ontwikkeld voor de niveau-3 PSA. De methodologie die ten grondslag ligt aan de niveau-3 PSA is de laatste decennia feitelijk weinig veranderd. Het stopzetten van de ontwikkeling van een IAEA guide is een signaal dat er internationaal weinig aandacht voor de niveau-3 PSA is. Dit wordt mede veroorzaakt doordat in veel landen de niveau-3 PSA geen wettelijke verplichting is.

Het NNM verspreidingsmodel is voortdurend in ontwikkeling. Het hart van het model de verspreidings- en depositieberekening is echter sinds de publicatie in 1998 ongewijzigd. Er zijn wel een aantal wijzigingen doorgevoerd in enkele details betreffende modelparameterwaarden, en er zijn uitbreidingen toegevoegd aan het NNM, die echter voor de niveau-3 PSA niet relevant zijn.

Depositiepatronen die gevonden worden in verspreidingsberekeningen zijn vaak veel vlakker dan in de praktijk waargenomen. Dit wordt veroorzaakt door lokale kleinschalige factoren, zoals heuveltjes, kleine bosschages, etc. Ook is de weathering van de bovenlaag sterk afhankelijk van zeer lokale factoren.

De dosisberekening zoals beschreven in DOVIS-A (2002) is grotendeels actueel. Mogelijk worden enkele parameterwaarden die te maken hebben met leefpatronen, de voedselketen en het ingestiepad op termijn geactualiseerd.

Door de nieuwe weegfactoren die gepubliceerd zijn in ICRP-103 wordt verwacht dat op termijn de dosisconversiecoëfficiënten voor de berekening van de effectieve dosis zullen veranderen. Een vergelijkbare verandering is opgetreden bij de overgang van ICRP-26 naar ICRP-60. In de praktijk blijken de DC waarden voor de meeste nucliden bijna niet te veranderen, bij enkele nucliden is de verandering 10% tot 20%.

De grootte van de kansen op gezondheidsgevolgen bij lage doses of een laag dosistempo zijn door het gebrek aan statistisch onderscheidbare gegevens en kwantificeerbare biologische modellen lastig vast te stellen. Er is wel brede consensus over het conservatisme van de gebruikte modellen en parameters.

7 Verklarende woordenlijst

Voor een groot deel van de hieronder gegeven begripsomschrijvingen is gebruik gemaakt van [47].

α -straling Zie alfastraling

γ -straling Zie gammastraling

Aandachtsgroep Een (hypothetische) groep mensen die speciale aandacht krijgt in verband met een mogelijke hogere dosis ten gevolge van blootstelling aan ioniserende straling dan de gemiddelde bevolking. Voor een dergelijke groep worden conservatieve doch realistische aannames gemaakt met betrekking tot het dosisrelevante gedrag – wonen, werken, eten, etc. – en fysiologische parameters. Voor verschillende brontermtypes en blootstellingswegen zullen doorgaans verschillende aandachtsgroepen worden beschouwd.

Actiniden De groep elementen met atoomnummers 89 tot en met 103, te weten actinium, thorium, proactinium, uranium, neptunium, plutonium, americium, curium, berkelium, californium, einsteinium, fermium, mendelevium, nobelium en lawrencium. De eerstgenoemde vier elementen komen in de natuur voor, de andere behoren tot de transuraniumelementen of transuranen, en worden kunstmatig bereid.

Activiteit Het aantal spontane *atoomkernmutaties* in een hoeveelheid radioactieve stof per tijdseenheid. De eenheid van activiteit is de becquerel (Bq). Eén becquerel komt overeen met het verval van één *atoomkern* per seconde. De vroeger gangbare eenheid van activiteit was de curie (Ci).
 $1 \text{ Ci} = 37 \times 10^9 \text{ Bq}$.

Ademdebiet Het volume lucht dat door een persoon (uit de beschouwde aandachtsgroep) gemiddeld per tijdseenheid wordt in- en uitgeademd.

Aerosol Zeer kleine druppeltjes of vaste deeltjes in lucht. De grootte van de deeltjes ligt tussen 0,001 en 100 μm .

Afschermingfactor Door de aanwezigheid van (bouwkundige) materialen tussen een blootgesteld persoon en een stralingsbron zal de dosis voor die persoon lager zijn dan bij afwezigheid van dat materiaal. Deze verlaging wordt in rekening gebracht met behulp van de afschermingfactor.

Alfastraling Een positief geladen deeltje dat door sommige radioactieve stoffen bij verval wordt uitgezonden. Een alfadeeltje bestaat uit twee neutronen en twee protonen en is identiek aan de kern van een heliumatoom. De rustmassa van een alfadeeltje bedraagt $6,64424 \times 10^{-27}$ kg. Alfastraling is de minst doordringende straling van de drie stralingssoorten (alfa-, bèta-, gammastraling) van natuurlijk voorkomende radioactieve stoffen. Alfastraling wordt al door een blaadje papier geabsorbeerd en is daarom alleen gevaarlijk als de stof die alfastraling uitzendt ingeademd of met het voedsel ingenomen wordt of in wonden terechtkomt.

Alfaverval Radioactieve transmutatie waarbij een alfadeeltje wordt uitgezonden. Bij alfaverval neemt het aantal protonen (= atoomnummer) van de kern met twee eenheden af en het aantal nucleonen (= massanummer) met vier eenheden. Zo ontstaat bijvoorbeeld uit U-238 (met 92 protonen) bij alfaverval Th-234 (met 90 protonen).

AMAD Afkorting van Activiteits Mediane Aerodynamische Diameter. Dit is de diameter van de aerosol waarvoor geldt dat er evenveel activiteit zit in of op deeltjes met een grotere als met een kleinere diameter dan de AMAD.

Atmosferische verspreiding De beschrijving van het transport en de verdunning van stoffen in de atmosfeer onder invloed van turbulente bewegingen in die atmosfeer. Een simpel model hiervoor is het Gaussisch pluimmodel.

Atoomkern De positief geladen kern van een atoom. De diameter bedraagt enige tienbiljoenen van een centimeter (10^{-13} cm), dat is ongeveer 1/100000 van de diameter van een atoom. De kern bevat vrijwel de totale massa van het atoom en is samengesteld uit protonen en neutronen, met uitzondering van de waterstofkern die slechts uit één proton bestaat. Het aantal protonen bepaalt het atoomnummer, Z ; het aantal protonen plus het aantal neutronen bepaalt het aantal nucleonen, A , van de kern.

Atoomkernmutatie Overgang van een atoomkern van de ene nuclide naar een atoomkern van een andere nuclide. Het begrip atoomkernmutatie vervangt het vroeger veelal gehanteerde begrip 'desintegratie'. De vervanging geschiedt officieel om ook veranderingen in de atoomkern zoals elektronvangst door het begrip te dekken.

Becquerel (Bq) Zie activiteit

Blootstellingsweg De gehele keten van verspreiding van radioactiviteit in het milieu tot de wijze van blootstelling van een persoon daaraan.

Besmettingsnormen De hoeveelheid in de toplaag van de bodem aanwezige radionucliden waarboven beperkingen worden gesteld aan het gebruik (bewoning, landbouw) van die bodem.

Bestraling Blootstelling aan straling veroorzaakt door radioactief verval van radionucliden in of buiten het lichaam wat leidt tot een dosis. De term bestraling wordt gewoonlijk gebruikt voor het opzettelijk gebruik van straling voor bepaalde doeleinden.

Bestralingsperiode De periode waarin men ten gevolge van uitwendige of inwendige bestraling een zekere dosis en/of volgdosis ontvangt. Voor uitwendige bestraling is de bestralingsperiode maximaal gelijk aan de blootstellingsperiode. Voor inwendige bestraling is de bestralingsperiode gelijk aan de blootstellingsperiode, vermeerderd met de integratietijd over welke de volgdosis moet worden berekend.

