

**BIJLAGE BIJ**

**MINISTERIËLE REGELING**  
**ANALYSE GEVOLGEN VAN IONISERENDE STRALING**

**MR-AGIS**

**16 JANUARI 2002**



## INHOUDSOPGAVE

	PAG
HOOFDSTUK 1 INLEIDING	5
1.1 Algemeen	5
1.2 Doel en opzet van deze bijlage	7
1.3 Bronnen, emissies en blootstellingwegen	8
DEEL I REKENREGELS	9
HOOFDSTUK 2 TOEPASBAARHEID REKENREGELS	11
2.1 Toepasbaarheidbeoordeling vóóraf	11
2.2 Toepasbaarheidbeoordeling na berekening	11
2.3 Onderscheid Ingekapselde bronnen, Toestellen en Open bronnen	12
HOOFDSTUK 3 STROOMSCHEMA TOESTELLEN EN INGEKAPSELDE BRONNEN	13
3.1 Algemeen	13
3.2 Toepassingsgebied rekenregels	15
3.2.1 Ingekapselde bronnen en open bronnen	15
3.2.2 Toestellen	15
3.3 Externe blootstellingdosis	16
3.3.1 Algemeen	16
3.3.2 Berekening omgevingsdosisequivalenttempo	16
3.3.3 Berekening van de omgevingsdosisequivalent aan de terreingrens ( $H_{max}$ )	17
3.3.4 Afgeleid toetsingsniveau voor externe straling ( $H_{SN}^*$ )	18
3.3.5 Toetsing $H_{max}^*$ aan $H_{SN}^*$	18
HOOFDSTUK 4 STROOMSCHEMA OPEN BRONNEN	19
4.1 Algemeen	19
4.2 Externe straling	20
4.3 Lozing in lucht	20
4.3.1 Berekening van het radiotoxiciteitsequivalent voor inhalatie ( $Re_{inh}$ )	20
4.3.2 Berekening van de maximale jaarlijkse lozing van elk radionuclide ( $A_{L,i}$ )	20
4.3.3 Berekening van de maximale jaarlijkse emissie vanuit een locatie ( $L_{max}$ )	22
4.3.4 Afgeleid toetsingsniveau voor lozingen in lucht ( $L_{SN}$ )	23
4.3.5 Toetsing $L_{max}$ aan $L_{SN}$	23
4.4 Lozing in water	25
4.4.1 Berekening van het radiotoxiciteitsequivalent voor ingestie ( $Re_{ing}$ )	25
4.4.2 Berekening van de maximale jaarlijkse lozing van elk radionuclide ( $A_{w,i}$ )	25
4.4.3 Berekening van de maximale jaarlijkse emissie vanuit een locatie ( $W_{max}$ )	28
4.4.4 Afgeleid toetsingsniveau voor lozingen in water ( $W_{SN}$ )	28
4.4.5 Toetsing $W_{max}$ aan $W_{SN}$	29

DEEL II NADERE ANALYSE	31
HOOFDSTUK 5 STROOMSCHEMA EN WERKWIJZE VOOR NADERE ANALYSE	33
5.1 Stroomschema	33
5.2 Overzicht van de werkwijze	33
5.2.1 Te beschouwen emissiesoorten en vaststelling emissieomvang	33
5.2.2 Verspreiding en besmetting in het milieu	35
5.2.3 Belastingpaden	35
5.2.4 Cumulatie in de tijd en te beschouwen tijdshorizon	36
HOOFDSTUK 6 BEPALING VAN DE EFFECTIEVE DOSIS	37
6.1 Algemeen	37
6.2 Blootstelling	37
6.3 Referentiepersoon en –gedrag en kritieke groep	38
6.4 Individuele effectieve dosis (ID)	40
6.4.1 Algemeen	40
6.4.2 Externe blootstelling	40
6.4.3 Inhalatie	41
6.4.4 Submersie	41
6.4.5 Ingestie	42
6.5 Berekening van MID (multifunctionele individuele dosis) en de AID (actuele individuele dosis)	43
6.5.1 Algemeen	43
6.5.2 Berekening van de multifunctionele dosis MID	43
6.5.3 Berekening van de actuele dosis AID	45
HOOFDSTUK 7 TOETSING VAN DE UITKOMSTEN AAN DE DOSISNIVEAUS	49
7.1 Toetsing aan het Secundair Niveau	49
7.2 Toetsing aan de locatielimiet	49
AANHANGSEL	51
A.1 Dosiscoëfficiënten, Bronconstanten en Radiotoxiciteitsequivalenten	51
A.2 Afwijkende parameterwaarden	56
REFERENTIES	57

## HOOFDSTUK 1 INLEIDING

### 1.1 Algemeen

De ministeriele regeling AGIS en deze bijlage betreffen uitsluitend handelingen met radioactieve stoffen en geen werkzaamheden.

Voor handelingen, dat wil zeggen het bereiden, voorhanden hebben, toepassen en zich ontdoen van radioactieve stoffen of het gebruik van toestellen, is in veel gevallen een vergunning volgens de Kernenergiewet [*Kew*] nodig<sup>1</sup>.

Volgens artikel 44, eerste lid, onder e, van het Besluit Stralingsbescherming (Bs) [*BS01*] bevat elke aanvraag om een vergunning voor een handeling, onder andere, de maximale totale effectieve dosis die een persoon in een kalenderjaar kan ontvangen op enig punt buiten de locatie waarop de vergunningaanvraag van toepassing is, zowel ten gevolge van lozingen als ten gevolge van externe straling. Het Bs stelt voorts in artikel 3, derde lid, dat door de Minister van VROM regels kunnen worden gesteld voor de bepaling van de doses<sup>2</sup> en daarbij kunnen methoden worden aangewezen voor de wijze waarop de berekende doses worden getoetst in het kader van de vergunningverlening. Deze bijlage bevat de hierboven bedoelde regels en methoden.

De volgende dosisniveaus worden gehanteerd:

- een **locatielimiet** van 100  $\mu\text{Sv}$  in een jaar, waarboven geen vergunning wordt verleend, en
- een **Secundair Niveau (SN)** van 1  $\mu\text{Sv}$  (voor lucht- en waterlozingen) en 10  $\mu\text{Sv}$  (voor externe straling) in een jaar waar beneden vanuit milieu-oogpunt nooit bezwaar bestaat tegen vergunningverlening, mits de handeling gerechtvaardigd is.

Het SN is een niveau waaronder de invulling van het ALARA-beginsel<sup>3</sup> vanuit de overheid geen prioriteit heeft en de verantwoordelijkheid voor het toepassen hiervan bij de vergunninghouder wordt gelegd. De vergunningouder heeft de verplichting om het ALARA-beginsel in de praktijk door te voeren.

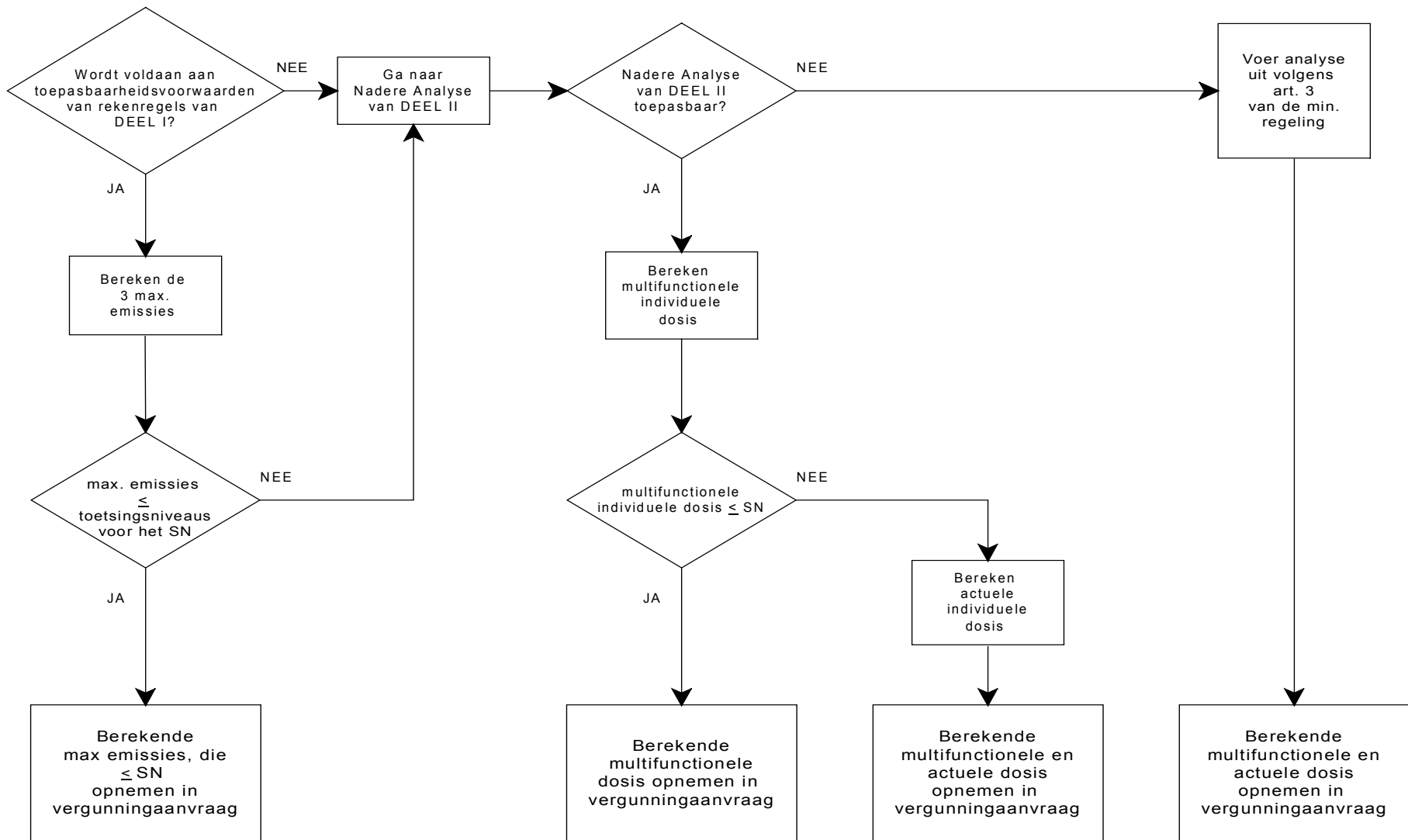
In deze bijlage wordt niet ingegaan op de toepassing van het ALARA beginsel en ook niet op de vraag of een handeling al dan niet gerechtvaardigd is.

---

<sup>1</sup> Voor nadere informatie over de vergunningplicht zie hoofdstuk 4 van het Besluit stralingsbescherming [*BS01*].

<sup>2</sup> Indien in deze regeling korthedshalve de term 'dosis' wordt gebruikt, wordt steeds 'effectieve dosis' bedoeld, tenzij nadrukkelijk anders wordt vermeld.

<sup>3</sup> ALARA is acronym van 'As Low As Reasonably Achievable'. ALARA is het beginsel uit de stralingshygiëne waarin is vastgelegd dat een blootstelling zo laag moet zijn als redelijkerwijs mogelijk. Bij 'zo laag als redelijkerwijs mogelijk' dient de redelijkheid gebaseerd te zijn op economische en sociale factoren. De overheid verplicht de vergunninghouder te handelen overeenkomstig het ALARA-beginsel.



Figuur 1.1 **Stroomschema van de Bijlage bij de Ministeriële Regeling AGIS [MR-AGIS]**

## 1.2 Doel en opzet van deze bijlage

Het doel van deze bijlage is regels te geven voor het uitvoeren van een dosisberekening ten behoeve van een vergunningaanvraag. Hierbij wordt gebruik gemaakt van stroomschema's. Tevens zijn beleidskeuzes aangegeven. Fig 1.1 geeft in een stroomschema de werkwijze van deze bijlage in zijn geheel weer. De regels zijn alleen bedoeld voor reguliere emissies en lozingen ten gevolge van handelingen met radioactieve stoffen. Deze bijlage bestaat uit de drie volgende delen.

### *Deel I 'Rekenregels'*

In eenvoudige gevallen (bijvoorbeeld voor radionuclidenlaboratoria en ingekapselde bronnen voor meet- en regeltechniek) zal volstaan kunnen worden met de vereenvoudigde rekenregels van Deel I. Het doel van Deel I is een antwoord te krijgen op de vraag of een handeling waarvoor een vergunning wordt aangevraagd een stralingsdosis onder SN geeft. Het antwoord wordt op een globale, conservatieve wijze geschat met behulp van simpele rekenregels zonder een uitvoerige dosisberekening.

### *Deel II 'Nadere Analyse'*

Voor meer complexe situaties en voor die emissiesoorten waarvoor volgens de rekenregels uit Deel I het SN wordt overschreden, moet een zogenoemde nadere analyse worden uitgevoerd waarbij Deel II van deze bijlage van toepassing is. In Deel II wordt met behulp van stroomschema's en het aangeven van beleidskeuzes de methodiek van het uitvoeren van een nadere analyse beschreven, en worden de belangrijkste te beschouwen parameters en de bijbehorende parameterwaarden gegeven. In het algemeen zal bij de uitvoering van de nadere analyse meer ervaring en kennis van de achterliggende modellen nodig zijn dan bij toepassing van de rekenregels uit Deel I. De rapporten 'Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON)' [RIB96] en 'Richtlijn Externe Straling en Afscherming, Risicoberekening voor afgeschermd en/of ingekapselde bronnen en bodembesmetting' (REA) [REA97] dienen te worden gehanteerd voor de uitvoering van een nadere analyse

Tevens wordt in Deel II aangegeven hoe de uitkomsten van de Nadere Analyse , getoetst moeten worden aan dosislimiet en SN .