Bètastraling Met bètastraling bedoelt men de door atoomkernen uitgezonden elektronen bij een radioactief vervalproces (zie bètaverval). Bètastralen hebben een continu energiespectrum, maar worden meestal getypeerd door het aangeven van de maximale energie. Bètastralen worden al geabsorbeerd door een laag materie van geringe dikte (bijv. 2 cm kunststof of 1 cm aluminium).

Bètaverval Radioactieve omzetting door uitzending van een elektron of een positron door atoomkernen. Bij uitzending van elektronen spreekt men van bèta-min-straling (β^- -straling) waarbij een neutron van de atoomkern overgaat in een proton. Bij uitzending van positronen (positieve elektronen) gaat een proton over in een neutron en spreekt men van bèta-plus-straling (β^+ -straling).

Blootstelling Elke blootstelling van personen aan **ioniserende straling**. Men onderscheidt:

- uitwendige blootstelling: blootstelling vanuit bronnen die buiten de persoon zijn gelegen;
- inwendige blootstelling: blootstelling vanuit bronnen die in de persoon zijn gelegen;
- totale blootstelling: combinatie van uitwendige en inwendige blootstelling.

De term 'blootstelling' vervangt in officiële bepalingen vaak de term 'bestraling', omdat laatstgenoemde term gewoonlijk wordt gebruikt voor het opzettelijk gebruik van straling voor bepaalde doeleinden.

Blootstellingspad Zie blootstellingsweg.

Blootstellingsperiode De verblijfstijd in een gebied waar men aan straling kan worden blootgesteld.

Bodembesmetting De verontreiniging van de toplaag van de bodem met radionucliden.

Bodemruwheid In het kader van deze handreiking wordt dit begrip in twee betekenissen gebruikt:

1. Bij de atmosferische verspreiding als een parameter (ruwheidslengte), welke van invloed is op de verticale verspreiding.
2. Bij de berekening van de grond dosis speelt de ruwheid een rol bij de afscherming door de bodem van γ -straling.

Bq Zie becquerel

Brondepletie Een letterlijke vertaling van het Engelse begrip 'source depletion', een modelmatige benadering van de verwijderingsprocessen uit de lozingswolk door depositie.

Bronterm Vertaling van het Engelse 'source term'. Onder bronterm verstaat men het geheel van factoren die de samenstelling, hoeveelheid en wijze van vrijkomen beschrijven (bij ernstige reactorongevallen) van radioactieve stoffen in de biosfeer.

Brontermen, gefaseerd Brontermen waarbij in het lozingstempo en/of de samenstelling van de lozing duidelijke fasen zijn te onderscheiden.

Brontermspectrum De set brontermen (inclusief frequenties van voorkomen) die representatief is voor alle denkbare ongevallen welke met de beschouwde nucleaire installatie kunnen optreden.

CCDF Afkorting van Cumulatieve Complementaire Distributie Functie. Een CCDF-curve is de gebruikelijke presentatiewijze van de grote hoeveelheid probabilistische resultaten die een bepaalde omvang aangeven (bijvoorbeeld het aantal deterministische effecten of het oppervlak van het besmette gebied). Deze resultaten zijn verkregen door een groot aantal herhaalde berekeningen, waarbij voor een niveau-3 PSA de volgende variabelen zijn gevarieerd:

- De bronterm
- De weersequenties: stabiliteit, windsnelheid, windrichting, enz.

Voor elk scenario (de combinatie van een bronterm en een weersequentie, waarbij een bepaalde kans van optreden hoort) kan bijvoorbeeld het aantal deterministische effecten worden berekend. Door sommeren van de kansen van de scenario's met gevolgen groter dan een bepaalde waarde, wordt een punt van de CCDF-curve verkregen. Uitvoeren van deze procedure voor alle waarden tussen het kleinste gevolg en het maximale gevolg levert de CCDF-curve.

Conservatief Een subjectieve kwalificatie die aangeeft dat de bij de berekeningen gehanteerde uitgangspunten (meestal vereenvoudigingen) zodanig zijn gekozen dat het resultaat 'ongunstiger' is dan op basis van de huidige inzichten noodzakelijk zou zijn.

DDREF Afkorting van Dose and Dose Rate Effectiveness Factor. Omdat de door de ICRP aanbevolen risicofactoren zijn gebaseerd op extrapolaties van gegevens over bevolkingsgroepen die zijn blootgesteld aan relatief hoge doses en dosistempi, zoals de overlevenden van de kernexplosies in Japan en patiënten waarop radiotherapie of diagnostiek is toegepast, wordt voor relatief lage doses en dosistempi de risicofactor verlaagd met een factor gelijk aan de DDREF.

Deeltjesgrootteverdeling Een verdeling van het in de bronterm aanwezige aerosol op basis van hun afmetingen.

Depletie Een anglicisme (depletion) dat de afname aangeeft van de inhoud van de lozingspluim door depositie.

Depositie Het proces van transport van materiaal uit de lozingspluim naar het aardoppervlak en binding aan objecten op dat oppervlak (bodem, planten, huizen, kleding, etc.).

Depositiesnelheid Een modelparameter die het verband aangeeft tussen de concentratie in de lucht iets boven grondniveau (bijv. 1 m) en de hoeveelheid gedeponeed materiaal.

Design basis accident Zie ontwerpongeval

Deterministische gevolgen Acute stralingsschade bij de mens wordt na bestraling van het gehele lichaam met zeer grote doses waargenomen. Een dosis groter dan 0,3 Gy heeft verschijnselen ten

gevolge als lusteloosheid, misselijkheid, braken, hoofdpijn. Doses groter dan 8 Gy zijn dodelijk, zie Dosis, letale.

Directe slachtoffers Omwonenden die binnen een korte tijd (enkele weken) na een reactorongeval overlijden.

Directe straling Directe straling is dat deel van de uit een stralingsbron uitgezonden straling, dat via de kortste weg, eventueel door tussenliggende obstakels afgezwakt, de blootgestelde persoon bereikt. Men onderscheidt directe straling en verstrooide straling, die ten gevolge van verstrooiing aan andere media indirect het observatiepunt bereikt. In deze handreiking wordt de term gebruikt voor straling afkomstig van een bron buiten het lichaam van de blootgestelde persoon, zoals de lozingswolk of de verontreinigde bodem.

Dochternucliden In een vervalreeks van radioactieve stoffen ontstaat als vervalproduct van een beginnuclide (het moedernuclide) vervolgens een dochternuclide en daaruit weer door verval een kleindochternuclide. Bijvoorbeeld: radium-226 (moeder) → radon-222 (dochter) → polonium-218 (kleindochter) → lood-214 (achterkleindochter) → bismuth-214 (achter-achterkleindochter).

Dosis Dosis is een fysische grootte die de geabsorbeerde energie per massa-eenheid aangeeft. De SI-eenheid is J/kg, die de speciale naam Gy (gray) heeft gekregen. Het begrip dosis wordt alleen gebruikt voor ioniserende straling. In de stralingshygiëne (en ook in deze handreiking) wordt het woord dosis vaak gebruikt als versimpelde aanduiding van een of andere vorm van dosisequivalent.

Dosis-gevolg relatie Betrekking tussen de dosis of het dosisequivalent van een orgaan, een lichaamsdeel of het totale lichaam en de daaruit resulterende stralingsuitwerking.

Dosisconversiecoëfficiënt Coëfficiënten om de stralingsbelasting te berekenen van afzonderlijke organen en van het hele lichaam door radioactieve stoffen binnen en buiten het lichaam. De dosisfactoren zijn afhankelijk van de radionuclide, de blootstellingsweg (wolk/grond/inhalatie/ingestie), van de chemische verbinding van de radionuclide (oplosbaar/onoplosbaar) evenals van de ouderdom van de persoon.

Dosisequivalent Het dosisequivalent H is het product van de dosis (in Gy) en de stralingsweegfactor. De stralingsweegfactor geeft de biologische werking van verschillende soorten ioniserende straling aan. De norm is de werking van röntgen/gammastraling. Omdat de stralingsweegfactor voor deze stralingssoort 1 is en omdat de grootste blootstelling door deze straling veroorzaakt wordt, is het in de praktijk gebruikelijk dosis (in Gy) en dosisequivalent (in Sv) door elkaar heen te gebruiken. Ook in deze handreiking is het woord dosis gebruikt voor dosisequivalent. Het dosisequivalent H kan alleen in de stralingshygiëne worden gebruikt voor waarden tot enkele tientallen mSv. De eenheid van dosisequivalent is de sievert (Sv), die de formele dimensie J/kg heeft. De ICRP beveelt in de jongste aanbevelingen aan de naam van dit begrip te vervangen door: equivalente dosis. Een oude eenheid voor dosisequivalent is de rem (0,01 Sv).

Dosistempo Het dosistempo is de dosis ontvangen in een bepaalde tijdsduur, gedeeld door deze tijdsduur. Het meest gebruikt worden de eenheden in mSv/h en μ Sv/h.

Drempeldosis Kleinste waarde van de geabsorbeerde energie of de dosis welke een bepaalde uitwerking ten gevolge heeft.

Drempel effect Een effect dat pas optreedt als de voor dat effect verantwoordelijke grootte een bepaalde waarde (de drempelwaarde) overschrijdt. Een eindpunt van een niveau-3 PSA dat door een drempel effect wordt bepaald, is vaak erg gevoelig voor kleine variaties in de invoerparameters.

Eindpunten Een letterlijke vertaling van het Engelse 'endpoints'. Bij een niveau-3 PSA worden hiermee de verschillende uitvoermogelijkheden en resultaten van de analyse aangeduid.

Externe straling, dosis Straling of een dosis opgelopen door straling uitgezonden door radionucliden buiten het lichaam, zie ook pluimdosis, grond dosis en directe straling.

Filterfactor Een factor die de verhouding aangeeft tussen concentraties in de lucht binnen en buiten gebouwen.

Frequentiemodellen Rekenmodellen waarbij de meteorologische statistiek (stabiliteit, windrichting en windsnelheid) in rekening wordt gebracht met behulp van een frequentieverdeling. Op basis van deze statistiek levert het model verwachtingswaarden.

Frequentieverdeling De indeling van een groot aantal jaren meteorologische waarnemingen in een beperkt aantal categorieën (bijv. 12 windrichtingsklassen, 6 stabiliteitsklassen en 3 windsnelheidsklassen). Voor elke combinatie van categorieën wordt het aantal waarnemingen gegeven.

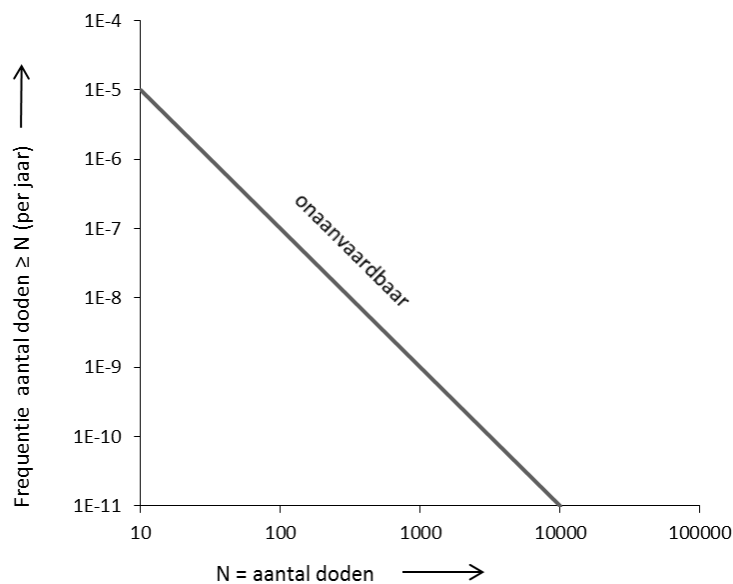
Gammastraling Energierijke elektromagnetische straling met zeer kleine golflengte, die door vele soorten atoomkernen uitgestraald wordt. De energieën van gammastralen liggen gewoonlijk tussen 0,01 en 10 MeV. Ook röntgenstralen treden in dit energiegebied op; deze vinden hun oorsprong niet in een atoomkern, maar zij ontstaan door elektronovergangen in de elektronenschil of door afremming van elektronen in materie (remstraling). Alfa- en bètaverval gaan vaak, het splijtingsproces altijd met gammastraling gepaard. Gammastraling is zeer doordringend en laat zich het best afzwakken door zware materialen (zoals lood).

Gebouwinvloeden De invloed van gebouwen op de atmosferische verspreiding van lozingen in de nabijheid van die gebouwen.

Gevolgenanalyse Ook wel consequentieanalyse genoemd. De berekening van de gevolgen (de omvang van de schade) uitgaande van een gegeven bronterm.

Gray Naam voor de eenheid van de dosis. Symbool: Gy. De naam 'gray' werd gekozen ter herinnering aan Lois Harold Gray (1905-1965), die mede bijgedragen heeft aan de fundamentele inzichten in de stralingsdosimetrie. Per definitie geldt: $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$.

Groepsrisico De kans per jaar dat in één keer een groep van een bepaalde minimale grootte het slachtoffer is van een ongeval. In onderstaande figuur zijn de beoordelingsnormen voor het groepsrisico aangegeven. Bij deze beoordeling worden ongevallen met veel slachtoffers relatief zwaarder gewogen (namelijk kwadratisch) dan ongevallen met minder slachtoffers.



Grond dosis De externe dosis die wordt opgelopen door verblijf op een met radionucliden besmette bodem.

Grote ongevallen Vertaling van het Engelse 'severe accidents'. Andere aanduidingen van dergelijke ongevallen zijn 'buiten-ontwerpongevallen' (zie ontwerpongevallen) of ongevallen die een 'grote lozing' veroorzaken. Er is wel voorgesteld een lozing 'groot' te noemen als deze leidt tot het nemen van maatregelen volgens het NPK.

Gy Zie gray

Halveringstijd De tijdsduur waarin de helft van de kernen van een radionuclide vervalst. De halveringstijden zijn voor de diverse radionucliden zeer verschillend, bijvoorbeeld van 1.5×10^{24} jaar bij tellurium-128 tot 2×10^{-16} seconde bij beryllium-8. Tussen de halveringstijd T , de vervalconstante λ (lambda) en de gemiddelde levensduur τ (tau) bestaan de volgende relaties:

$$T = \ln 2 / \lambda = 0,693 / \lambda$$

$$\lambda = \ln 2 / T = 0,693 / T$$

$$\tau = 1 / \lambda = 1,44 T$$

Het begrip halveringstijd wordt ook gebruikt bij andere verwijderingsprocessen.

ICRP Afkorting van de International Commission on Radiological Protection. De ICRP geeft met regelmatige tijdsintervallen aanbevelingen en richtlijnen uit betreffende stralingshygiëne. De Commissie beschikt hiertoe over een eigen tijdschrift (Annals of the ICRP). De werkstukken van de ICRP staan bekend onder het nummer waaronder zij verschenen zijn.