### 1.3 Bronnen, emissies en blootstellingwegen

Bronnen worden ingedeeld in:

- **ingekapselde bronnen, waaronder apparaten die zo'n bron bevatten**
- **toestellen (voornamelijk röntgentoestellen en versnellers)**
- **open bronnen**

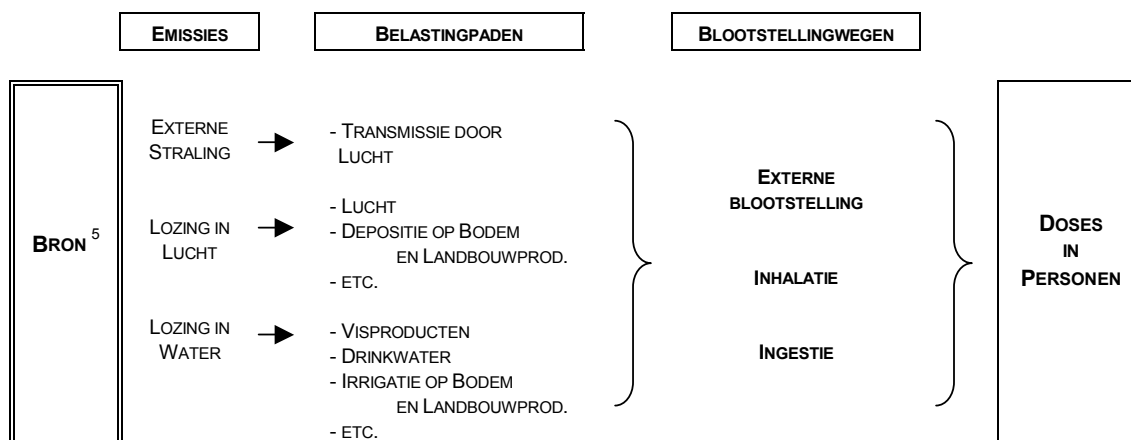
Handeling met bronnen binnen een locatie<sup>4</sup> kunnen drie verschillende soorten **emissies** tot gevolg hebben:

- **externe straling (ook directe straling genoemd)**
- **lozingen in lucht**
- **lozingen in water**

Toestellen geven uitsluitend externe straling; hetzelfde geldt, bij normaal gebruik, voor ingekapselde bronnen. Open bronnen kunnen aanleiding geven tot externe straling, maar kunnen zich ook via lozingen in lucht en water verspreiden in de omgeving. De wegen waarlangs deze verspreidingen plaatsvinden, worden **belastingpaden** genoemd.

De daadwerkelijke blootstelling van personen ten gevolge van de emissies via de belastingpaden kan dan op verschillende manieren geschieden, genoemd **blootstellingwegen**. De drie belangrijkste zijn:

- **externe blootstelling** hetzij direct uit de bron, hetzij indirect bijvoorbeeld vanuit een geloosde wolk met radioactieve stoffen, of na depositie daarvan;
- **inhalatie** van in de lucht zwevende radioactieve stofdeeltjes;
- **ingestie** van voedsel en water dat door de verspreide radionucliden besmet is geraakt.



Figuur 1.2 Vereenvoudigd schema van bron tot doses via emissiesoorten, belastingpaden en blootstellingwegen

<sup>4</sup> Een locatie kan zowel samenvallen met de inrichting van een ondernemer als een plaats daarbinnen zijn of daarbuiten. In sommige gevallen is er dus geen sprake van een omschreven locatie of inrichting, maar van een plaats, wat bijvoorbeeld een afgezet stuk openbare weg kan zijn, of een stuk terrein binnen een inrichting.

<sup>5</sup> een bron is volgens artikel 1 Bs [BS01]: toestel dan wel radioactieve stof.

# **DEEL I**

## **REKENREGELS**



## HOOFDSTUK 2 TOEPASBAARHEID REKENREGELS

### 2.1 Toepasbaarheidbeoordeling vóóraf.

De rekenregels van Deel I zijn voor externe straling, lozingen in lucht en lozingen in water van toepassing indien, met betrekking tot de verschillende emissies uit de bron(nen), aan de volgende voorwaarden wordt voldaan:

#### *Externe straling*

- 1 de enige belangrijke te verwachten dosisbijdragen van externe straling is die ten gevolge van gammastraling en röntgenstraling (d.w.z. dat andere stralingssoorten, zoals neutronstraling,  $\alpha$ - en  $\beta$ -straling, op het relevante punt naar verwachting een verwaarloosbare dosisbijdrage leveren);
- 2 de bron kan m.b.t. de mogelijke dosisbijdrage gezien worden als een puntbron<sup>6</sup>.

Indien niet aan voorwaarde 1 of 2 wordt voldaan, wordt voor deze emissiesoort verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

#### *Lozing in lucht*

- 3 de enige belangrijke te verwachten dosisbijdrage van lozing in lucht is die ten gevolge van inhalatie.

Indien niet aan voorwaarde 3 wordt voldaan, wordt voor deze emissiesoort verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

#### *Lozing in water*

- 4 de enige belangrijke te verwachten dosisbijdrage van lozing in water is die ten gevolge van ingestie.
- 5 lozing in water geschiedt op een rioolsysteem dat via een waterzuiveringsinstallatie op het oppervlaktewater loost;

Indien niet aan voorwaarde 4 of 5 wordt voldaan, wordt voor deze emissiesoort verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

### 2.2 Toepasbaarheidbeoordeling na berekening

Voor iedere emissiesoort afzonderlijk worden, met behulp van de rekenregels en op grond van de toegepaste hoeveelheden radionucliden, de maximale (theoretisch mogelijk) emissies berekend (zie hiervoor hoofdstukken 3 en 4):

- het maximale (theoretisch mogelijke) omgevingsdosisequivalent ( $H_{\max}^*$ ) voor externe straling (vanaf een puntbron);
- de maximale (theoretisch mogelijke) emissie in lucht ( $L_{\max}$ ) voor lozingen in lucht;
- de maximale (theoretisch mogelijke) emissie in water ( $W_{\max}$ ) voor lozingen in water;

---

<sup>6</sup> Modelmatig wordt van een **puntbron** gesproken indien de afstand tussen de bron en het punt waarvoor de dosis berekend is of wordt (dosispunt), groter is dan 5 maal de grootste afmeting van het stralende oppervlak van de bron aan de kant van dat punt en geen sprake is van een evenwijdige bundel.

Voor iedere emissiesoort zijn toetsingsniveaus vastgesteld ( $H_{SN}^*$ ,  $L_{SN}$  en  $W_{SN}$ ) die worden geacht het SN te vertegenwoordigen (zie § 3.3.4, § 4.3.4, § 4.4.4).

Toetsing geschiedt voor iedere emissiesoort afzonderlijk:

- voor externe straling wordt het berekende  $H_{max}^*$  getoetst aan  $H_{SN}^*$
- voor lozingen in lucht wordt het berekende  $L_{max}$  getoetst aan  $L_{SN}$
- voor lozingen in water wordt het berekende  $W_{max}$  getoetst aan  $W_{SN}$

Voor de emissiesoorten waarvoor het toetsingsniveau wordt overschreden, wordt verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

### **2.3 Onderscheid Ingekapselde bronnen, Toestellen en Open Bronnen**

In deze rekenregels worden op basis van de mogelijke emissiesoorten twee stroomschema's gehanteerd: één voor de categorie Ingekapselde Bronnen en Toestellen (hoofdstuk 3) en één voor de categorie Open Bronnen (hoofdstuk 4).

## HOOFDSTUK 3 STROOMSCHEMA TOESTELLEN EN INGEKAPSELDE BRONNEN

### 3.1 Algemeen

Dit hoofdstuk geeft rekenregels voor de externe straling vanuit toestellen en ingekapselde bronnen, maar dezelfde berekeningsmethodiek geldt ook voor de externe straling afkomstig van open bronnen.

Een **toestel** is een ioniserende straling uitzendend toestel als gedefinieerd in artikel 1 van de Kernenergiewet. Bedoeld wordt een toestel dat ioniserende straling kan uitzenden en geen radioactieve stof, splijtstof of erts bevat. Toestellen worden bijvoorbeeld veel aangetroffen in de medische sector (röntgentoestellen voor diagnostiek) en bij materiaalonderzoek.

Een **ingekapselde bron** wordt gevormd door radioactieve stoffen die zijn ingebed in of gehecht aan vast dragermateriaal of zijn omgeven door een omhulling van materiaal met dien verstande dat hetzij het dragermateriaal hetzij de omhulling voldoende weerstand bieden om onder normale gebruiksomstandigheden elke verspreiding van radioactieve stoffen te voorkomen.

In de praktijk betekent dit dat aan de standaard zoals beschreven in ISO 2919/1980 moet worden voldaan. Ingekapselde bronnen komen in grote verscheidenheid voor en worden voor veel doeleinden toegepast. In de industrie worden ze, b.v., gebruikt in apparaten voor meet- en regeldoeleinden en in de medische sector bij bestralingsapparatuur.

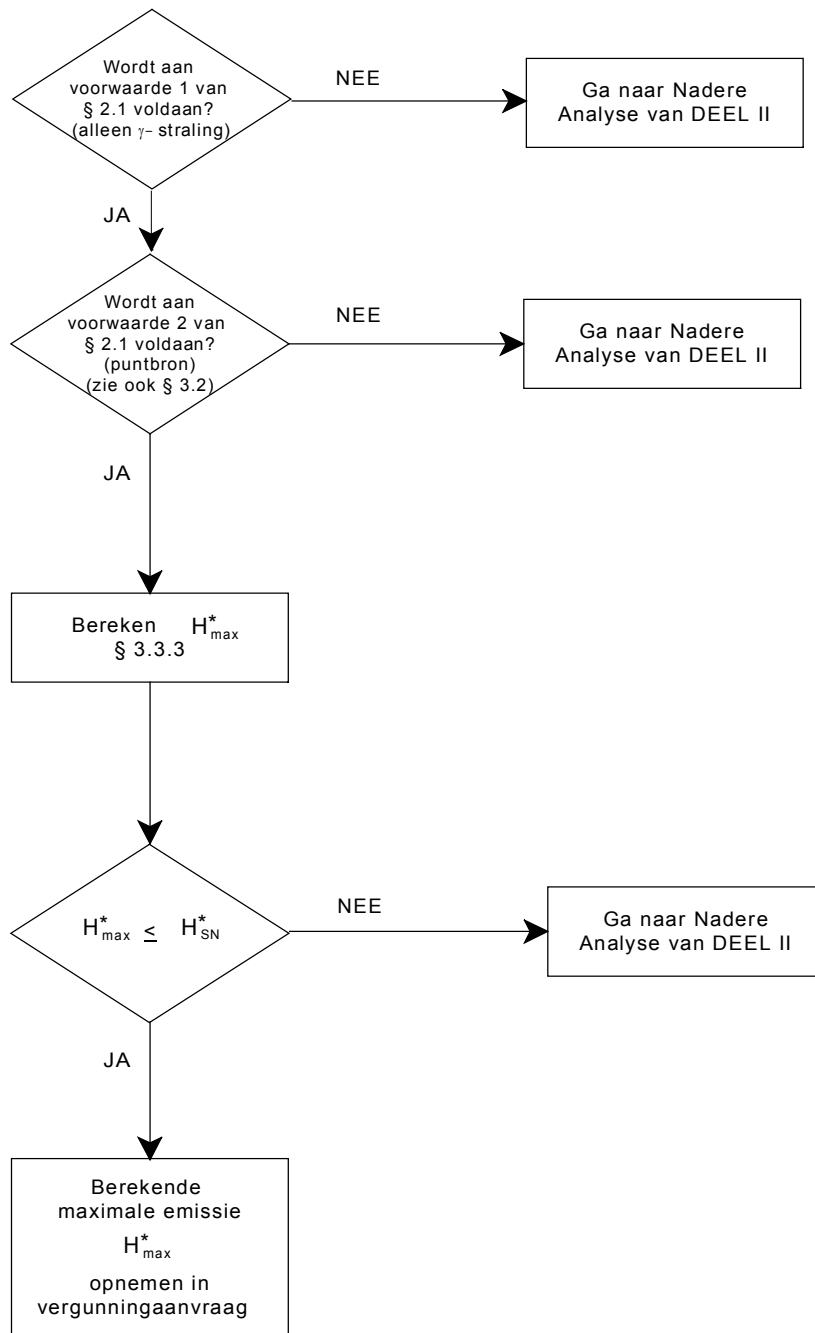
Bij toestellen en ingekapselde bronnen wordt uitgegaan van slechts één belastingspad, namelijk de externe straling die vrijkomt bij gebruik. Daarnaast wordt in dit hoofdstuk aangenomen (zie ook § 2.1) dat alleen sprake is van röntgenstraling en gammastraling en dat modelmatig gesproken kan worden van een puntbron (zie voetnoot § 2.1) waarvoor de kwadratenwet van toepassing is.

In figuur 3.1 is het stroomschema gegeven voor de berekening, volgens de rekenregels beschreven in dit hoofdstuk, van de dosis voor dit belastingspad.

De volgende paragrafen van dit hoofdstuk vormen de toelichting bij elk van de stappen van het stroomschema.

In het vervolg wordt onder '**stralingsbron**' verstaan dat wat straling uitzendt, te weten:

- een toestel, of
- een ingekapselde bron, al dan niet in de vorm van een apparaat, of
- een open bron



Figuur 3.1 Stroomschema voor berekening doses t.g.v. **externe straling** zowel uit Toestellen en Ingekapselde bronnen, als uit Open bronnen

## 3.2 Toepassingsgebied rekenregels

### 3.2.1 Ingekapselde bronnen en open bronnen

#### *Afstand*

Indien de afmetingen van de stralingsbron groot zijn ten opzichte van de afstand tot het punt waar de dosis wordt berekend, kan de kwadratenwet niet worden toegepast. De voorwaarde luidt [REA97]:

*De puntbronbenadering (kwadratenwet) is alleen toepasbaar indien de afstand tussen stralingsbron en het punt waarvoor de dosis berekend wordt of is (het dosispunt) groter is dan 5 maal de grootste afmeting van het stralende oppervlak aan de kant van het dosispunt*

Voor kortere afstanden wordt verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

#### *Bundels door diafragma's*

Door de aanwezigheid van afscherming of diafragma's rondom de stralingsbron(nen) is er in de praktijk geen sprake van een isotrope ruimteverdeling van de straling, dwz er is sprake van een bundel. Indien de openingshoek van de bundel klein is, is er sprake van een evenwijdige bundel in het midden waarvan het dosistempo vrijwel constant blijft (afgezien van verzwakking door verstrooiing in lucht) en waarvoor de kwadratenwet niet kan worden toegepast. De voorwaarde luidt [REA97]:

*In het centrum van een stralingsbundel is de kwadratenwet alleen toepasbaar indien de bundel divergerend is, dwz indien de ruimtehoek (openingshoek) waarbinnen de fotonen vrijkomen minstens  $10^\circ$  is.*

In het geval van een kleinere ruimtehoek, wordt verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

### 3.2.2 Toestellen

#### *Bundels uit (röntgen)toestellen*

Bij gebruik van (röntgen)toestellen wordt een bundel van fotonen (primaire bundel) geproduceerd. Indien de openingshoek waarbinnen de fotonen van de primaire bundel vrijkomen klein is, is er sprake van een evenwijdige bundel, in het midden waarvan het dosistempo vrijwel constant blijft (afgezien van verzwakking door verstrooiing in lucht) en waarvoor de kwadratenwet niet kan worden toegepast. De voorwaarde luidt [REA97]:

*In het centrum van een primaire stralingsbundel is de kwadratenwet alleen toepasbaar indien de bundel divergerend is, dwz indien de ruimtehoek (openingshoek) waarbinnen de fotonen vrijkomen minstens  $10^\circ$  is.*

Indien sprake is van een kleinere ruimtehoek, wordt verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

Na verzwakking en verstrooiing van de primaire bundel door een voorwerp (een wand of een patiënt) ontstaat er een verstrooide bundel. Indien de invallende bundel divergerend is, zal ook voor de verstrooide bundel, vanaf enige afstand van dat voorwerp<sup>7</sup> de kwadratenwet van toepassing zijn. De voorwaarde luidt [REA97]:

---

<sup>7</sup> Vanwege de verstrooiing door het voorwerp zelf, kan de kwadratenwet niet worden toegepast op zeer korte afstand van het voorwerp.