Incident Een reactorongeval zonder ernstige gevolgen. Zie Internationale schaal van nucleaire gebeurtenissen.

Individuele dosis De dosis die door een aan straling blootgesteld persoon wordt ontvangen.

Individueel risico De kans per jaar dat een persoon een nadelig effect ondervindt (meestal sterfte) als gevolg van een (door anderen of door hemzelf ondernomen) activiteit.

INES Zie Internationale schaal van nucleaire gebeurtenissen.

Ingestie Binnenkomst van stoffen in het lichaam via de slokdarm. In de stralingshygiëne: opname in het lichaam van radioactieve stoffen door het eten of drinken van radioactief besmette vaste of vloeibare producten.

Ingestiedosis De volgdosis na de inname van radioactieve stoffen via ingestie.

Inhalatie Binnenkomst van stoffen in het lichaam via de luchtpijp. In de stralingshygiëne: opname in het lichaam van radioactieve stoffen door inademing van radioactieve of radioactief besmette dampen of gassen.

Inhalatiedosis De volgdosis na de inname van radioactieve stoffen via inhalatie.

Initiërende gebeurtenis De eerste storing die, in afwezigheid van adequate acties van reactoroperators en/of veiligheidssystemen, kan leiden tot een ongeval.

Inname Hoeveelheid radioactieve stoffen die door de mond of neus (inhalatie, ingestie) of door de intacte of beschadigde huid in het lichaam is terechtgekomen.

Internationale schaal van nucleaire gebeurtenissen Onder auspiciën van het Internationale Atoom Energie Agentschap en de Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling hebben deskundigen in 1990 een schaal voor de ernst van nucleaire gebeurtenissen (incidenten en ongevallen) opgesteld. Deze schaal, die loopt van 0 tot en met 7 gerelateerd aan de ernst van de gebeurtenis, is bedoeld voor snelle communicatie met de media en het publiek. Bij de vaststelling van de schaal is rekening gehouden met veiligheidsaspecten: buiten het terrein van de kerntechnische installatie, op het terrein zelf, en het te kort schieten van preventieve veiligheidsmaatregelen.

De schaal is als volgt:

Niveau 0: gebeurtenissen zonder betekenis voor de veiligheid;

- Niveau 1: onregelmatigheid ('anomaly');
- Niveau 2: incident ('incident');
- Niveau 3: ernstig incident ('serious incident');
- Niveau 4: ongeval bij de installatie ('accident mainly in installation');
- Niveau 5: ongeval met extern risico ('accident with off-site risks');
- Niveau 6: ernstig ongeval ('serious accident');
- Niveau 7: grootschalig ongeval ('major accident').

De ongevallen bij de kerncentrales in Three Mile Island (1979), Tsjernobyl (1986), St. Petersburg (1991) en Fukushima (2011) worden op deze schaal respectievelijk ingedeeld op de niveaus 5, 7, 3 en 7.

De verschillende niveaus kunnen ruwweg als volgt gekarakteriseerd worden:

- Niveau 1 Onregelmatigheden in het functioneren of bedrijven van de installatie, zonder echt risico, maar wijzend op onvoldoende veiligheidsvoorzieningen. Toe te schrijven aan falen van de instrumentatie, menselijke fouten, of gebrekkige procedures.
- Niveau 2 Technische incidenten of onregelmatigheden die niet direct uitwerking hebben op de veiligheid van de installatie, maar die wel leiden tot een herbezinning op veiligheidsvoorzieningen.
- Niveau 3 Extern vrijkomen van radioactiviteit boven de toegestane grenzen, waarbij de sterkst blootgestelde persoon buiten het terrein een dosisequivalent van enkele tienden van een millisievert ontvangt.
- Niveau 4 Extern vrijkomen van radioactiviteit, waarbij de sterkst blootgestelde persoon buiten het terrein een dosisequivalent ontvangt van enkele millisieverts. Dosisequivalenten bij radiologisch werkers die kunnen leiden tot acute gezondheidseffecten (van de orde van 1 sievert).
- Niveau 5 Extern vrijkomen van splijttingsproducten (in hoeveelheden die radiologisch equivalent zijn met enkele honderden tot duizenden terabecquerel jodium-131). Gedeeltelijke toepassing van rampenplannen in sommige gevallen noodzakelijk.
- Niveau 6 Extern vrijkomen van splijttingsproducten (in hoeveelheden die radiologisch equivalent zijn met enkele duizenden tot tienduizenden terabecquerel jodium-131). Algehele toepassing van plaatselijke rampenplannen.
- Niveau 7 Extern vrijkomen van een groot gedeelte van de inventaris van de *reactorkern*, gekenmerkt door een mengsel van kortlevende en langlevende radioactieve splijttingsproducten (in hoeveelheden die radiologisch equivalent zijn met meer dan tienduizenden terabecquerel jodium-131). Mogelijkheid van acute gezondheidseffecten. Later optredende gezondheidseffecten over een groot gebied, mogelijk over meer dan één land. Langdurige gevolgen voor het milieu.

Interventienormen Bij het vrijkomen van radioactieve stoffen de waarde van het effectief dosisequivalent, waarbij men maatregelen moet nemen conform het rampenbestrijdingsplan.

Ioniserende straling Straling die bij wisselwerking met materie het optreden van ionisatie tot gevolg heeft. De meest bekende soorten ioniserende straling zijn alfa-, bèta, gamma- en neutronenstraling.

Jodium-profylaxe Voorkoming van ophoping van radioactief jodium in de schildklier door tijdige inname van een relatief grote hoeveelheid niet-radioactief jodium (jodiumtablet). Beschermende maatregel bij een ernstig reactorongeval. Bij een dergelijk ongeval komt radioactief jodium in de atmosfeer, dat zich bij inademing in de schildklier verzamelt. Als de schildklier al met jodium verzadigd is, wordt het meerdere op natuurlijke wijze uitgescheiden.

Kans Een getal tussen nul en één, dat de waarschijnlijkheid van het optreden van een bepaalde gebeurtenis aangeeft. In de risicoanalyse wordt een kans altijd gegeven per tijdseenheid, waarvoor dan ook wel de term 'frequentie' wordt gebruikt.

Kerninventaris Het totaal van de in de reactorkern aanwezige radionucliden. Een kerninventaris wordt bepaald met behulp van rekenprogramma's als ORIGEN [48]. Invoergegevens voor dergelijke rekenprogramma's zijn onder andere het vermogen van de reactor, de opbrand en het vermogensverloop als functie van de tijd. Meestal wordt uitgegaan van een standaardinventaris voor een BWR of een PWR. Aangenomen wordt dat de inventaris lineair schaalt met het vermogen van de reactor. Bij andere typen reactoren mogen deze standaardinventarissen niet worden gebruikt en moet een specifiek voor een dergelijke reactor berekende inventaris worden gebruikt.

Een reactorkern bevat een zeer groot aantal (vele honderden) nucliden. Niet elk nuclide draagt in dezelfde mate bij aan de radiologische gevolgen voor de bevolking in de omgeving. Om onnodig rekenwerk te voorkomen, wordt daarom het aantal in de kerninventaris beschouwde nucliden gereduceerd op basis van onder andere de hoeveelheid aanwezig materiaal (Bq), de lozingsfractie, het type straling en de energie van die straling, de chemische eigenschappen, de radiologische gevolgen, en de halveringstijd. Bij het gebruik van een standaard-inventaris moet er daarom goed op worden gelet dat de gehanteerde reductie-criteria representatief zijn voor de beschouwde bronterm. De inventaris uit bijvoorbeeld de WASH-1400 studie is opgesteld onder de aanname dat de vertragingstijd minimaal 30 minuten bedraagt. Voor brontermen met kortere vertragingstijden betekent dit dat de bijdragen van kortlevende nucliden misschien ten onrechte worden verwaarloosd. In een dergelijk geval moet met aangepaste reductiecriteria de volledige kerninventaris opnieuw worden gereduceerd.