*In een verstrooide stralingsbundel is de kwadratenwet alleen van toepassing indien de invallende bundel divergerend is en indien het dosistempo berekend wordt voor afstanden groter dan 1 meter achter het door de invallende bundel getroffen voorwerp.*

Indien sprake is van kortere afstanden of van dosisbepaling in een andere richting dan achter het voorwerp, wordt verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

### 3.3 Externe blootstellingdosis

#### 3.3.1 Algemeen

Voor de berekening van de effectieve dosis ten gevolge van externe straling  $E_{\text{ext}}$  (de externe blootstellingdosis) wordt bij deze rekenregels in eerste benadering gebruik gemaakt van het omgevingsdosisequivalent  $\dot{H}^*(10)$  [ $\mu\text{Sv/h}$ ].

In § 3.3.3 wordt  $\dot{H}^*(10)$  aan de terreingrens berekend, uitgaande van het omgevingsdosisequivalenttempo  $\dot{H}^*(10,r)$  op een punt (dosispunt) gelegen op  $r$  meter afstand van de bron. Hiervoor zijn vaak fabrieksgegevens of metingen beschikbaar. Indien deze niet voorhanden zijn, kan  $\dot{H}^*(10,r)$  worden berekend volgens de methodiek aangegeven in § 3.3.2.

#### 3.3.2 Berekening omgevingsdosisequivalenttempo

*Ingekapselde bronnen en open bronnen*

Het omgevingsdosisequivalenttempo  $\dot{H}^*(10,r)$  in een punt (dosispunt) gelegen op afstand  $r$  [m] van een ingekapselde bron of een zekere hoeveelheid radioactieve stof kan worden berekend met onderstaande formule:

$$\dot{H}^*(10,r) = A \cdot h \cdot \frac{1}{r^2} \cdot O \quad [\mu\text{Sv/h}] \quad 3.1$$

waarin:

$\dot{H}^*(10,r)$	=	omgevingsdosisequivalenttempo op afstand $r$ van de stralingsbron [ $\mu\text{Sv/h}$ ]
$A$	=	activiteit van de bron van het beschouwde radionuclide [MBq]
$h$	=	bronconstante voor het beschouwde radionuclide bij niet afgeschermd bron op basis van het omgevingsdosistempo (zie Aanhangsel A) [ $\mu\text{Sv} \cdot \text{m}^2/(\text{MBq} \cdot \text{h})$ ]
$r$	=	afstand tussen bron en dosispunt [m]
$O$	=	transmissiefactor voor het beschouwde radionuclide van vaste of niet eenvoudig verplaatsbare afscherming tussen bron en dosispunt

*Toestellen*

Het omgevingsdosisequivalenttempo  $\dot{H}^*(10,r)$  rond toestellen wordt bepaald aan de hand van fabrieksgegevens, of aan de hand van metingen.

Bij toestellen wordt in het algemeen de primaire bundel geproduceerd door beschieting van een trefplaat. Voor de bepaling van de afstand  $r$  [m] tussen stralingsbron en dosispunt dient dan, als conservatieve benadering, te worden aangenomen dat de stralingsbron zich bevindt op de plaats van de trefplaat.

### 3.3.3 Berekening van het maximale omgevingsdosisequivalent aan de terreingrens ( $H_{\max}^*$ )

Zoals in § 3.3.1 reeds is aangegeven, wordt bij de berekening van de externe blootstellingsdosis uitgegaan van het omgevingsdosisequivalent hetgeen in beginsel een overschatting geeft. In de volgende paragrafen wordt de (geringe) overschatting verwaarloosd en wordt het omgevingsdosisequivalent  $H^*(10)$  berekend.

De waarde van het jaarlijkse omgevingsdosisequivalent aan de terreingrens gesommeerd over alle betrokken nucliden (of stralingssoorten in het geval van toestellen) wordt  $H_{\max}^*$  genoemd.

Indien de gemeten, berekende of door de fabriek opgegeven waarde van het omgevingsdosisequivalenttempo op een dosispunt op  $r$ [m] afstand van een stralingsbron gelijk is aan  $\dot{H}^*(10,r)$  en aan de terreingrens de kwadratenwet van toepassing is, dan kan  $H_{\max}^*$  worden berekend volgens onderstaande formule:

$$H_{\max}^* = \sum_{\substack{\text{nuclide of} \\ \text{stralingssoort}}} \dot{H}^*(10,r) \cdot \frac{r^2}{l^2} \cdot F \cdot T \quad [\mu\text{Sv}] \quad 3.2$$

waarin:

$H_{\max}^*$	=	omgevingsdosisequivalent in een jaar aan de terreingrens ten gevolge van de stralingsbron [ $\mu\text{Sv}$ ]
$\dot{H}^*(10,r)$	=	omgevingsdosisequivalenttempo op het dosispunt $r$ ten gevolge van het beschouwde radionuclide of stralingssoort [ $\mu\text{Sv} / \text{h}$ ]
$r$	=	afstand tussen stralingsbron en dosispunt [m]
$l$	=	afstand tussen stralingsbron en terreingrens [m]
$F$	=	transmissiefactor voor het beschouwde radionuclide of stralingssoort van niet eenvoudig verplaatsbare afscherming tussen dosispunt en terreingrens
$T$	=	aantal uren in een jaar dat de stralingsbron in gebruik is [h]

Indien verschillende waarden voor het omgevingsdosisequivalenttempo in verschillende richtingen zijn bepaald, moet de waarde van  $H_{\max}^*$  berekend worden op basis van die richting die het hoogste omgevingsdosisequivalent aan de terreingrens geeft, **met inachtneming van het bij deze richting** behorend aantal gebruiksuren per stralingsbron in een jaar.

Indien de stralingsbron op verschillende plaatsen binnen de locatie wordt gebruikt, dan wordt de waarde van  $H_{\max}^*$  berekend op basis van die plaatsen die, in vergelijking met de andere, het hoogste omgevingsdosisequivalenttempo aan de terreingrens geeft, uitgaande van het aantal gebruiksuren op die plaatsen.

#### *Meer dan één stralingsbron*

Indien meer dan één stralingsbron binnen een locatie aanwezig is, wordt voor het te beschouwen punt aan de terreingrens het omgevingsdosisequivalent voor iedere bron afzonderlijk berekend en vervolgens wordt de totale  $H_{\max}^*$  verkregen door de bijdragen te sommeren.

De bronnen die ruw geschat minder dan  $1 \mu\text{Sv}$  in een jaar aan enig punt van de terreingrens veroorzaken, behoeven bij deze sommatie niet te worden meegenomen.

### 3.3.4 Afgeleid toetsingsniveau voor externe straling ( $H_{SN}^*$ )

Voor externe straling wordt uitgegaan van een toetsingsniveau dat overeenkomt met een jaarlijkse omgevingsdosisequivalent binnenshuis gelijk aan het SN (10  $\mu$ Sv). Om rekening te houden met de afscherming bij verblijf binnenshuis, wordt bij directe straling vanuit een (punt)bron, een verzwakking van het omgevingsdosisequivalent buitenshuis met een factor 4 (zie § 7.5.2) aangenomen.

Het toetsingsniveau voor externe straling buitenshuis is gelijk aan:

$$H_{SN}^* = 4 \cdot 10 \mu\text{Sv} = 40 \mu\text{Sv} \quad \mathbf{3.3}$$

### 3.3.5 Toetsing $H_{max}^*$ aan $H_{SN}^*$

De berekende waarde voor  $H_{max}^*$  dient te worden getoetst aan het afgeleide toetsingsniveau  $H_{SN}^*$ .

Indien

$$H_{max}^* / H_{SN}^* \leq 1 \quad \mathbf{3.4}$$

wordt de externe straling uit de locatie geacht een externe blootstellingdosis kleiner dan het SN te veroorzaken.

Indien aan deze voorwaarde niet wordt voldaan, wordt verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

## HOOFDSTUK 4 STROOMSCHEMA OPEN BRONNEN

### 4.1 Algemeen

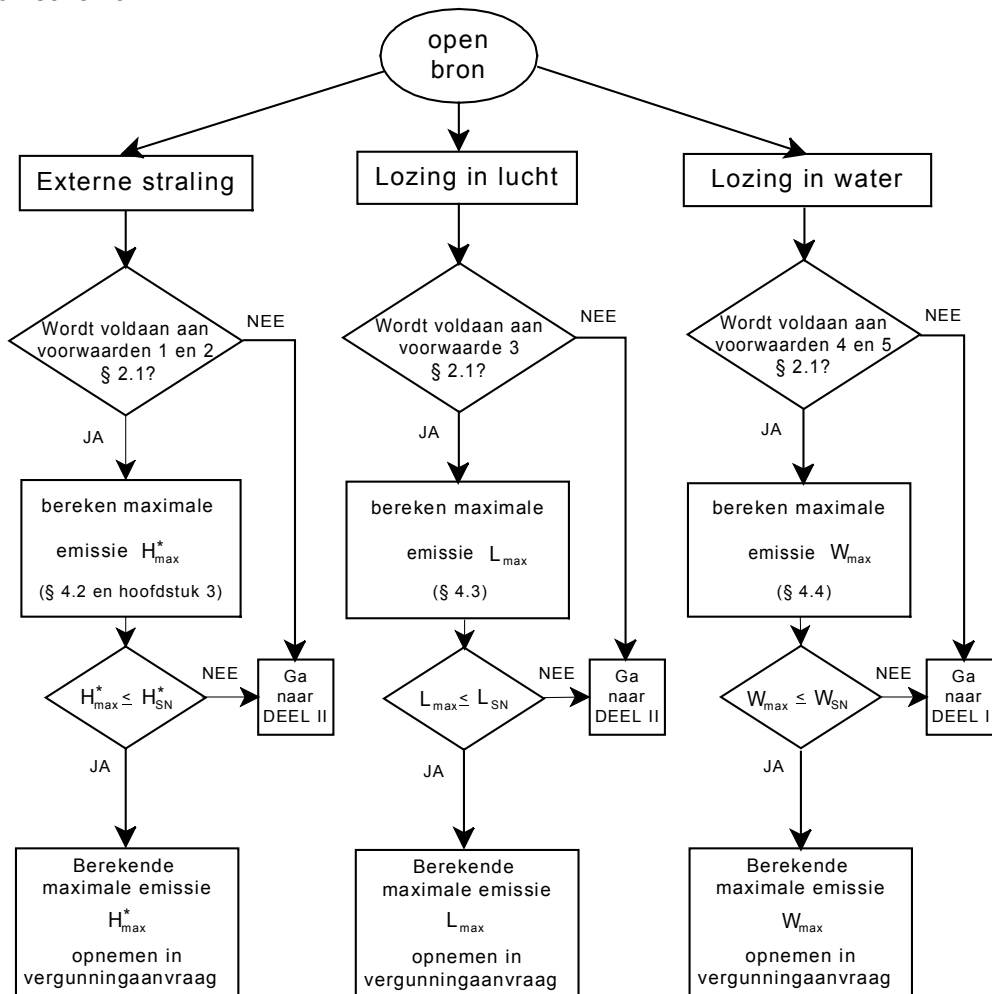
Elke radioactieve stof wordt beschouwd als **open bron**<sup>8</sup> indien onder normale gebruiksomstandigheden het vrijkomen van radioactiviteit niet kan worden uitgesloten. Daarom moet hierbij rekening worden gehouden met de mogelijkheid van blootstelling van omwonenden als gevolg van in de lucht of in het water verspreide radionucliden. Daarnaast kan er sprake zijn van externe straling zoals het geval is bij toestellen en ingekapselde bronnen.

Voorbeeld van toepassingen van open bronnen is het gebruik van radioactief materiaal in radionuclidenlaboratoria, nucleaire geneeskunde en wetenschappelijk onderzoek.

In figuur 4.1 is het stroomschema gegeven voor de berekening volgens de rekenregels van de dosis voor de drie soorten emissies te weten:

- externe straling
- lozingen in lucht
- lozingen in water

De volgende paragrafen van dit hoofdstuk vormen de toelichting bij elk van de stappen van het stroomschema.



Figuur 4.1 Stroomschema voor **Open Bronnen**

<sup>8</sup> *open bron*: bron, niet zijnde een ingekapselde bron en niet zijnde een toestel [BS01]

## 4.2 Externe straling

Bij de berekening volgens de rekenregels van het maximale (theoretisch mogelijke) omgevingsdosisequivalent ( $H_{max}$ ) wordt er van uit gegaan dat de open bronnen te beschouwen zijn als puntbronnen, waarvoor de kwadratenwet kan worden toegepast.

De berekening geschiedt op analoge wijze als voor toestellen en ingekapselde bronnen. Voor de wijze waarop deze berekeningen worden uitgevoerd, wordt verwezen naar hoofdstuk 3.

## 4.3 Lozing in lucht

Voor de bepaling en de beoordeling van lozingen in lucht worden de volgende stappen doorlopen: berekening van het radiotoxiciteitsequivalent voor inhalatie van de geloosde radionucliden (§ 4.3.1); berekening van de (gecorrigeerde) maximale jaarlijkse lozingen (§ 4.3.2 en § 4.3.3); bepaling van het toetsingsniveau (§ 4.3.4) en toetsing van de lozingen daaraan (§ 4.3.5).

### 4.3.1 Berekening van het radiotoxiciteitsequivalent voor inhalatie ( $Re_{inh}$ )

Eén radiotoxiciteitsequivalent voor inhalatie ( $Re_{inh}$  [Bq]) is de activiteit die bij inhalatie een effectieve volgdoos van 1 Sv tot gevolg heeft voor een volwassen referentiepersoon. Voor ieder radionuclide  $i$  kan het  $Re_{inh,i}$  worden berekend volgens

$$Re_{inh,i} = \frac{1}{e_{inh,i}} \quad [Bq] \quad 4.1$$

waarin:  $Re_{inh,i}$  = radiotoxiciteitsequivalent voor inhalatie van radionuclide  $i$  [Bq]  
 $e_{inh,i}$  = dosiscoëfficiënt voor inhalatie van radionuclide  $i$  door volwassenen [Sv/Bq]<sup>9</sup>.

Voor een selectie van relevante radionucliden worden de berekende waarden van  $Re_{inh}$  in Aanhangsel A gegeven.

### 4.3.2 Berekening van de maximale jaarlijkse lozing van elk radionuclide ( $A_{L,i}$ )

Op basis van de hoeveelheid radioactiviteit dat in één jaar wordt gebruikt, de soort handeling(en) en de mogelijkheid tot verspreiding, kan **voor ieder radionuclide** de maximaal theoretisch mogelijke hoeveelheid activiteit ( $A_{L,i}$  [Bq]) worden berekend die in een jaar in de lucht kan worden geloosd. Bij de berekening van  $A_{L,i}$  wordt gesommeerd over de verschillende handelingen met het betreffende radionuclide en wordt, door middel van de correctiefactor  $CR_{L,i}$ , rekening gehouden met de mogelijke cumulatie in het milieu van langlevende radionucliden.

De volgende formule is van toepassing:

$$A_{L,i} = \sum_{handeling} A_{inkoop,i} \cdot 10^{-pi-4-si} \cdot CR_{L,i} \quad [Bq] \quad 4.2$$

waarin:

<sup>9</sup> Zie voor de te gebruiken  $e_{inh}$  waarden de laatste kolom voor (e(g) voor > 17 jaar) van tabel 4.2, bijlage 4 van het Bs

$A_{L,i}$	=	maximale (theoretisch mogelijke) lozing van radionuclide i in een jaar in lucht, gecorrigeerd voor cumulatie in het milieu [Bq]
$A_{\text{inkoop},i}$	=	hoeveelheid van radionuclide i dat in één jaar wordt gekocht voor een bepaalde handeling [Bq]
$p_i$	=	parameter voor verspreidingskans van radionuclide i bij de beschouwde handeling, zie tabel 4.1.
$s_i$	=	effectiviteitsparameter voor het filtersysteem voor radionuclide i, zie tabel 4.2.
$CR_{L,i}$	=	correctiefactor voor lozingen in lucht voor de fysische halveringstijd van radionuclide i, zie tabel 4.3.

### Verspreidingsparameter p

De kans dat en de mate waarin een radionuclide zich in lucht verspreidt, bv in de zuurkast of laboratoriumruimte en vervolgens naar buiten komt, is afhankelijk van de eigenschappen van de stof of verbinding en van de handeling die ermee worden verricht. De waarden voor de verspreidingsparameter p zijn afgeleid van deze verspreidingskans. In tabel 4.1 zijn de waarden gegeven die in formule 4.2 gebruikt dienen te worden voor een aantal vaak voorkomende handelingen. Indien de handelingen waarvoor vergunning wordt aangevraagd aanmerkelijk daarvan afwijken, dient een toepasselijke keuze te worden gemaakt uit de in tabel 4.1 vermelde waarden.

Tabel 4.1 Waarde van verspreidingsparameter p voor bepaalde handelingen binnen laboratoriumwerkruimten

Handeling	p
Eenvoudige handeling met gassen	
Hanteren van poeders in 'open' systeem bijvoorbeeld mengen of malen	-4
Vloeistof met temperatuur tegen kookpunt	
Sterk spattende bewerkingen	
Labeling met vluchtig nuclide (bijv. jodium)	
Koken van vloeistoffen in 'gesloten' systeem	
Centrifugeren en mengen op vortex	-3
Eenvoudige bewerking van poeders in 'gesloten' systeem	
Opslag van edelgas in toediensysteem	
Labeling met niet-vluchtig nuclide	
Eenvoudige chemische bepaling met tracers (bijv. RIA)	-2
Kortdurend zeer eenvoudig nat werk, zoals pipetteren van een klein volume van een niet-vluchtige verbinding uit een voorraad-oplossing	
Eenvoudige werkzaamheden in 'gesloten' systemen zoals:	
- Elutie Tc-generator	-1
- Optrekken van spuiten	
- Labeling in gesloten systemen	
- Calibratie I-131 capsule	
Metingen aan stoffen in moeilijk verspreidbare vorm (bijvoorbeeld in ampul)	
Opslag van radioactief afval in werkruimte	

### Effectiviteitsparameter filtersysteem s

De eventuele aanwezigheid van een filter in het lozingskanaal, kan grote invloed hebben op de geloosde hoeveelheid radioactiviteit. Afhankelijk van de effectiviteit van een dergelijke filter voor het beschouwde radionuclide, dienen in formule 4.2 de in tabel 4.2 vermelde waarden te worden gebruikt. Voor de bepaling van de effectiviteit van het filter kunnen hetzij fabrieksgegevens worden gebruikt, hetzij metingen worden uitgevoerd. Indien de effectiviteit van het filter niet bekend is, dient men uit te gaan van een ineffectief filter ( $s = 0$ ).

Tabel 4.2 Waarde van de effectiviteitsparameter s van het filtersysteem voor het beschouwde radionuclide

Effectiviteit van het filtersysteem	s
Effectiviteit $\geq 99,99$ %	4
Effectiviteit $\geq 99,9$ %	3
Effectiviteit $\geq 99$ %	2
Effectiviteit $\geq 90$ %	1
Effectiviteit $< 90$ % (geen filter of ineffectief filter)	0

### Correctiefactor $CR_L$

Gezien de korte tijdsperiode tussen lozing en inhalatie, wordt bij lozingen in lucht voor het blootstellingspad inhalatie fysisch verval niet nadrukkelijk verdisconteerd. Om rekening te houden met de cumulatie in het milieu, wordt een correctiefactor ( $CR_L$ ) gebruikt afhankelijk van de fysische halveringstijd van het betrokken radionuclide. Hiermee wordt de lozing van langelevende nucliden zwaarder gerekend dan de lozing van kort levende. In tabel 4.3 worden de waarden van  $CR_L$  gegeven die in formule 4.2 gebruikt dienen te worden.

Tabel 4.3 Correctiefactor ( $CR_L$ ) voor lozingen in lucht, afhankelijk van de fysische halveringstijd ( $T_{1/2, fys}$ ) van het geloosde nuclide.

Fysische halveringstijd $T_{1/2, fys}$	Correctiefactor voor lozingen in lucht $CR_L$
$T_{1/2, fys} \leq 25$ jaar	1
$T_{1/2, fys} \leq 250$ jaar	10
$T_{1/2, fys} > 250$ jaar	100

### 4.3.3 Berekening van de maximale jaarlijkse emissie vanuit een locatie ( $L_{max}$ )

De verhouding tussen  $A_{L,i}$  en  $Re_{inh,i}$  geeft, voor iedere radionuclide, het maximale (theoretisch mogelijke) aantal radiotoxiciteitsequivalenten van dat nuclide dat in een jaar in lucht wordt geloosd.

De maximale (theoretisch mogelijke) emissie in lucht **vanuit een locatie** ( $L_{max}$ ), uitgedrukt in aantal radiotoxiciteitsequivalenten, wordt verkregen na sommatie over alle radionucliden volgens

$$L_{max} = \sum_{\text{nuclide } i} \frac{A_{L,i}}{Re_{inh,i}} \quad 4.3$$

waarin:

$L_{max}$	=	maximale jaarlijkse emissie in lucht vanuit een locatie (uitgedrukt in aantal $Re_{inh}$ ), gesommerd over alle geloosde nucliden
$A_{L,i}$	=	maximale (theoretisch mogelijke) lozing van een bepaalde radionuclide in een jaar in lucht [Bq] (zie formule 4.2)
$Re_{inh,i}$	=	radiotoxiciteitsequivalent van radionuclide i voor inhalatie [Bq]

#### 4.3.4 Afgeleid toetsingsniveau voor lozingen in lucht ( $L_{SN}$ )

De geloosde hoeveelheid radioactiviteit zal zich in de lucht verspreiden en dus in (sterk) verminderde concentratie de terreingrens bereiken. Op basis van een conservatieve benadering resulteert dit in een tenminste miljoenvoudige verdunning, afhankelijk van de afstand tussen lozingspunt en terreingrens.

Het afgeleide **toetsingsniveau** ( $L_{SN}$ ) wordt gedefinieerd als de lozing, uitgedrukt in aantal  $Re_{inh}$ , die een inhalatiedosis aan de terreingrens ter grootte van het SN (1  $\mu$ Sv) veroorzaakt. In tabel 4.4 worden, voor verschillende afstanden van het lozingspunt tot de terreingrens, de afgeleide toetsingsniveaus gegeven.

Tabel 4.4 Toetsingsniveaus voor lozingen in lucht (uitgedrukt in aantal  $Re_{inh}$ ), waarvan wordt aangenomen dat deze overeenkomen met een dosis van maximaal het SN (1  $\mu$ Sv in een jaar) op de aangegeven afstanden van het lozingspunt.

Afstanden van de terreingrens tot lozingspunt op het gebouw [m]	Toetsingsniveau voor lozingen in LUCHT, $L_{SN}$
afstand $\leq$ 50 m	1
afstand $\leq$ 150 m	10
afstand $>$ 150 m	100

#### 4.3.5 Toetsing $L_{max}$ aan $L_{SN}$

De met behulp van formule 4.3 verkregen waarde voor  $L_{max}$  dient te worden getoetst aan de afgeleide toetsingniveaus  $L_{SN}$ .

Er zijn twee situaties mogelijk. De eerste is die waarbij er sprake is van één (effectief) lozingspunt.

De tweede situatie is die waarbij er sprake is van een aantal lozingspunten die op verschillende afstanden van het te beschouwen punt van de terreingrens zijn gelegen.

In deze twee situaties dient als volgt te worden gehandeld:

##### *Eén (effectief) lozingspunt*

Indien

$$L_{max} / L_{SN} \leq 1$$

**4.4**

wordt de lozing geacht een dosis kleiner dan of gelijk aan het SN te veroorzaken. Indien dat niet het geval is, wordt verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

*Meer dan één lozingspunt*

Indien lozing in lucht kan plaatsvinden via meer dan één (effectief) lozingspunt, dient, voor ieder lozingspunt afzonderlijk de waarde van  $L_{\max}$  berekend te worden rekening houdend met het verbruik per lozingspunt, de afstand tussen lozingspunt en terreingrens en het afgeleide toetsingsniveau  $L_{SN}$ .

Toetsing geschiedt aan de hand van de volgende formule:

$$\sum_{\text{lozingspunt}} \frac{L_{\max}}{L_{SN}} \leq 1 \quad \mathbf{4.5}$$

Alleen waarden van  $L_{\max}$  groter dan 0,1 (dwz een tiende van het kleinste toetsingsniveau), behoeven bij deze sommatie te worden betrokken.

Indien wordt voldaan aan bovenstaande vergelijking wordt de totale lozing uit de locatie geacht een dosis kleiner dan of gelijk aan het SN te veroorzaken.

Indien aan 4.5 niet wordt voldaan, wordt voor de lozing in lucht verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.

## 4.4 Lozing in water

Voor de bepaling en de beoordeling van lozingen in water worden de volgende stappen doorlopen: berekening van het radiotoxiciteitsequivalent voor ingestie van de geloosde radionucliden (§ 4.4.1); berekening van de maximale jaarlijkse lozingen (§ 4.4.2 en § 4.4.3); vaststelling van het toetsingsniveau (§ 4.4.4) en toetsing van de lozingen daaraan (§ 4.4.5).

### 4.4.1 Berekening van het radiotoxiciteitsequivalent voor ingestie ( $Re_{ing}$ )

Eén radiotoxiciteitsequivalent voor ingestie ( $Re_{ing}$  [Bq]) is de hoeveelheid activiteit die bij ingestie een effectieve volgdoos van 1 Sv tot gevolg heeft voor een volwassen referentiepersoon. Voor iedere radionuclide  $i$  kan  $Re_{ing}$  worden berekend volgens

$$Re_{ing,i} = \frac{1}{e_{ing,i}} \quad [Bq] \quad 4.6$$

waarin:

$$\begin{aligned} Re_{ing,i} &= \text{radiotoxiciteitsequivalent voor ingestie van radionuclide } i \text{ [Bq]} \\ e_{ing,i} &= \text{dosiscoëfficiënt voor ingestie van radionuclide } i \text{ door volwassenen} \\ &\quad [Sv/Bq]^{10}. \end{aligned}$$

Voor een selectie van relevante radionucliden worden de berekende waarden van  $Re_{ing}$  in Aanhangsel A gegeven.

### 4.4.2 Berekening van de maximale jaarlijkse lozing van elk radionuclide ( $A_{w,i}$ )

Op basis van de hoeveelheid radioactiviteit die in één jaar wordt gebruikt, de wijze van verwerking en de mogelijkheid tot lozing in water, kan **voor ieder radionuclide** de maximaal theoretisch mogelijke hoeveelheid activiteit ( $A_{w,i}$  [Bq]) worden berekend die in een jaar in water kan worden geloosd. Bij de berekening van  $A_{w,i}$  wordt gesommeerd over de verschillende handelingen van het betreffende radionuclide en wordt, door middel van de correctiefactor  $CR_{w,i}$ , rekening gehouden met de mogelijke cumulatie in het milieu van langlevende radionucliden.

De volgende formule is van toepassing:

$$A_{w,i} = \sum_{\text{handeling}} A_{inkoop,i} \cdot Z_i \cdot V_i \cdot W_i \cdot 10^{-S_i} \cdot R_{w,i} \quad [Bq] \quad 4.7$$

waarin:

$$\begin{aligned} A_{w,i} &= \text{maximale (theoretisch mogelijke) lozing van radionuclide } i \text{ in een jaar in} \\ &\quad \text{water, gecorrigeerd voor cumulatie in het milieu [Bq]} \\ A_{inkoop,i} &= \text{hoeveelheid van radionuclide } i \text{ dat in één jaar wordt gekocht voor een} \\ &\quad \text{bepaalde handeling [Bq]} \\ Z_i &= \text{correctiefactor voor uitscheiding van patiënten, zie tabel 4.5} \\ V_i &= \text{correctiefactor voor kans op lozing op het riool, zie tabel 4.6} \\ W_i &= \text{correctiefactor voor uitscheiding van proefdieren, zie tabel 4.7} \\ S_i &= \text{effectiviteitsparameter voor het filter- of tanksysteem voor radionuclide} \\ &\quad i, \text{ zie tabel 4.8} \end{aligned}$$

<sup>10</sup> Zie voor de te gebruiken  $e_{ing}$  waarden de laatste kolom voor (e(g) voor > 17 jaar) van tabel 4.2, bijlage 4 van het Bs.

$CR_{w,i}$  = correctiefactor voor lozingen in water voor de fysische halveringstijd van radionuclide i, zie tabel 4.9.

De parameterwaarden voor Z, V en W zijn afhankelijk van de chemische of metabole eigenschappen van de betrokken stoffen en van de handeling waarvoor deze worden gebruikt. Voor de bepaling van de waarden kunnen hetzij resultaten uit (eerder uitgevoerd) onderzoek worden gebruikt, hetzij metingen worden verricht. Bij gebrek aan gegevens of indien de correctiefactor niet van toepassing is, dient te worden uitgegaan van een waarde van 1.

#### *Correctiefactor voor uitscheiding van patiënten Z*

Bij het toedienen van radiopharmaca aan patiënten vervalt een (groot) deel van de activiteit in het lichaam, maar ook zullen radionucliden na kortere of langere tijd via excreta worden uitgescheiden en geloosd op het riool. Om rekening te houden met de effectieve uitscheiding wordt een radiopharmacon- en toepassingafhankelijk correctiefactor Z (tabel 4.5) gehanteerd die aangeeft welk deel van de toegediende activiteit nog tijdens het verblijf **binnen de locatie** (meestal het ziekenhuis) wordt uitgescheiden en geloosd op het riool. In tabel 4.5 zijn de waarden gegeven die in formule 4.7 gebruikt dienen te worden voor de verschillende soorten van uitscheidingsgedrag van de radiopharmaca.