Kernsmeltscenario Als de koeling van de reactorkern uitvalt – bijvoorbeeld bij een groot lek in het koelwatersysteem, waarbij de noodkoeling gelijktijdig faalt – dan wordt de reactorkern verhit door de in de splijtstof geproduceerde nawarmte ten gevolge van het verval van de splijtstofsproducten. Daarbij kan onder omstandigheden de splijtstof verhit worden tot het smeltpunt. Bij het smelten van de splijtstof functioneren ook de structuren ter ondersteuning van de kern niet meer. De gehele gesmolten massa valt in de onderliggende, enigszins half bolvormige ruimte van het reactordrukvat. Men gaat ervan uit dat door de bij het smelten vrijgekomen hitte ook de bodem van het

reactordrukvat doorsmelt. Voor de omvang van de emissie van radioactieve stoffen in de omgeving bij een dergelijk kernsmeltongeval is de lektheid van het insluitsysteem van belang.

Korte termijn De periode direct na het ongeval, waarin deterministische gevolgen zijn te verwachten, meestal met een duur van enkele weken.

Letale dosis De waarde van de dosis die de dood door acute stralingschade ten gevolge heeft. De letale-dosismediaan (LD_{50}) is de waarde van de dosis waarbij de helft van een aantal op overeenkomstige wijze bestraalde personen overlijdt. De laatste schattingen en berekeningen met betrekking tot de dosis op het beenmerg, het meest gevoelige orgaan, geven een LD_1 van 2,5 Gy, een LD_{50} van 5 Gy en een LD_{99} van 8 Gy. Hierbij is LD_1 de dosis die een sterfte van 1% van de bestraalde personen tot gevolg heeft; op overeenkomstige wijze LD_{50} een sterfte van 50%, en LD_{99} een sterfte van 99%.

Lange termijn De periode na een ongeval waarin stochastische gevolgen zijn te verwachten. In deze handreiking is deze periode gebonden aan een maximum van 70 jaar.

Lichtwaterreactor Verzamelbegrip voor alle H_2O -gemodereerde en -gekoelde kernreactoren; kokendwaterreactor, drukwaterreactor (H_2O = 'licht' water, in tegenstelling tot D_2O = 'zwaar' water). De uit splijtstof- en regelementen bestaande reactorkern wordt door een met (licht) water gevulde stalen drukkvat omsloten. De bij de splijting ontstane warmte wordt overgedragen aan het water. In de kokendwaterreactor verdampt het water in het drukkvat, in de drukwaterreactor in de stoomgenerator van een tweede circulatiesysteem. De energie van de stoom wordt omgezet in omwentelingen van de turbine, waaraan een generator gekoppeld is om elektriciteit op te wekken. Na door de turbine gestroomd te zijn condenseert de stoom in de condensor tot water, dat weer naar het drukkvat respectievelijk stoomketel wordt toegevoerd. Het voor de koeling van de condensor noodzakelijke water wordt uit een rivier gehaald en verwarmd in de rivier teruggevoerd of staat de warmte af via een koeltoren aan de atmosfeer.

Lift-off Aanduiding van het opstijgen van een op grondniveau geloosde wolk met een temperatuur hoger dan de omgevingstemperatuur.

Lozing Elektriciteitsopwekking met zowel conventionele centrales als met kerncentrales gaat gepaard met de lozing van ongewenste stoffen in water, in lucht en, na depositie, in de bodem. Voor conventionele centrales zijn deze stoffen stikstofoxiden (NO_x), zwaveloxide (SO_2) en koolstofdioxide (CO_2). De laatstgenoemde stof speelt een dominante rol in het zogenoemde broeikas-effect. Kerncentrales lozen uitsluitend radioactieve stoffen. Men maakt onderscheid tussen reguliere en ongevalslozingen. Reguliere lozingen zijn wettelijk toegestane lozingen tijdens normaal bedrijf welke ook voor de bevolking in de nabijheid van de centrale geen enkel gevaar opleveren. Ongevalselozingen zijn lozingen tijdens een ongeval. De mogelijke gevolgen van een ongevalslozing zijn blootstelling aan:

- straling uit de met de wind meedrijvende wolk met radioactieve stoffen

- straling vanaf het bodemoppervlak na depositie vanuit deze wolk; onderscheid wordt gemaakt tussen droge en natte depositie; bij natte depositie (regen) is de bodembesmetting veel ernstiger dan bij droge depositie
- straling via opname van voedsel dat door depositie besmet is geraakt.

Wanneer de lozing niet in de atmosfeer maar in water plaatsvindt, zal praktisch alleen sprake zijn van blootstelling aan straling via de voedselketen (consumptie van vis of garnalen).

Lozingshoogte De hoogte boven het maaiveld waarop de lozing plaatsvindt.

Lozingspunt Aanduiding van het punt van de reactorgebouwen waaruit de lozing plaatsvindt, de ventilatieschacht, de 'bol' of via de overige gebouwen.

Lozingswolk Aanduiding van de door atmosferische verspreiding uitbreidende 'wolk' met geloosde stoffen.

Maatregelen Geplande acties welke na een ongeval worden ondernomen om de gevolgen van dat ongeval voor de bevolking in de omgeving te voorkomen of te beperken.

Maximaal individueel risico Het individueel risico behorend bij een bepaalde industriële activiteit is niet op elke plaats of voor iedere persoon gelijk. Het hoogste risico dat wordt gevonden wordt het maximaal individueel risico genoemd.

Menglaag De atmosferische grenslaag wordt afgedekt door een stabiele laag met een sterke positieve temperatuurcoëfficiënt. In deze laag wordt de turbulentie sterk gereduceerd, en vormt daarmee een effectieve bovengrens voor de verticale atmosferische verspreiding. De hoogte waarop deze laag zich bevindt wordt de menghoogte genoemd, de laag onder deze hoogte de menglaag.

Meteorologische gegevens Waarnemingen aan de atmosfeer, welke invoergegevens zijn voor het atmosferische verspreidingsmodel. Meestal zijn dat de windsnelheid en -richting, zowel uur gemiddeld als 10 minuten gemiddeld, de regenintensiteit en de menghoogte.

Meteorologische sampling Door de nog relatief lange rekentijden van de moderne niveau-3 PSA rekenprogramma's is het niet praktisch alle beschikbare meteorologische gegevens (minimaal 6% jaar uurwaarden) te gebruiken bij de analyse. Daarom wordt met behulp van een samplingschema een selectie uit de beschikbare gegevens gemaakt.

Niveau-3 PSA Zie PSA

Nucleaire installatie Kernreactoren, met uitzondering van die, welke deel uitmaken van een vervoermiddel; fabrieken voor de vervaardiging of behandeling van nucleaire stoffen; fabrieken voor de scheiding van isotopen van splijtstoffen; fabrieken voor het opwerken van bestraalde splijtstoffen; inrichtingen voor de opslag van nucleaire stoffen, met uitzondering van de opslag van nucleaire stoffen welke verband houdt met het vervoer van die stoffen.

Ontwerpongeval Ontwerpongevallen betreffen bedrijfsstoringen en -ongevallen (bijv. pijpbreuk) en externe invloeden (zoals aardbevingen en overstromingen) waarvoor de installatie is ontworpen en waarmee ook tijdens het bedrijf rekening wordt gehouden. Aangetoond moet worden met een traditionele of deterministische veiligheidsanalyse dat de kerncentrale hierbij veilig kan worden afgeschakeld en gekoeld binnen strikte radiologische eisen.