Tabel 4.5 Waarde van de correctiefactor Z voor de activiteit van het beschouwde radionuclide, toegediend aan patiënten, die op het riool van de locatie wordt geloosd.

Deel van de toegediende activiteit dat binnen de locatie wordt uitgescheiden en geloosd op het riool (inclusief fysisch verval)	Z
Toediening aan patiënten is niet van toepassing	1
Lozing $\geq$ 50%	1
Lozing $\geq$ 10%	0,5
Lozing $\geq$ 1%	0,1
Lozing $\leq$ 1%	0,01
Poliklinische toediening (d.w.z. ontslag uit het ziekenhuis direct na toediening)	0

#### *Correctiefactor voor kans op lozing op het riool V*

Sommige radionucliden bevinden zich in een dusdanige vorm dat redelijkerwijs kan worden aangenomen dat deze niet via de waterafvoer in het riool zullen geraken (bijvoorbeeld vaste, niet oplosbare stoffen of gassen); andere stoffen zullen makkelijk(er) oplosbaar en dus wegspoelbaar zijn. Daarom is er ook een correctiefactor V (tabel 4.6) die in formule 4.7 gebruikt dient te worden en die de kans aangeeft op lozing van het beschouwde radionuclide op het riool.

Tabel 4.6 Waarde van de correctiefactor V voor kans op lozing op het riool van het beschouwde radionuclide

Kans op lozing op het riool	V
Stoffen in niet verspreidbare vorm, gassen	0
Alle overige stoffen	0,1

#### *Correctiefactor voor uitscheiding van proefdieren W*

Bij het toedienen aan proefdieren worden de uitwerpselen deels opvangen (vast afval) en niet op het riool geloosd; deels zullen de uitwerpselen worden weggespoeld. Hiervoor geldt een correctiefactor  $W$  (tabel 4.7) die in formule 4.7 gebruikt dient te worden en die aangeeft welk deel van de toegediende activiteit op het riool van de locatie wordt geloosd

Tabel 4.7 Waarde van de correctiefactor  $W$  voor de activiteit van het beschouwde radionuclide, toegediend aan proefdieren, die op het riool van de locatie wordt geloosd

Deel van toegediende activiteit dat op het riool van de locatie wordt geloosd	$W$
Toediening aan proefdieren is niet van toepassing	1
Lozing $\geq$ 10%	1
Lozing $\geq$ 1%	0,1
Lozing $<$ 1%	0,01

#### *Effectiviteitsparameter filter- of tanksysteem $s$*

De eventuele aanwezigheid van een waterzuiveringsfilter in het lozingskanaal of van een (verval)tank waarin de geloosde radionucliden enige tijd verblijven alvorens zij op het riool geloosd worden, kan grote invloed hebben op de geloosde hoeveelheid radioactiviteit. Afhankelijk van de effectiviteit van een dergelijk filter- of tanksysteem voor het beschouwde radionuclide, dienen de in tabel 4.8 vermelde waarden in formule 4.7 te worden gebruikt. Voor de bepaling van de effectiviteit van de filter- of tanksysteem kunnen hetzij fabrieksgegevens worden gebruikt, hetzij metingen worden uitgevoerd. Indien de effectiviteit van het systeem niet bekend is, dient men uit te gaan van een ineffectief systeem ( $s=0$ ).

Tabel 4.8 Waarde van de effectiviteitsparameter  $s$  van het filter- of tanksysteem voor het beschouwde radionuclide

Effectiviteit van het waterzuiveringsfilter of tanksysteem	$s$
Effectiviteit $\geq$ 99,99 %	4
Effectiviteit $\geq$ 99,9 %	3
Effectiviteit $\geq$ 99 %	2
Effectiviteit $\geq$ 90 %	1
Effectiviteit $\leq$ 90 % (geen of ineffectief filter of tank)	0

#### *Correctiefactor $CR_w$*

Om rekening te houden met het radioactief verval en de cumulatie in het milieu wordt een correctiefactor ( $CR_w$ ) gebruikt afhankelijk van de fysische halveringstijd van het betrokken radionuclide (zie tabel 4.9). Hiermee wordt de lozing van langlevende nucliden zwaarder gerekend dan de lozing van kort levende. In tabel 4.9 worden de waarden van  $CR_{wi}$  gegeven die gebruik dienen te worden.

Tabel 4.9 Correctiefactor ( $CR_W$ ) voor lozingen in water, afhankelijk van de fysische halveringstijd ( $T_{1/2, fys}$ ) van het geloosde nuclide

Fysische halveringstijd $T_{1/2, fys}$	Correctiefactor voor lozingen in water $CR_W$
$T_{1/2, fys} \leq 5$ dagen	0,001
$T_{1/2, fys} \leq 7,5$ dagen	0,01
$T_{1/2, fys} \leq 15$ dagen	0,1
$T_{1/2, fys} \leq 25$ jaar	1
$T_{1/2, fys} \leq 250$ jaar	10
$T_{1/2, fys} > 250$ jaar	100

#### 4.4.3 Berekening van de maximale jaarlijkse emissie vanuit een locatie ( $W_{max}$ )

De verhouding tussen  $A_{W, i}$  en  $Re_{ing, i}$  geeft, voor ieder radionuclide, het maximale (theoretisch mogelijk) aantal radiotoxiciteitsequivalenten dat in een jaar in water wordt geloosd.

De maximale (theoretisch mogelijk) emissie in water vanuit een locatie ( $W_{max}$ ), uitgedrukt in aantal radiotoxiciteitsequivalenten wordt verkregen na sommatie over alle radionucliden volgens

$$W_{max} = \sum_{\text{nuclide } i} \frac{A_{W, i}}{Re_{ing, i}} \quad 4.8$$

waarin:

- $W_{max}$  = maximale jaarlijkse emissie in water, vanuit een locatie (uitgedrukt in aantal  $Re_{ing}$ ) gesommeerd over alle geloosde nucliden
- $A_{W, i}$  = maximale (theoretisch mogelijke) lozing van radionuclide  $i$  in een jaar in water [Bq]
- $Re_{ing, i}$  = radiotoxiciteitsequivalent van radionuclide  $i$  voor ingestie [Bq]

#### 4.4.4 Afgeleid toetsingsniveau voor lozingen in water ( $W_{SN}$ )

De op het riool geloosde radioactiviteit zal niet direct de bevolking bereiken, maar pas na (langdurig) verblijf en verspreiding in het milieu. Op basis van een conservatieve benadering resulteert dit in een verdunning met tenminste een factor  $10^8$ .

Het afgeleide **toetsingsniveau** ( $W_{SN}$ ) wordt gedefinieerd als de lozing, uitgedrukt in  $Re_{ing}$ , die, volgens deze benadering, een ingestiedosis ter grootte van het SN ( $1 \mu Sv$ ) veroorzaakt. Aangezien de ingestiedosis die het gevolg is van een lozing in water homogeen verdeeld wordt verondersteld over een groot gebied, is  $W_{SN}$  niet afhankelijk van de afstand tussen lozingspunt en terreingrens (dit in tegenstelling met hetgeen van toepassing is voor lozingen in lucht en  $L_{SN}$ ).

De waarde van het afgeleide toetsingsniveau voor lozingen in water ( $W_{SN}$ ), uitgedrukt in  $Re_{ing}$ , is gelijk aan:

$$W_{SN} = 100 \quad 4.9$$

#### 4.4.5 Toetsing $W_{\max}$ aan $W_{SN}$

De met behulp van formule 4.8 verkregen waarde voor  $W_{\max}$  dient te worden getoetst aan het afgeleide toetsingniveau  $W_{SN}$ .

Aangenomen wordt dat een locatie vanuit alle lozingspunten op hetzelfde riool loost, waardoor voor lozingen in water niet nodig is een deelberekening per lozingspunt uit te voeren (dit in tegenstelling met hetgeen van toepassing is voor lozingen in lucht).

Indien

$$W_{\max} / W_{SN} \leq 1 \quad \mathbf{4.10}$$

wordt de lozing geacht een dosis kleiner dan of gelijk aan het SN te veroorzaken. Indien dat niet het geval is, wordt verwezen naar Deel II, Nadere Analyse.



## **DEEL II**

### **NADERE ANALYSE**



## HOOFDSTUK 5 STROOMSCHEMA EN WERKWIJZE VOOR NADERE ANALYSE

### 5.1 Stroomschema

Zoals al in hoofdstuk 1 is aangegeven, dient in die gevallen waarin de rekenregels uit Deel I niet toereikend zijn, een nadere analyse te worden uitgevoerd. Dat is het geval indien:

- niet wordt voldaan aan de voorwaarden van § 2.1 (zie ook § 3.2),
- een of meer toetsingsniveau's worden overschreden (zie § 3.3.5, § 4.3.5 en § 4.4.5).

De uitvoering van deze nadere analyse vindt plaats zoals weergegeven in het stroomschema in figuur 5.1.

In het algemeen zal bij de uitvoering meer ervaring en kennis van de achterliggende modellen nodig zijn dan bij de toepassing van de rekenregels uit Deel I. De rapporten 'Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen' (RIBRON) [RIB96] en 'Richtlijn Externe Straling en Afscherming, Risicoberekening voor afgeschermd en/of ingekapselde bronnen en bodembesmetting' (REA) [REA97] dienen te worden gehanteerd voor de uitvoering van een nadere analyse.

De methodologie voor de nadere analyse gaat uit van een aantal aannames, bijvoorbeeld omtrent de deeltjesgrootte-verdeling van de geïnhaleerde radionucliden of de transferfactoren (zie daarvoor [RIB96] en [REA97]). Indien in de beschouwde situatie afwijkende aannames worden gebruikt, dient dit bij de vergunningaanvraag gemotiveerd te worden.

### 5.2 Overzicht van de Werkwijze

#### 5.2.1 Te beschouwen emissiesoorten en vaststelling emissieomvang

Voor iedere emissiesoort waarvoor de rekenregels uit Deel I niet toepasbaar zijn, dient een Nadere Analyse te worden uitgevoerd om de dosis in de omgeving te berekenen.

##### Bepaling emissie

De **omvang** van iedere emissiesoort (dus de omvang van de lozing of de omgevingsdosis-equivalent) waarvoor een nadere analyse wordt uitgevoerd, kan op twee manieren worden bepaald:

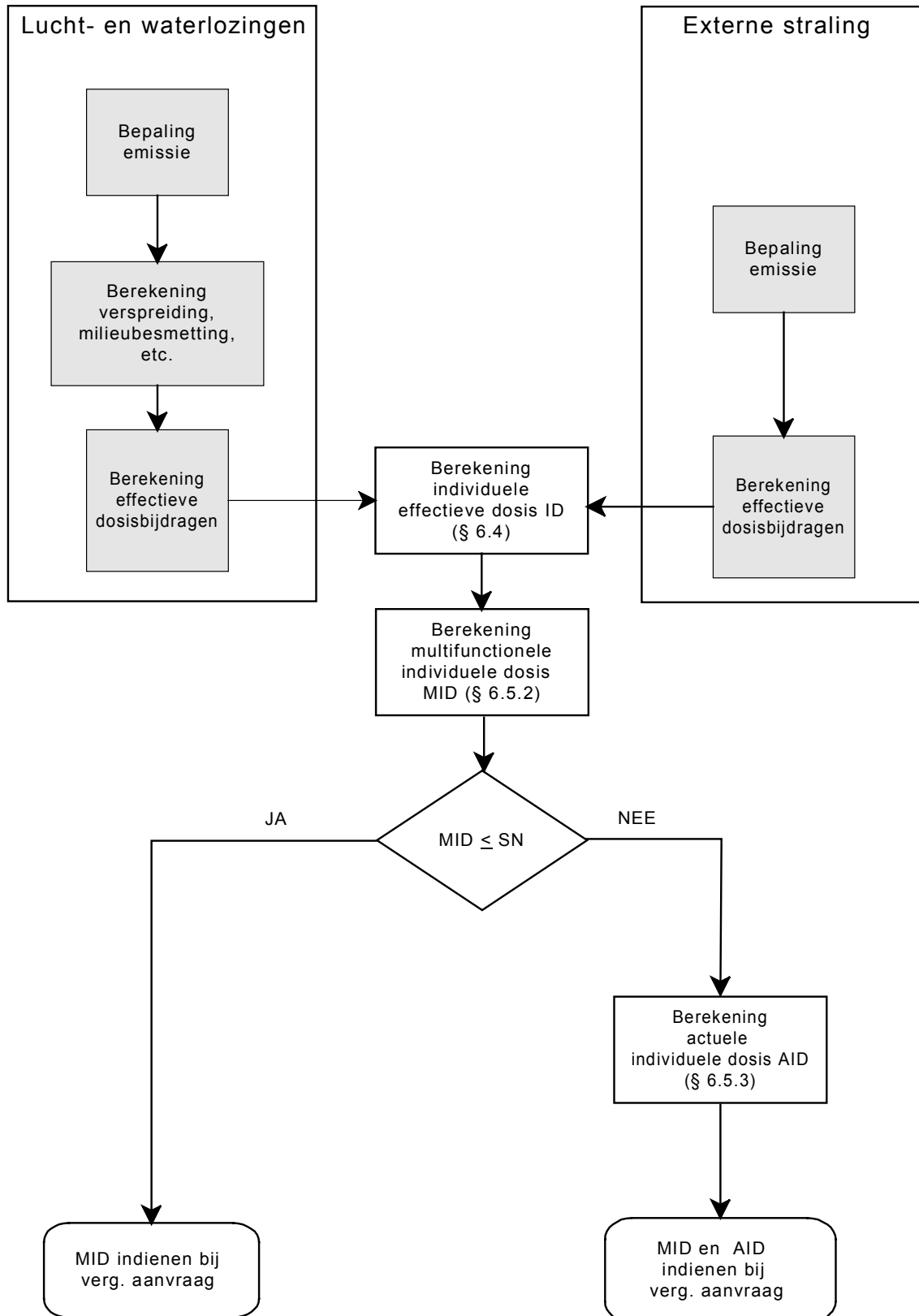
- de omvang wordt, indien dat niet tot een onderschatting leidt, gelijkgesteld aan de maximale lozing of (voor externe straling) de maximale omgevingsdosis-equivalent zoals in Deel I uitgerekend (zie formules 3.3, 3.9 en 4.2)

of

- er wordt een realistische berekening gemaakt volgens [RIB96] en [REA97] van de jaarlijkse emissies voor ieder emissiepunt, gebaseerd op eigen metingen of op fabrieksgegevens. Metingen dienen zoveel mogelijk te worden uitgevoerd overeenkomstig daartoe strekkende normen of voornormen van het Nederlands Normalisatie Instituut (NNI) of, bij ontbreken daarvan, overeenkomstig DIN, ISO of CEN normen. De emissieomvang voor verschillende emissiepunten van dezelfde emissiesoort worden gesommeerd.

##### Aantal radionucliden

Indien het aantal radionucliden en hun eventuele dochters zeer groot is, kan de nadere analyse worden beperkt tot een representatieve selectie uit die (dochter)nucliden. De keuze daarvoor dient te zijn onderbouwd (bv. door middel van onderzoek).



Figuur 5.1 Stroomschema voor de berekeningsmethodiek bij 'Nadere Analyses'

### *Externe straling*

Alle relevante stralingssoorten en energieën dienen in de nadere analyse te worden betrokken; in de praktijk zal voor milieuaspecten voornamelijk sprake zijn van gamma- en röntgenstraling.

### *Reguliere en incidentele lozingen*

Bij de berekeningen worden zowel **reguliere emissies**, alsmede emissies die het gevolg zijn van **incidenten** meegenomen. Onder incidenten worden verstaan weliswaar onbedoelde en ongewilde gebeurtenissen, waarvan echter te voorzien is dat deze toch **een of meer keren in een jaar** voorkomen en waarmee bij de vergunningverlening dan ook rekening wordt gehouden.

### *Continue vs gepulste lozing*

Indien sprake is van een gepulste of anderszins niet-continue emissie (bijvoorbeeld lozingen in water na tijdelijke opslag in tanks ter controle van de geloosde activiteit) moet, indien **niet** aannemelijk kan worden gemaakt dat de gevolgen significant zullen afwijken van een continue emissie, van een continue emissie worden uitgegaan<sup>11</sup>.

Als jaarlijkse emissie wordt de som genomen van alle pulslozingen in een jaar.

### *Filterinstallaties en verval tanks*

Voor de bepaling van de lozingsomvang mag rekening worden gehouden met in gebruik zijnde installaties die gericht zijn op zuivering van emissies, bijvoorbeeld met filtersystemen in een riolering of schoorsteen of met verval tanks.

### *Zuiveringslib, baggerspecie*

Indien een materiaal (zoals bijvoorbeeld zuiveringslib of baggerspecie) ten gevolge van lozingen al dan niet onbedoeld een verhoogde radioactiviteit krijgt, worden de doses die daar het gevolg van zijn, toegerekend aan de lozende bron.

## **5.2.2 Verspreiding en besmetting in het milieu**

Uitgaande van de hiervoor berekende emissies wordt de besmetting van alle relevante milieucompartimenten en van daarin voorkomende voedselproducten (vis, vee, landbouw) bepaald, alsmede de daardoor in het milieu veroorzaakte stralingsniveaus.

Voor de berekeningen ten behoeve van **luchtlozingen en waterlozingen** wordt verwezen naar RIBRON [RIB96]. Hierin wordt de berekening van verspreiding en depositie van radioactieve stoffen in het milieu besproken alsmede de berekening van de doses die het gevolg daarvan zijn.

Voor de berekeningen ten behoeve van **externe straling** wordt verwezen naar REA [REA97]. Hierin wordt de berekening van de externe stralingsdosis besproken van een (afgeschermd) bron besproken.

## **5.2.3 Belastingpaden**

Bij een Nadere Analyse van een bepaalde emissiesoort dienen in principe alle mogelijke belastingpaden te worden beschouwd. Echter, afhankelijk van de omstandigheden, zullen sommige belastingpaden een belangrijkere rol spelen dan andere en zal het dus meestal mogelijk zijn een aantal belastingpaden te verwaarlozen.

RIBRON geeft voor lucht- en waterlozingen aan welke paden wel en niet relevant zijn en welke modellen, parameters en parameterwaarden bij de Nadere Analyse gebruikt moeten worden. Vergelijkbare gegevens met betrekking tot externe straling zijn te vinden in REA [REA97].

---

<sup>11</sup> Dit kan van belang zijn bijvoorbeeld voor lozingen in lucht die alleen onder bepaalde weersomstandigheden plaatsvinden, waarvoor de doorgaans gebruikte weerstatistieken (op jaarbasis) niet toepasbaar zijn in de verspreidingsberekening.

#### 5.2.4 Cumulatie in de tijd en te beschouwen tijdshorizon

Bij jarenlang lozen zal de besmetting in het milieu, onder andere door verspreiding, afzetting, cumulatie, verval en ingroei van dochternucliden, veranderen in de tijd.

De besmetting in het milieu dient steeds te worden berekend voor de situatie die na **25 jaar** continu lozen wordt bereikt, ook indien er dan nog geen evenwicht is bereikt. Indien van tevoren vaststaat dat een bron een **kortere tijd** aanwezig is, mag die kortere periode worden gehanteerd.

## HOOFDSTUK 6      BEPALING VAN DE EFFECTIEVE DOSIS<sup>12</sup>

### 6.1      Algemeen

Uitgaande van de berekende besmetting van milieu en voedselproducten, wordt de effectieve dosis berekend voor de referentie personen.

In dit hoofdstuk wordt nader ingegaan op de berekeningswijze van deze dosis en op een aantal begrippen die daarbij een rol spelen. In § 6.2 wordt ingegaan op de vraag welke blootstellingwegen bij de berekening in beschouwing genomen dienen te worden; in § 6.3 wordt de referentiegroep gedefinieerd, dwz het gedrag wordt gedefinieerd van de personen voor wie de dosis dient te worden berekend; in § 6.4 worden de dosismodellen besproken en tenslotte in § 6.5 wordt aangegeven hoe de multifunctionele individuele dosis (MID) en de actuele individuele dosis (AID) berekend moeten worden.

De te gebruiken parameterwaarden (zoals de dosiscoëfficiënten) worden gegeven in bijlage 4 van BS01.

### 6.2      Blootstelling

De belangrijkste manieren waarop blootstelling van de mens kan plaatsvinden zijn: via externe blootstelling, inhalatie, submersie en ingestie. Een verdere onderverdeling is mogelijk naar belastingpad zoals hieronder aangegeven.

#### *Externe blootstelling*

Bij het berekenen van de externe blootstellingdosis dient, voor zover relevant, rekening te worden gehouden met de volgende belastingpaden:

- straling vanuit een puntbron,
- straling vanuit een groot oppervlak,
- straling vanaf besmette bodem (groundshine),
- aan de lucht weerkaatste straling vanuit een stralingsbron (skyshine),
- straling vanuit een besmette wolk (cloudshine)

#### *Inhalatie*

Bij het berekenen van de inhalatiedosis die het gevolg is van het inademen van radioactieve stoffen in lucht, dient rekening te worden gehouden met

- verspreiding, verval en ingroei van dochtersnucliden van in lucht geloosde radioactieve deeltjes,

én, voor zover een relevante dosisbijdrage verwacht mag worden, met

- resuspensie
- 'coastal spraying' (dwz fijne waternevel afkomstig van zee)

#### *Submersie*

Bij verblijf in besmette lucht dient, voor zover relevant, ook rekening te worden gehouden met de mogelijkheid van opname van radioactieve stoffen via de huid en door submersie.

Submersie is in het bijzonder relevant indien de in lucht aanwezige radionucliden edelgassen zijn.

#### *Ingestie*

Bij het berekenen van de ingestiedosis die het gevolg is van de opname in het lichaam van radionucliden via drank en voedsel, dient rekening te worden gehouden met de besmetting van:

---

<sup>12</sup> Indien in deze bijlage de term 'dosis' wordt gebruikt, wordt steeds 'effectieve dosis' bedoeld, tenzij nadrukkelijk anders wordt vermeld.

- landbouwproducten
- veeteeltproducten
- visproducten
- drinkwater (inclusief leidingwater)

Rekening dient te worden gehouden met besmetting van gewassen als gevolg van:

- directe depositie van radioactiviteit vanuit de lucht (interceptie), en
- opname via de wortels van in de bodem aanwezige radionucliden

### 6.3 Referentiepersoon en –gedrag en kritieke groep

De **referentiepersoon** is de (hypotetische) persoon waarvoor de dosis voor een bepaalde emissiesoort en belastingpad wordt berekend. Voor de referentiepersoon worden aannames gemaakt met betrekking tot gedrag (referentiegedrag) en fysiologische parameters. Het **referentiegedrag** is het gedrag dat, gegeven een bepaalde besmetting in het milieu, tot de referentie blootstelling leidt. Het begrip gedrag houdt alle levensgewoontes in: wonen, werken, eten, etc. Bij de bepaling van het referentiegedrag worden conservatieve, doch realistische, aannames gedaan. Omdat 'extreem' gedrag of gedrag van een enkeling niet wordt beschouwd, wordt vaak de term referentiepersoon vervangen door referentiegroep. Voor verschillende emissiesoorten en belastingpaden zullen doorgaans verschillende referentiegroepen worden beschouwd.

Een **kritieke groep** behoort altijd bij een bepaalde bron of locatie. Het is de referentiegroep die de hoogste individuele dosis ontvangt als gevolg van alle beschouwde emissiesoorten tezamen.

#### *Externe blootstelling*

Voor de berekening van de externe blootstellingsdosis op een bepaalde locatie, wordt uitgegaan van referentiepersonen 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.

**De kritieke groep met betrekking tot externe blootstelling zal dus bestaan uit referentiepersonen die wonen op de plaats waar het omgevingsdosistempo ten gevolge van de beschouwde bron of locatie het hoogste is. Dat zullen in het algemeen referentiepersonen zijn die aan de terreingrens wonen.**

#### *Inhalatie*

Voor de berekening van de inhalatiedosis op een bepaalde locatie, wordt uitgegaan van referentiepersonen die op de betreffende locatie wonen en die zich 24 uur per dag gedurende hun hele leven in of nabij de woning bevinden. De luchtconcentratie binnenshuis wordt verondersteld dezelfde te zijn als de berekende luchtconcentratie buiten de woning. Voorts wordt uitgegaan van een jaarlijkse inhalatie van 8300 m<sup>3</sup> lucht, overeenkomend met het ademdebiet van een volwassen man die rustige werkzaamheden verricht.

**De kritieke groep met betrekking tot inhalatie, zal dus bestaan uit referentie personen die wonen op de plaats waar de luchtconcentratie ten gevolge van de beschouwde bron of locatie het hoogste is. Dit zullen in het algemeen referentiepersonen zijn aan of vlakbij de terreingrens wonen.**

#### *Submersie*

Voor de berekening van de submersiedosis op een bepaalde locatie, wordt, net als bij inhalatie, uitgegaan van referentiepersonen die op de betreffende locatie wonen en die zich 24 uur per dag gedurende hun hele leven in of nabij de woning bevinden. De luchtconcentratie binnenshuis wordt verondersteld dezelfde te zijn als de berekende luchtconcentratie buiten de woning.



Voedingsproducten	Gemiddelde jaarconsumptie kg/a of l/a
Kaas	10
Eieren	5
Rundvlees	10
Varkensvlees	23
Kip ed	6
Kalfsvlees	0,5
Overig/gemengd vlees	5
Zeevis	3
Zoetwatervis	0,5
Schaal- en schelpdieren	0,5
Soepen	26
Olien, vetten en hartige sauzen	16
Koffie en thee	264
Vruchten- en groentensappen	20
Frisdranken, bier	169
Alcoholische dranken, excl. Bier	12
Diversen	39

## 6.4 Individuele effectieve dosis (ID)

### 6.4.1 Algemeen

Voor iedere blootstellingsweg wordt, uitgaande van de radioactiviteit en/of de straling aanwezig in het milieu, de bijdrage berekend aan de jaarlijkse individuele effectieve dosis (ID). Deze is de dosis die een individu kan ontvangen door onbeschermd 24 uur per dag aan de bron te worden blootgesteld. In de volgende paragrafen (§§ 6.4.2. t/m 6.4.5) wordt kort aangegeven hoe de externe blootstellingdosis  $ID_{ext}$ , de inhalatiedosis  $ID_{inh}$ , de submersiedosis  $ID_{sub}$  en de ingestiedosis  $ID_{ing}$  dienen te worden berekend. Deze dienen vervolgens als basis voor de berekening van MID en AID (zie § 6.5.2 en § 6.5.3.).

### 6.4.2 Externe blootstelling

Voor een uitgebreide beschrijving van de berekeningsmethodiek voor de externe blootstellingdosis wordt verwezen naar REA [REA97].

De externe blootstellingdosis  $ID_{ext}$  wordt berekend uitgaande van het dosistempo  $\dot{E}_{ext}$ . In het algemeen geldt:

$$ID_{ext} = \dot{E}_{ext} \cdot t_{ext} \quad [Sv/a] \quad 6.1$$

waarin:

$$\begin{aligned} ID_{ext} &= \text{externe blootstellingdosis in een jaar [Sv/a]} \\ \dot{E}_{ext} &= \text{effectief dosistempo [Sv/h]} \end{aligned}$$

$$t_{\text{ext}} = \text{duur van de blootstelling in een jaar [h/a]}$$

Voor de berekening van  $ID_{\text{ext}}$  wordt uitgegaan van onafgebroken verblijf ter plaatse en geen bescherming door kleren, woning etc. (zie hiervoor de berekening van de  $MID_{\text{ext}}$ , § 6.5.2). De duur van de blootstelling  $t_{\text{ext}}$  is gelijk aan het aantal uren per jaar dat de bron aanwezig is en het effectieve dosistempo  $\dot{E}_{\text{ext}}$  veroorzaakt.

Het effectieve dosistempo is afhankelijk van de uitgezonden energie en, o.a., van de brongeometrie, de afstand van de bron en eventueel aanwezige afscherming. Voor de berekening van het dosistempo zijn, voor de verschillende belastingspaden (puntbron, bodembesmetting, etc.), conversiecoëfficiënten berekend en getabelleerd (zie [REA97]).

### 6.4.3 Inhalatie

Voor een uitgebreide beschrijving van de berekeningsmethodiek voor de inhalatiedosis wordt verwezen naar RIBRON [RIB96].

Uitgaande van de berekende concentratie van radionucliden in de lucht (volgens RIBRON) kan de jaarlijkse effectieve inhalatiedosis  $ID_{\text{inh}}$  ten gevolge van een continue lozing worden berekend volgens onderstaande formule:

$$ID_{\text{inh}} = \sum_{\text{radionuclide}} C_L \cdot I_{\text{inh}} \cdot e_{\text{inh}} \quad [\text{Sv/a}] \quad 6.2$$

waarin:

$ID_{\text{inh}}$	=	effectieve inhalatiedosis in een jaar [Sv/a]
$C_L$	=	concentratie in lucht [Bq/m <sup>3</sup> ], van het beschouwde radionuclide berekend volgens RIBRON
$I_{\text{inh}}$	=	jaarlijks ademdebiet van een volwassen man die lichte arbeid verricht [m <sup>3</sup> /a]
$e_{\text{inh}}$	=	dosiscoëfficiënt voor inhalatie [Sv/Bq] van het beschouwde radionuclide door volwassenen (zie Aanhangsel A)

In Aanhangsel A zijn de dosiscoëfficiënten  $e_{\text{inh}}$  [Sv/Bq] uit [BS01] opgenomen voor een aantal (veel voorkomende) radionucliden.