Oppervlakdepletie Een letterlijke vertaling van het Engelse begrip 'surface depletion', een modelmatige benadering van de verwijderingsprocessen uit de lozingswolk door depositie, waarbij het oppervlak als 'put' wordt gemodelleerd. Alternatief van 'brondepletie'.

Oppervlaktebron Een lozingsbron met een zodanige horizontale uitgestrektheid dat de invloed daarvan op de atmosferische verspreiding (ten opzichte van een puntbron) nog op grote afstand (enkele kilometers) merkbaar is.

Optimistisch Een subjectieve kwalificatie die aangeeft dat de bij de berekeningen gehanteerde uitgangspunten (meestal vereenvoudigingen) zodanig zijn gekozen dat het resultaat 'gunstiger' is dan op basis van de huidige inzichten realistisch zou zijn. Tegengestelde van 'conservatief'.

Percentiel Wordt altijd gegeven in combinatie met een getal. Als van een gegeven reeks waarnemingen wordt gezegd dat de 95-percentiel gelijk is aan X, dan betekent dit dat bij 5% van de waarnemingen een waarde is gevonden groter dan X, en dus bij 95% van de waarnemingen een waarde kleiner of gelijk aan X is gevonden.

Pluim Bij lozingen die enige tijd in beslag nemen zorgen de atmosferische verspreiding en de gelijktijdige verplaatsing door de wind ervoor dat de lozingswolk de vorm krijgt van een 'pluim'.

Pluimcorrectiefactoren Bij de berekening van de externe dosis vanuit de lozingswolk worden meestal dosisconversiecoëfficiënten gebruikt welke zijn bepaald voor submersie in homogeen met radionucliden verontreinigde omgevingslucht. Omdat de lozingswolk eindige afmetingen heeft, moet een correctie plaatsvinden met behulp van pluimcorrectiefactoren.

Pluimstijging Het proces van opstijgen van de lozingswolk als deze een hogere temperatuur heeft dan de omgevende atmosfeer.

Potentiële dosis De dosis welke kan worden opgelopen als er geen beperkingen (afscherming door verblijf binnenshuis, blootstellingsduur) aan de blootstelling worden gesteld.

Primair systeem Dat deel van de kerncentrale waarin zich het koelmiddel bevindt, dat zorgdraagt voor de afvoer van de warmte uit de reactorkern.

PSA Probabilistic Safety Assessment. Deze Engelse term staat voor een probabilistische veiligheidsanalyse ter bepaling van de volgende kenmerken:

- de totale kans van de ongevalsscenario's die tot kernsmelten leiden, op basis van frequenties van inleidende gebeurtenissen en een betrouwbaarheidsanalyse van de diverse systemen (niveau-1 PSA);
- de kans op falen van de reactorinsluiting (uitgaande van de kernsmeltscenario's) en de kenmerken van de ongevalslozing ofwel de bronterm (niveau-2 PSA);
- ten slotte de gevolgen voor mens en milieu in termen van gezondheidsschade, zowel deterministisch (ernst, korte termijn) als stochastisch (kans, lange termijn), en mogelijk ook van economische effecten (niveau-3 PSA).

In een PSA worden ongevallen beschouwd die de ontwerpbasis overschrijden, dit zijn de zogenoemde buiten-ontwerpongevallen. Probabilistisch betekent: op basis van kansberekening. Vroeger werden veiligheidsanalyses uitsluitend deterministisch uitgevoerd. In de deterministische benadering heeft een initiërende gebeurtenis een kans van 1 of 0. Zie ook Ongevalsanalyse.

Puntbron Een lozingsbron waarbij de afmetingen van de lozingspluim ter plaatse van de bron verwaarloosbaar zijn.

Radioactiviteit Eigenschap van bepaalde stoffen om zonder invloed van buitenaf een karakteristieke straling uit te zenden en daarbij doorgaans in een andere stof over te gaan. De radioactiviteit werd in 1896 door Becquerel bij het element uranium ontdekt. Als de stoffen – of nauwkeuriger gezegd, de radionucliden – in de natuur voorkomen, spreekt men van natuurlijke radioactiviteit; zijn ze door kerntransmutatie geproduceerd in kernreactoren of in versnellers, dan spreekt men van kunstmatige radioactiviteit. Tegenwoordig zijn ongeveer 2200 radionucliden bekend. Kenmerkend voor iedere radionuclide is zijn halveringstijd, dat is de tijd waarin de helft van de aanwezige atoomkernen transmuteert. Er zijn halveringstijden van enige miljarden jaren (uranium-238) tot een miljoenste seconde (Po-212) bekend. Karakteristiek is ook de bij het verval uitgezonden straling en de bijbehorende energie; zo vervalt radium-226 onder uitzending van alfastraling, terwijl jodium-131 bètastraling uitzendt.

Radioactief verval De spontane overgang van een nuclide in een andere nuclide of in een lagere energietoestand van dezelfde nuclide. Ieder vervalproces wordt gekarakteriseerd door een bepaalde halveringstijd.

Radiologische gevolgen Gezondheidsgevolgen voor de mens als gevolg van blootstelling aan radioactieve stoffen.

Radionuclide Instabiel nuclide die spontaan zonder invloed van buitenaf vervalt onder uitzending van straling. Er zijn meer dan 2200 natuurlijke en kunstmatige radionucliden bekend.

Reactorinsluitconstructie Buitenste gasdichte omhulling van een kernreactor, welke verhindert dat radioactieve stoffen naar de omgeving ontsnappen tijdens een reactorongeval. Het inluitsysteem is de laatste van een viertal barrières in de kerncentrale, die de weg van radioactieve stoffen naar de omgeving blokkeert. Het inluitsysteem omhult alleen het nucleaire gedeelte van de reactor; het is

bestand tegen de druk- en temperatuurverhoging als gevolg van ontsnappende stoom bij een reactorongeval. Tot het insluitsysteem behoren ook snel sluitende kleppen van de uitgaande pijpleidingen evenals personen- en goederensluizen. De gasdichte stalen omhulling, ca. 50 meter in diameter en met een dikte van ongeveer 30 mm, is (meestal) omgeven door een ca. 2 meter dikke koepel van gewapend beton ter bescherming tegen invloeden van buitenaf (bijvoorbeeld neerstortend vliegtuig, overstroming). Engels: containment.

Reactorjaar Het risico van een kerncentrale wordt meestal gegeven per reactorjaar. Hiermee wordt aangegeven dat bij de bepaling van dat risico rekening is gehouden met het periodiek uit bedrijf zijn van de kerncentrale voor onderhoud en splijtstofwisseling.

Reactor kern Deel van de reactor waar de kettingreactie van kernsplijtingen plaatsvindt.

Rechte-lijn Gaussisch pluimmodel In dit eenvoudige verspreidingsmodel zal een (deel van een) lozingswolk steeds de bij de start van de lozing geldende windrichting blijven volgen.

Representatieve persoon De persoon die blootstaat aan een dosis die representatief is voor die van de meest aan ioniserende straling blootgestelde personen van de bevolking, met uitsluiting van personen met extreme of zeldzamen gewoonten. De representatieve persoon is een gemiddeld lid van die aandachtsgroep die de hoogste individuele dosis ontvangt als gevolg van alle beschouwde emissiesoorten tezamen.