In het geval dat de hierboven genoemde en getabelleerde  $e_{\text{inh}}$  niet toegepast kunnen worden, dient de dosisberekening te worden uitgevoerd overeenkomstig de aanbevelingen zoals aangegeven in Aanhangsel A.

#### *Resuspensie en coastal spraying*

Voor de blootstelling ten gevolge van resuspensie en coastal spraying, voor zover relevant, wordt verwezen naar RIBRON.

### 6.4.4 Submersie

De aanwezigheid van radionucliden in de lucht kan ook een submersiedosis tot gevolg hebben, in het bijzonder in het geval dat er sprake is van edelgassen. Uitgaande van de berekende concentratie van radionucliden in de lucht (volgens RIBRON) kan de jaarlijkse effectieve submersiedosis  $ID_{\text{sub}}$  ten gevolge van een continue lozing worden berekend volgens onderstaande formule:

$$ID_{\text{sub}} = \sum_{\text{radionuclide}} C_L \cdot t_{\text{sub}} \cdot e_{\text{sub}} \quad [\text{Sv/a}] \quad 6.3$$

waarin:

$ID_{\text{sub}}$	=	effectieve submersiedosis in een jaar [Sv/a]
-------------------	---	--

$C_L$	=	concentratie in lucht [ $Bq/m^3$ ] van het beschouwde radionuclide berekend volgens RIBRON [RIB96]
$t_{sub}$	=	duur van de blootstelling in een jaar [h/a]
$e_{sub}$	=	dosiscoëfficiënt voor submersie [ $(Sv/h)/(Bq/m^3)$ ] van het beschouwde radionuclide (zie Aanhangsel A)

In Aanhangsel A zijn de dosiscoëfficiënten  $e_{sub}$  [Sv/Bq] uit [BS01] opgenomen voor een aantal (veel voorkomende) edelgassen.

Voor de berekening van  $E_{sub}$  wordt uitgegaan van onafgebroken verblijf ter plaatse ( $t_{sub} = 8760$  uren in een jaar).

#### 6.4.5 Ingestie

Voor een uitgebreide beschrijving van de berekeningsmethodiek voor de ingestiedosis wordt verwezen naar RIBRON [RIB96].

Uitgaande van de berekende concentratie van radionucliden in de verschillende voedselproducten (volgens RIBRON) kan de jaarlijkse effectieve ingestiedosis  $ID_{ing}$  ten gevolge van consumptie van voedsel worden berekend aan de hand van de volgende formule:

$$ID_{ing} = \sum_{\substack{\text{radionuclide} \\ \text{voedselproduct}}} C_v \cdot I_{ing} \cdot e_{ing} \quad [Sv/a] \quad \mathbf{6.4}$$

waarin:

$ID_{ing}$	=	effectieve ingestiedosis in een jaar ten gevolgen van consumptie van voedsel [Sv/a]
$C_v$	=	concentratie van het beschouwde radionuclide in het beschouwde voedselproduct [Bq/kg] of [Bq/L] berekend volgens RIBRON [RIB96]
$I_{ing}$	=	jaarlijkse consumptie van het beschouwde voedselproduct (tab 6.1) [kg/a] of [l/a]
$e_{ingi}$	=	dosiscoëfficiënt voor ingestie [Sv/Bq] van het beschouwde radionuclide door volwassenen (zie Aanhangsel A)

In Aanhangsel A zijn de dosiscoëfficiënten  $e_{ing}$  [Sv/Bq] uit [BS01] opgenomen voor een aantal (veel voorkomende) radionucliden.

In het geval dat de hierboven genoemde en getabelleerde  $e_{ing}$  niet toegepast kunnen worden, dient de dosisberekening te worden uitgevoerd overeenkomstig de aanbevelingen zoals aangegeven in Aanhangsel A.

## 6.5 Berekening van MID (multifunctionele individuele dosis) en AID (actuele individuele dosis)

### 6.5.1 Algemeen

Onder multifunctionele individuele dosis (MID) wordt de dosis verstaan die het gevolg is van het gebruik van een gebied buiten de locatie op zodanige wijze dat dit tot de hoogst mogelijke dosis aanleiding geeft. De MID staat los van het feitelijk gebruik van dat gebied op enig moment en houdt rekening met het mogelijke (toekomstige) gebruik. Het gaat dus om de dosis voor een kritieke groep die weliswaar momenteel mogelijk zelfs niet bestaat, maar waarvan het bestaan in de toekomst niet uitgesloten geacht kan worden. In het algemeen leidt het gebruik van een gebied voor normale bewoning tot die hoogst mogelijke dosis. MID wordt dan ook op basis daarvan berekend (zie § 6.5.2).

Voor de berekening van de actuele individuele dosis (AID) wordt voor sommige dosisbijdragen het huidige feitelijk gebruik van het gebied wel beschouwd (zie § 6.5.3). Uitgangspunt daarbij blijft dat alle functies van het milieu voor de toekomst mogelijk dienen te blijven en dus dat er geen te hoge (langdurige) besmetting in het milieu plaatsvindt. Met andere woorden, het feitelijke gebruik van de omgeving (het feitelijk bestaan van de kritieke groep) speelt alleen voor die belastingpaden een rol, die geen blootstelling meer geven zodra de bron geen emissies meer veroorzaakt.

Voor de berekening van MID en AID wordt uitgegaan van de berekende individuele dosisbijdragen (ID) voor de verschillende blootstellingwegen en belastingpaden (zie § 6.4). Voor zowel MID als AID bestaat de berekening uit een som van (gecorrigeerde) individuele dosisbijdragen. Voor AID worden echter andere of additionele correctiefactoren toegepast dan voor MID.

Zoals in hoofdstuk 7 nader is uitgewerkt, voor de toetsing aan het Secundair Niveau wordt MID berekend voor iedere emissiesoort afzonderlijk. Voor de toetsing aan de locatielimiet wordt de totale AID beschouwd .

### 6.5.2 Berekening van de multifunctionele dosis MID

**MID** geeft de dosis weer voor deze (potentiële) bewoners van de omgeving van een bron en **is samengesteld uit bijdragen van de verschillende blootstellingwegen** waarvan doorgaans de belangrijkste zijn: externe blootstellingdosis ( $MID_{ext}$ ), inhalatiedosis ( $MID_{inh}$ ), ingestiedosis ( $MID_{ing}$ ). In het geval van edelgasen kan ook de submersiedosis ( $MID_{sub}$ ) een rol spelen.

Multifunctionele externe blootstellingdosis en afschermingfactoren

Bij de berekening van de externe blootstellingdosis voor potentiële bewoners van een gebied wordt continue blootstelling verondersteld en afscherming door de woning zelf (zie § 6.3). De waarde die voor onafgeschermd verblijf in de buitenlucht geldt ( $ID_{ext}$ , zie § 6.4.2), wordt vermenigvuldigd met een factor die rekening houdt met de afscherming die door de woning zelf wordt geboden. 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 afschermingfactor gesteld op 0,25:

$$MID_{ext} = ID_{ext} \cdot 0,25 \quad [Sv/a] \quad 6.5$$

waarin:

$$\begin{aligned} MID_{ext} &= \text{jaarlijkse externe blootstellingdosis bij bewoning, of multifunctionele} \\ &\quad \text{externe blootstellingdosis} \quad [Sv/a] \\ ID_{ext} &= \text{jaarlijkse externe blootstellingdosis voor onafgeschermd verblijf} \quad [Sv/a] \\ &\quad \text{(zie formule 6.1)} \end{aligned}$$

De kritieke groep voor de berekening van  $MID_{ext}$  is de groep die woont op de locatie waar het

effectieve dosistempo het hoogst is.

*Multifunctionele inhalatiedosis*

Zoals aangegeven in § 6.3, wordt, bij de berekening van de inhalatiedosis voor de referentiegroep continue verblijf verondersteld, en wordt geen rekening gehouden met extra afscherming door de woning (de concentratie binnenshuis is gelijk aan die buitenshuis). De multifunctionele inhalatiedosis is gelijk aan de inhalatiedosis  $ID_{inh}$  (zie § 6.4.3, formule 6.2):

$$MID_{inh} = ID_{inh} \quad [Sv/a] \quad \mathbf{6.6}$$

De kritieke groep voor de berekening van  $MID_{inh}$  is de groep die woont op de locatie waar de luchtconcentratie het hoogst is.

*Multifunctionele submersiedosis*

Op vergelijkbare manier wordt de multifunctionele submersiedosis  $MID_{sub}$  gelijkgesteld aan de submersiedosis  $ID_{sub}$  (zie § 6.4.4, formule 6.3):

$$MID_{sub} = ID_{sub} \quad [Sv/a] \quad \mathbf{6.7}$$

De kritieke groep voor de berekening van  $MID_{sub}$  is de groep die woont op de locatie waar de luchtconcentratie het hoogst is.

*Multifunctionele ingestiedosis*

Bij de berekening van de multifunctionele ingestiedosis wordt het eetgedrag van de referentiegroep zoals aangegeven in § 6.3 aangenomen. In het bijzonder geldt het volgende:

- consumptie van de helft van de bladgroenten uit eigen moestuin
- consumptie visproducten gemengd uit relevante visbekken
- consumptie drinkwater, indien een feitelijk bestaande drinkwater-inlaat zich in het betreffende voedselgebied bevindt.
- consumptie overige voedingsmiddelen gemengd uit voedselgebied

Bij de berekening van de concentratie radionucliden in de verschillende producten ( $C_v$ ) en dus ook de betreffende dosisbijdragen  $MID_{ing}$  (zie formule 6.4) wordt rekening gehouden met de hierboven aangegeven middeling over zogenaamde voedselgebieden (zie § 6.4):

$$MID_{ing} = ID_{ing} \quad [Sv/a] \quad \mathbf{6.8}$$

De kritieke groep voor de berekening van  $MID_{ing}$  is de groep die een moestuin heeft op de locatie waar de depositie radioactieve stoffen op planten (interceptie) het hoogste is, of waar de concentratie radioactieve stoffen in de bodem het hoogst is. In het geval van besmetting van vis door lozingen in water kan de kritieke groep de Nederlandse bevolking zijn.

*Optelling doses van verschillende belastingpaden*

Voor de berekening van de MID voor de kritieke groep behorende bij de beschouwde bron of locatie moeten de individuele dosisbijdragen verbonden aan de verschillende emissiesoorten, de verschillende belastingpaden en verschillende blootstellingwegen worden opgeteld indien zij dezelfde referentiepersonen (kunnen) treffen. De groep waarvoor de aldus berekende totale dosis het hoogste is, is de kritieke groep. Bij de optelling mogen de bijdragen die ruw geschat minder dan  $0,1 \mu Sv$  in een jaar bedragen, worden weggelaten.

De kritieke groep voor de berekening van MID voor één emissiesoort (de groep waarvoor de berekende MID het hoogste is) kan niet bij voorbaat gedefinieerd worden. Voor lozingen in lucht, zal de kritieke groep veelal bestaan uit personen die wonen op de locatie waar de luchtconcentratie het hoogst is en die tevens gebruik maken van een moestuin vlakbij de woning. Dit gebruik dient te allen tijde mogelijk te zijn.

**Samenvattend:**

Voor iedere emissiesoort waarvoor een Nadere Analyse wordt uitgevoerd, vindt de berekening van de **multifunctionele individuele dosis (MID)** plaats via de volgende stappen:

- 1 berekening van de individuele dosisbijdragen per belastingpad (§ 6.4);
- 2 berekening van  $ID_{ext}$ ,  $ID_{inh}$ ,  $ID_{sub}$ ,  $ID_{ing}$  (§ 6.4) voor zover van toepassing;
- 3 berekening van  $MID_{ext}$ ,  $MID_{inh}$ ,  $MID_{sub}$ ,  $MID_{ing}$ , (zie hierboven) voor zover van toepassing;
- 4 berekening van MID volgens:

$$MID = MID_{ext} + MID_{inh} + MID_{sub} + MID_{ing}$$

Voor toetsing aan het SN wordt voor iedere emissiesoort afzonderlijk de maximale waarde van MID vastgesteld (de dosis voor de kritieke groep).

**6.5.3 Berekening van de actuele dosis AID**

**De berekening van de actuele dosis AID is alleen nodig voor de emissiesoorten waarvoor MID het Secundair Niveau overschrijdt.**

Indien er sprake is van bewoning of, gezien het bestemmingsplan, bewoning mogelijk is, is AID gelijk aan MID.

Indien er geen sprake is van bewoning (en deze volgens het bestemmingsplan ook niet mogelijk is), dan worden bij de berekening van AID andere of additionele correctiefactoren toegepast ten opzichte van MID. AID zal in dit geval kleiner zijn dan MID.

De berekening van AID geschiedt analoog aan die van MID, waarbij echter voor die individuele dosisbijdragen die niet het gevolg zijn van blijvende besmetting van het milieu, rekening wordt gehouden met het feitelijke huidige gebruik van de omgeving. Hiervoor komen de dosisbijdragen in aanmerking die het gevolg zijn van besmetting in de lucht (zoals inhalatie) of van de aanwezigheid van een stralende vaste bron. Voor deze bijdragen wordt verondersteld dat zij niet meer bestaan indien de bron geen emissies meer veroorzaakt.

Voor de dosisbijdragen die wel het gevolg zijn van een blijvende besmetting van het milieu (bijvoorbeeld van besmetting van de grond) wordt de berekening uitgevoerd zoals voor de multifunctionele dosis MID. Deze bijdragen blijven immers bestaan ook nadat de bron geen emissies meer veroorzaakt.

In de praktijk kunnen alleen de volgende locatiegebonden dosisbijdragen worden gecorrigeerd om rekening te houden met het feitelijke huidige gebruik van de locatie:

- 1 externe blootstellingdosis vanuit een vaste bron (niet die vanaf de grond)
- 2 externe blootstellingdosis vanuit de lucht
- 3 inhalatiedosis
- 4 submersiedosis

*Actuele Blootstelling Correctiefactoren (ABC-factoren)*

De hierboven genoemde doses zijn direct evenredig aan de blootstellingduur. Als er ter plaatse niet gewoond wordt, zal de feitelijke blootstellingduur korter zijn dan bij bewoning. Om daarmee rekening te houden wordt een correctiefactor toegepast, de Actuele Blootstelling Correctiefactor (ABC factor) genoemd.

In tabel 6.2 worden de ABC factoren gegeven voor verschillende bestemmingen. Voor iedere beschouwde situatie dient de aangegeven waarde te worden gebruikt. Indien het feitelijke gebruik niet onder de in tabel 6.2 genoemde categorieën valt, dient een toepasselijke keuze te worden gemaakt uit de in de tabel vermelde waarden.