Risico Risico wordt, in het bijzonder bij kwantitatieve risicovergelijkingen, gedefinieerd als de combinatie van de omvang van de schade (welke gevolgen), en de frequentie van optreden (hoe vaak komt het ongeval voor). Een techniek met vaak optredende ongevallen maar met relatief geringe gevolgen (bijvoorbeeld auto) kan een groter risico vertegenwoordigen dan een techniek met zelden voorkomende ongevallen maar met ernstiger gevolgen (vliegtuig). Risico op deze wijze gedefinieerd is de maatstaf waarmee mogelijke gevolgen van een technologie worden ingeschat resp. de gevolgen van verschillende technologieën worden vergeleken. De overheid hanteert risiconormen waarbij rekening wordt gehouden met het feit dat frequent optredende gebeurtenissen elk met een klein aantal doden (bijv. wegverkeersongevallen) gemakkelijker aanvaard worden dan minder vaak optredende gebeurtenissen elk met een groot aantal doden (bijv. vliegverkeersongevallen), ook al zou het aantal doden per jaar voor de eerste soort ongevallen veel groter zijn, zie ook groepsrisico.

Risicoanalyse Zie PSA.

Risicocriteria Bouw en bedrijf van kerncentrales worden getoetst aan de risicobenadering in het milieubeleid van de overheid. Dit beleid stelt limieten aan de risico's waaraan de bevolking mag worden blootgesteld. Normaal bedrijf en ongevallen worden beoordeeld aan de hand van het criterium voor individueel risico. Een specifiek criterium voor de beoordeling van grote ongevallen is het criterium voor groepsrisico. De risicobenadering in het milieubeleid valt onder verantwoordelijkheid van de minister van Infrastructuur en Milieu.

Risicofactor De kans op het optreden van een stochastisch effect (kanker, erfelijke afwijking) per ontvangen sievert.

Routinematige lozingen Ook wel continue lozingen genoemd. Bij normaal bedrijf van kerninstallaties worden via het ventilatiesysteem en/of het koelwater radioactieve stoffen in de omgeving geloosd. Deze lozingen zijn aan een vergunning gebonden. De blootstelling aan straling van deze radioactieve stoffen is onmeetbaar klein maar kan wel met computermodellen worden berekend. Zo varieert de maximale individuele jaardosis voor lozingen in lucht door de kernenergiecentrale Borssele tussen 0,02 en 0,05 microsievert. De maximale individuele jaardosis voor lozingen in het oppervlaktewater, en berekend voor de consumptie van verschillende visserijproducten op diverse locaties, zijn nog weer tienmaal zo klein. De totale maximale individuele jaardosis ten gevolge van lozingen van kerninstallaties in ons land en daarbuiten is kleiner dan 0,05% van die ten gevolge van blootstelling aan natuurlijke straling.

Ruwheidslengte Een maat voor de 'ruwheid' van het aardoppervlak, welke van invloed is op de atmosferische verspreiding. Meestal wordt onderscheid gemaakt tussen vlak land, bouwland, cultuurland, woongebied en stedelijk gebied.

Samplingschema De categorieën en de criteria op basis waarvan de meteorologische gegevens in de gekozen categorieën worden ingedeeld.

Sievert Speciale naam voor de eenheid van dosisequivalent. Symbool: Sv. Genoemd naar de Zweedse medisch fysisch Rolf Sievert, die zich verdienstelijk gemaakt heeft voor de invoering en verdere ontwikkeling van de stralingsbescherming. Per definitie geldt: $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$ (γ -straling).

State of the Art Engels equivalent van het Nederlandse 'stand der techniek'.

Stochastische gevolgen Bij stochastische effecten wordt de waarschijnlijkheid van optreden en niet de ernst van het effect als een functie van de dosis beschouwd, waarbij aangenomen wordt dat er geen drempelwaarde bestaat. Bij deterministische effecten varieert de ernst van hun effect met de dosis en daarom kan daarbij wel een drempelwaarde bestaan. In het voor de stralingsbescherming belangrijke dosisbereik worden erfelijke effecten als stochastische effecten gezien. Ook enkele somatische effecten zijn stochastisch; hierbij wordt het ontstaan van kanker als het belangrijkste somatische stralingsrisico bij lage doses gezien.

Straling Emissie of voortplanting van energie in de vorm van golven of deeltjes (bijv. alfastraling, bètastraling, gammastraling, neutronen-straling).

Stralingsbelasting Equivalent aan 'blootstelling aan straling'

Stralingshygiëne Praktijk van het geheel van maatregelen ter bevordering van het zo veilig mogelijk uitvoeren van werkzaamheden met radioactieve stoffen en met toestellen die ioniserende straling uitzenden.

Submersie Onderdompeling. In de stralingshygiëne gebruikt om aan te geven dat wordt verondersteld dat een persoon zich bevindt in een half oneindige ruimte, homogeen gevuld met radioactieve stoffen.

Terreingrens Ook wel het 'hek' genoemd. De afscheiding tussen het bedrijfsterrein en het voor derden toegankelijke gebied daarbuiten. De terreingrens is verbonden aan de 15 onder b vergunning; dit bepaalt de locatie van die grens.

Verspreidingsparameters Invoergegevens voor het atmosferische verspreidingsmodel. Meestal zijn deze gegevens (voor een deel) gekoppeld aan de stabiliteit.

Vertragingstijd Het tijdsverloop tussen het stoppen van de kernreactie en het begin van de lozing.

Verwachtingswaarde Het over de mogelijke weerscondities gemiddelde beschouwde eindpunt. Voor routinematige lozingen is dit een adequaat begrip, voor ongevallen is het beter het woord gemiddelde te gebruiken.

Virtueel lozingspunt De invloed van gebouwen op de atmosferische verspreiding wordt vaak gemodelleerd door een puntbron aan te nemen op een zekere afstand (afhankelijk van de stabiliteitsklasse) achter of boven het werkelijke lozingspunt, het zogenaamde virtuele lozingspunt.

Volgdosis De dosis die een orgaan of weefsel door een eenmalige opname in het lichaam van radionucliden ontvangt gedurende een periode na die inname. De lengte van die periode moet steeds zijn aangegeven.

Waarschuwingstijd Het tijdsverloop tussen het bewust worden van de ernst van het ongeval en het begin van de lozing.

Weerreeksen Met behulp van meteorologische sampling worden in een meteorologisch gegevensbestand starttijden gekozen. De opeenvolging van meteorologische (uur)waarden na een gekozen starttijd wordt een weerreeks genoemd.

Weerscenario Zie weerreeks.

Windsnelheidsprofiel De windsnelheid is een functie van de hoogte boven het aardoppervlak. Deze functie (het windsnelheidsprofiel) is afhankelijk van de stabiliteit.

Wolkdosis De dosis opgelopen door blootstelling aan de directe straling uit de lozingswolk.

8 Referenties

- [1] IAEA, *Development and Application of Level 1 Probabilistic Safety Assessment for Nuclear Power Plants*, Vienna: IAEA SSG-3, 2010.
- [2] IAEA, *Development and Application of Level 2 Probabilistic Safety Assessment for Nuclear Power Plants*, Vienna: IAEA SSG-4, 2010.
- [3] IAEA, *Procedures for Conducting Probabilistic Safety Assessments of Nuclear Power Plants (Level 3); Off-Site Consequences and Estimation of Risks to the Public*, Vienna: IAEA Safety Series 50-P-12, 1996.
- [4] P. Roelofsen and J. van der Steen, *Richtlijn Niveau-3 PSA*, Petten: ECN, 1993.
- [5] Projectgroep Revisie Nationaal Model, *Nieuw Nationaal Model. Model voor de verspreiding van luchtverontreiniging uit bronnen over korte afstanden.*, Infomil, 1998.
- [6] ANVS, *Handreiking voor een veilig ontwerp en het veilig bedienen van kernreactoren*, Den Haag: ANVS, 2015.
- [7] KeW, *Kernenergiewet*, 2014.
- [8] Bkse, "Besluit Kerninstallaties, Splijtstoffen en Ertsen van 4 september 1969, laatstelijk gewijzigd op 25 juni 2015," *Staatscourant*, vol. 2015, no. Nr. 272, 8 juli 2015.
- [9] Bbs, "Besluit van 23 oktober 2017, houdende vaststelling van regels ter bescherming van personen tegen de gevaren van blootstelling aan ioniserende straling (Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming)," *Staatscourant*, vol. 2017, no. Nr. 404, 23 oktober 2017.
- [10] Vbs, "Verordening van de ANVS van 9 januari 2018, nr. ANVS-2018/137, houdende nadere regels ter bescherming van personen tegen de gevaren van blootstelling aan ioniserende straling (ANVS-verordening basisveiligheidsnormen stralingsbescherming)," *Staatscourant*, no. 2035, 31 januari 2018.
- [11] R. Blaauboer, *Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling - DOVIS A. Lozingen in lucht en water*, Bilthoven: RIVM, 2002.

- [12] J. van Hienen, E. Meijne and N. Verhoef, *Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningsverlening Ioniserende Straling - DOVIS. Deel B - Externe Straling*, Petten: NRG, 2002.
- [13] J. Grupa and A. Poley, *NNM voor ongevalsemisies*, Petten: NRG 23642/17.137385, 2017.
- [14] J. Grupa and A. Poley, *Toepassing van DOVIS A voor ongevalsemisies*, Petten: NRG 23642/17.137386, 2017.
- [15] J. Grupa, *Toepassing van internationale PSA-3 modellen*, Petten: NRG 23642/17.137388, 2017.
- [16] Hasemann, I. and Ehrhardt, J., *COSYMA. Dose models and countermeasures for external exposure and inhalation Update for KfK433 - referring to version 95/1 -*, Karlsruhe: Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH (Germany); CONTRACT CEC FI3P-CT92-0057, 1995.
- [17] D. Chanin and M. Young, *Code Manual for MACCS2: Volume 1, User's Guide*, NUREG/CR-6613, 1997.
- [18] J. Grupa, "Programmabeschrijving NUDOS2 - Dosisberekeningen voor KeW vergunningen," NRG-22165/10.104414, 2011.
- [19] USNRC, *Reactor Safety Study, An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants, WASH-1400*, NUREG 75/014, 1975.
- [20] Roelofsen, P.M. and Poley, A.D., *Richtlijnen PSA-3; Onderzoek naar methoden en modellen voor het uitvoeren van een probabilistische consequentie-analyse.*, Petten: ECN-C--92-040, 1992.
- [21] IAEA, *Reference Biospheres for solid radioactive waste disposal*, Wenen: IAEA, 2003.
- [22] ICRP, *ICRP Publication 66: Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, Annals of the ICRP, 24(1-4)*, ICRP Publication 66, 1994.
- [23] ICRP, "ICRP Publication 119: Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60," 2012.
- [24] KNMI, *Rekenvoorschriften percentielberekeningen*, Staatsuitgeverij, 1981.
- [25] ASHRAE, "Chapter 44 "Building Air Intake and Exhaust Design"," in *Applications Handbook*, Atlanta, American Society of Heating Refrig. And Air-Cond. Eng., Inc., 2003.

- [26] K. Eckerman and C. Ryman, *External exposure to radionuclides in air, water and soil*, Oak Ridge, Tennessee 37831: Oak Ridge National Laboratory, 1993.
- [27] P. Jacob and R. Meckbach, *Shielding Factors and External Dose Evaluation*, Institute für Strahlenschutz, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, Radiation Protection Dosimetry, 21 No. 1/3, 79-85,, 1987.
- [28] V. Golikov, M. Balonov and A. Ponomarev, "Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident.," in *The Chernobyl papers, Vol. I Doses to the Soviet population and early health effects studies*, S. Merwin and M. Balonov, Eds., Richland, Research Enterprises, 1993.
- [29] T. Homma, T. Takahashi, A. Arkhipov and O. Togawa, "2.3 Validation And Verification Of Accident Consequence Assessment Models," in *JAERI-Conf 2000-016*, Wenen, 2001.
- [30] H. Gale, D. Humphreys and E. Fisher, "Weathering of Caesium-137 in Soil," *Nature*, vol. 201, pp. 257-261, 1964.
- [31] K. Henrichs, C. Eiberwaser and H. Paretzke, "K. Henrichs, C Eiberwaser, H.G. Paretzke:Dosisfaktoren für die Kontamination der Haut und Kleidung,," GSF-Bericht 7/85, Neuherberg, 1985.
- [32] W. Jacobi, P. H.G. and K. K. Henrichs, *Dosisfaktoren für inkorporierte Radionuklide und Kontamination der Haut*, Neuherberg: GSF-Bericht 14/89, 1989.
- [33] Chanin, D.I., *MACCS: MELCOR Accident Consequence Code System*, NUREG/CR-4691: U.S. Nuclear Regulatory Commission, 1990.
- [34] UNSCEAR, *UNSCEAR 2012; Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation; Report to the General Assembly with Scientific Annexes*, New York: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2012.
- [35] ICRP, *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP 103, 2007.
- [36] ICRP, *1990 Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 60*, Oxford - New York - Frankfurt - Basel - Sydney - Tokyo: Pergamon Press, 1991.
- [37] Ministerie van Infrastructuur en Milieu, *Responsplan Nationaal Crisisplan Stralingsincidenten*, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2017.

- [38] VROM, *Omgaan met Risico's van Straling, Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 483, nr. 1.*, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid, 1990.
- [39] OECD NEA, *Probabilistic Accident Consequences Assessment Code - Second International Comparison -*, 1994.
- [40] Homann, G. e.o., *HotSpot Health Physics Codes Version 3.0 User's Guide*, Livermore: Lawrence Livermore National Laborator, 2014.
- [41] U. DOE, *MACCS2 Computer Code Application Guidance for Application Guidance for*, Washington: US DOE-EH-4.2.1.4-MACCS2-Code Guidance , 2004.
- [42] J. Van Jaarsveld and F. d. Leeuw, "OPS: An operational atmospheric transport model for priority substances.," *Environmental Software*, vol. 8, pp. 93-100, 1985.
- [43] Sprung, J.C., J. Rollstin, J. Helton and H.-N. Jow, *Evaluation of Severe Accident Risks: Quantification of Major Input Parameters - MACCS Input*, Albuquerque, NM 87185-5800: Sandia National Laboratories, 1990.
- [44] J. Evans, *Health Effects Models for Nuclear Power Plant Accident Consequence Analysis, Low LET Radiation. Part I : Introduction, Integration and Summary.*, Washington : USNRC NUREG/CR-4214 , SAND 85-7185, Rev. 1, 1990., 1990.
- [45] UNSCEAR, *UNSCEAR 2006, Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 2006 Report Vol. I Report to the General Assembly, Scientific Annexes A and B, corrected version, July 2009.*, New York: 2009, 2009.
- [46] K. Eckerman, R. Legget, C. Nelson, J. Puskin and A. Richardson, *FGR 13, Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides*, Washington: EPA 402-R-99-001, 1999.
- [47] J. Heijn, J. Smit and W. Zijp, "ABC van kernenergie," ECN, NNS en GKN, Petten, 1993.
- [48] R. W. O.W. Hermann, "ORIGEN-S: SCALE System Module to Calculate Fuel Depletion, Actinide Transmutation, Fission Product Buildup and Decay, and Associated Radiation Source Terms," NUREG/CR--0200, Vol. 2, Section F7, ORNL/NUREG/CSD-2/V2/R2.

Dit rapport is een uitgave van de

Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming
ANVS

Koningskade 4 | 2596 AA Den Haag
Postbus 16001 | 2500 BA Den Haag

www.anvs.nl

Maart 2020