Tabel 6.2 Actuele Blootstelling Correctiefactoren (ABC-factoren) voor verschillende omgevingsbestemmingen, t.b.v. de berekening van de AID bijdrage voor: *externe blootstelling vanuit een vaste bron en vanuit de lucht, inhalatie en submersie (zie tekst).*

Omgevingsbestemming – categorie	ABC factoren <sup>*)</sup>
Vervoer over de weg	0,001 <sup>0)</sup>
Watergebied bestemd voor (doorgaande) beroepsscheepvaart	0,01 <sup>1)</sup>
Aanleghavens voor passanten	0,03 <sup>2)</sup>
Jachthavens en vaste ligplaatsen voor beroepsvaart en volkstuinen	0,1 <sup>3)</sup>
Kampeertreinen	0,2 <sup>4)</sup>
Dagrecreatiegebied (park, bos, duin, water, strand), dus geen kampeertreinen	0,03 <sup>5)</sup>
Parkeerterrein	0,01 <sup>6)</sup>
Snelweg, andere doorgaande (stads)wegen, niet doorgaande wegen niet direct grenzend aan woongebied en wegen binnen industrieterreinen	0,01 <sup>7)</sup>
Niet doorgaande weg langs de bron, direct grenzend aan woongebied (spelende kinderen), Taxistandplaats	0,1 <sup>8)</sup>
Weiland of akkerbouw	0,01 <sup>9)</sup>
Belendende industrieën, instellingen, kantoorgebouwen etc, zonder bewoning	0,2 <sup>10) 11)</sup>

- \*) Indien de bron in het algemeen niet gedurende 24 uur per dag in bedrijf is, moet daarvoor eventueel gecorrigeerd worden; indien de bron een bepaalde blootstelling per jaar geeft, maar alleen gedurende werktijden, kan geen correctie voor (werk)verblijftijd worden gehanteerd
- 0) Onder aanname dat de normaal geldende vervoersbepalingen blijven gelden
- 1) Een bemanning van een boot zal bij *langs varen* nooit langer dan in totaal 3,6 dagen per jaar ter hoogte van een bron verblijven  
Bij *aanleggen* bij een terrein geldt het schip als onderdeel van het terrein en gelden dus de arbeidsnormen voor dat terrein, behalve indien het een woonboot betreft
- 2) De verblijftijden bij één bron zullen doorgaans niet meer dan 12 dagen per jaar zijn (1/30e jaar)
- 3) In jachthavens etc vertoeft men in het algemeen niet meer dan in totaal ca 1 maand per jaar. In volkstuinen verblijft men in het algemeen alleen overdag
- 4) Op kampeertreinen verblijven velen gedurende de gehele zomerperiode
- 5) Zeilen, zwemmen, vissen en zonnen zal bij dagrecreatie niet langer dan 8 uur per dag gedurende 30 dagen per jaar plaatsvinden precies bij een bepaalde bron of inrichting
- 6) Een persoon zal bij normaal gebruik niet langer dan in totaal ca 15 min per dag op een parkeerterrein vertoeven
- 7) Zelfs op een snelweg waar regelmatig files staan - bijvoorbeeld voor de Coentunnel - zal een passant gemiddeld over een jaar nooit meer dan 15 min per dag precies voor die ene bron of inrichting staan. Dit geldt ook voor doorgaande (stads)wegen
- 8) Op een stoep bij een woongebied kan iemand zich theoretisch gedurende enige tijd per dag bevinden - spelende kinderen bijvoorbeeld. Deze kunnen in principe het hele jaar door buiten spelen, niet alleen op dagen met aangenaam weer, wat in het algemeen wel geldt voor recreatiegebieden
- 9) Een boer zal zich nooit de gehele werkdag vlak bij de terreingrens bevinden, maar zich ophouden in het gehele gebied. Bovendien werkt hij gemiddeld maar 8 uur per dag buiten
- 10) De huidige werkdag is nog maar ca 1800 uur, dat wil zeggen 1/5 van een jaar.
- 11) Indien het werk doorgaans binnen plaatsvindt, moeten in dit geval zowel de ABC-factor als de afschermingfactor (zie § 6.5.2) gehanteerd worden

*Optelling dosisbijdragen van verschillende belastingspaden*

Voor de berekening van AID voor één emissiesoort moeten de relevante gecorrigeerde en ongecorrigeerde individuele dosisbijdragen verbonden aan de verschillende belastingpaden en blootstellingwegen worden opgeteld indien zij dezelfde referentiepersonen (kunnen) treffen. Bij de optelling mogen de bijdragen die ruw geschat minder dan  $0,1 \mu\text{Sv}$  ten gevolge van lozingen en  $1 \mu\text{Sv}$  ten gevolge van externe straling in een jaar bedragen, worden weggelaten. In tab 6.3 wordt voor iedere dosisbijdrage aangegeven welke correctie toegepast moet worden om de actuele dosis AID te berekenen.

### Samenvattend:

De berekening van de **actuele individuele dosis (AID)** voor één emissiesoort vindt plaats via de volgende stappen:

- 1 berekening van de individuele dosisbijdragen per belastingpad (§ 6.4);
- 2 vaststelling (mede aan de hand van de in tabel 6.2 genoemde bestemmingen) van het feitelijke gebruik van de locatie waarvoor de dosis wordt berekend;
- 3 vermenigvuldiging van de berekende waarden met de erbij behorende correctiefactor (zie tabel 6.3);
- 4 optelling van de gecorrigeerde en ongecorrigeerde dosisbijdragen;

Voor de onderbouwing van het redelijkerwijs criterium voor de beschouwde emissiesoort in de vergunningaanvraag (zie § 7.2.1) wordt de maximale berekende waarde van AID vastgesteld. Voor toetsing aan de locatielimiet wordt vervolgens de totale AID berekend (zie § 7.2.2).

Tabel 6.3 Type correctiefactoren waarmee de berekende individuele dosisbijdragen voor de verschillende belastingpaden worden vermenigvuldigd om de actuele dosis AID te bepalen

Dosisbijdrage	correctie		geen corr. c)
	ABC factor a)	afsch. factor b)	
<i>locaal gebonden:</i>			
externe blootstellingdosis vanuit een vaste bron	•	• d)	
externe blootstellingdosis vanuit de lucht	•		
externe blootstellingdosis vanaf de grond		•	
inhalatiedosis	•		
submersiedosis	•		
ingestiedosis producten uit eigen moestuin			•
<i>niet lokaal gebonden:</i>			
ingestiedosis voedingsmiddelen uit voedselgebieden			•
ingestiedosis visproducten			•
ingestiedosis drinkwater			•

a) zie tab 6.2;

b) factor (=0,25) om rekening te houden met de afscherming geboden door een standaard woning tegen gammastraling; zie ook formule 6.6;

c) voor deze paden is de bijdrage aan AID gelijk aan de individuele dosisbijdrage (zie § 6.4);

d) bij werk binnenshuis wordt zowel de ABC factor als de afschermingfactor door het gebouw toegepast;

Opgemerkt zij dat bij optelling van gecorrigeerde en ongecorrigeerde dosisbijdragen de berekende AID geen werkelijke ontvangen dosis is<sup>13</sup>. De berekende waarde geeft een

<sup>13</sup> De gecorrigeerde dosisbijdragen hebben betrekking op de (thans bestaande) situatie waarin geen sprake is van bewoning en de ongecorrigeerde op de (toekomstige mogelijke) situatie waarin wel sprake is van bewoning.

overschatting van de thans ontvangen dosis (indien geen sprake is van bewoning), en tevens geeft ze een conservatieve indicatie van de toekomstige 'onvermijdelijke' dosis als gevolg van blijvende besmetting van radionucliden in het milieu.

## HOOFDSTUK 7 TOETSING VAN DE UITKOMSTEN AAN DE DOSISNIVEAUS

### 7.1 Toetsing aan het Secundair Niveau

De toetsing aan het Secundair Niveau wordt gedaan per **iedere emissiesoort afzonderlijk**. Hiervoor wordt de berekende multifunctionele individuele dosis (MID) vergeleken met de bij de betreffende emissiesoort horende SN.

Als voor een emissiesoort de volgens Deel II berekende **MID lager ligt dan SN**, dus als

- voor externe straling      MID(externe straling)  $\leq$       10  $\mu$ Sv
- voor luchtlozingen        MID(luchtlozing)         $\leq$       1  $\mu$ Sv
- voor waterlozingen        MID(waterlozing)         $\leq$       1  $\mu$ Sv

dan is er sprake van een emissiesoort die geringe risico's voor de omgeving met zich meebrengt.

Voor de betreffende emissiesoort zal in de vergunningaanvraag de berekende waarde van MID worden opgenomen.

Als voor een emissiesoort de volgens Deel II berekende **MID hoger ligt dan SN**, dus als

- voor externe straling      MID(externe straling)  $>$       10  $\mu$ Sv
- voor luchtlozingen        MID(luchtlozing)         $>$       1  $\mu$ Sv
- voor waterlozingen        MID(waterlozing)         $>$       1  $\mu$ Sv

dan is er sprake van een emissiesoort die zodanige gevolgen voor de omgeving met zich meebrengt dat van de zijde van de overheid nadere gegevens worden gevraagd. Naast MID dient voor de betreffende emissiesoort ook AID te worden berekend.

Voor de betreffende emissiesoort zullen in de vergunningaanvraag zowel de berekende MID als de berekende AID worden opgenomen.

### 7.2 Toetsing aan de locatielimiet

De toetsing aan de locatielimiet wordt gedaan voor alle emissiesoorten tezamen. Hiervoor wordt de **totale AID** berekend, dat wil zeggen de actuele dosis van **alle relevante emissiesoorten samen**. Voor de berekening van de totale AID worden de verschillende dosisbijdragen opgeteld die dezelfde groep mensen (kunnen) treffen.

De berekende waarde van de totale AID wordt vergeleken met de locatielimiet van 100  $\mu$ Sv.



## AANHANGSEL BIJ BIJLAGE MINISTERIËLE REGELING - AGIS

### A.1 Dosiscoëfficiënten, Bronconstanten en Radiotoxiciteitsequivalenten

Voor de berekening van de radiotoxiciteitsequivalenten (zie hoofdstuk 3) en van de effectieve dosis (zie hoofdstuk 7) worden de radionuclidespecifieke dosiscoëfficiënten cq bronconstanten gebruikt uit de volgende referenties:

voor de **externe blootstellingdosis** t.g.v. **puntbron**:  
bronconstante  $h$  uit [Kev96]

voor de **inhalatiedosis**:  
dosiscoëfficiënten  $e_{inh}$  uit tabel 4.2 en tabel 6, bijlage 4 *BS01*

voor de **submersiedosis**:  
dosiscoëfficiënten  $e_{sub}$  uit tabel 7, bijlage 4 *BS01*

voor de **ingestiedosis**:  
dosiscoëfficiënten  $e_{ing}$  uit tabel 4.1, bijlage 4, *BS01*

In tab A.1 worden de waarden van hierboven genoemde parameters gegeven voor een selectie (veel voorkomende) radionucliden. Ontbrekende waarden kunnen worden gevonden in hierboven genoemde publicaties.

In tab A.2 worden voor dezelfde radionucliden de berekende waarden van  $Re_{inh}$ ,  $Re_{ing}$ , gegeven.

Tabel A.1 - Halveringstijd ( $T_{1/2, \text{fys}}$ ), bronconstante voor puntbron ( $h$ ), dosiscoëfficiënten voor inhalatie ( $e_{\text{inh}}$ ), submersie ( $e_{\text{sub}}$ ) en ingestie ( $e_{\text{ing}}$ ) voor een selectie van relevante radionucliden.

Nuclide	$T_{1/2, \text{fys}}$		$h$ [ $\mu\text{Sv m}^2 /$ $\text{h MBq}$ ]	$e_{\text{inh}}$ [Sv/Bq]	*)	$e_{\text{sub}}$ [ $\text{Sv m}^3 /$ $\text{Bq d}$ ]	$e_{\text{ing}}$ [Sv/Bq]
H-3 water organ	12,3	A		1,8E-11 4,1E-11	<i>F</i> <i>F</i>		1,8E-11 4,2E-11
C-14 damp CO <sub>2</sub>	5730	A		5,8E-10 6,2E-12	<i>F</i> <i>F</i>		5,8E-10 5,8E-10
Na-22	2,60	A	0,33	1,3E-09			3,2E-09
P-32	14,3	D		3,4E-09	<i>M</i>		2,4E-09
S-35 anorgan. organ.	87,4	d		1,9E-09	<i>S</i>		1,3E-10 7,7E-10
Ca-45	163	d		3,7E-09	<i>S</i>		7,1E-10
Ca-47	4,53	d	0,15	2,1E-09	<i>S</i>		1,6E-09
Cr-51	27,7	d	0,0054	3,7E-11	<i>S</i>		3,8E-11
Fe-55	2,70	a	0,000	7,7E-10	<i>F</i>		3,3E-10
Fe-59	44,5	d	0,17	4,0E-09	<i>S</i>		1,8E-09
Co-57	271	d	0,023	1,0E-09	<i>S</i>		2,1E-10
Co-58	70,8	d	0,15	2,1E-09	<i>S</i>		7,4E-10
Co-60	5,27	a	0,36	3,1E-08	<i>S</i>		3,4E-09
Ni-63 element carbonyl	96,0	a		1,3E-09 2,0E-09	<i>S</i>		1,5E-10
Ga-67	3,26	d	0,025	2,4E-10	<i>M</i>		1,9E-10
Kr-85	10,8	a	3,7E-04			2,2E-11	
Rb-81	4,58	h	0,11	3,4E-11			5,4E-11
Sr-85	64,8	d	0,1	8,1E-10	<i>S</i>		5,6E-10
Sr-89	50,5	d		7,9E-09	<i>S</i>		2,6E-09
Sr-90	29,1	a		1,6E-07	<i>S</i>		2,8E-08
Y-90	2,67	d		1,5E-9	<i>S</i>		2,7E-09
Mo-99	2,75	d	0,026	9,9E-10	<i>S</i>		6,0E-10
Tc-99m	6,02	h	0,023	2,0E-11	<i>S</i>		2,1E-11
Tc-99	213000	a		1,3E-08	<i>S</i>		6,4E-10
Ru-103	39,3	d	0,081	3,0E-09	<i>S</i>		7,3E-10
Ru-106	1,01	a	0,034	6,6E-08	<i>S</i>		7,0E-09
In-111	2,83	d	0,088	2,3E-10	<i>M</i>		2,9E-10
I-123	13,2	h	0,046	7,4E-11	<i>F</i>		2,1E-10
I-125	60,1	d	0,034	5,1E-09	<i>F</i>		1,5E-08
I-131	8,04	d	0,066	7,4E-09	<i>F</i>		2,2E-08
Xe-127	36,4	d	0,064			9,7E-10	
Xe-133	5,25	d	0,016			1,2E-10	

Nuclide	$T_{1/2, \text{fys}}$	$h$ [ $\mu\text{Sv m}^2/$ $h \text{ MBq}$ ]	$e_{\text{inh}}$ [Sv/Bq]	*	$e_{\text{sub}}$ [ $\text{Sv m}^3/$ $\text{Bq d}$ ]	$e_{\text{ing}}$ [Sv/Bq]
Xe-133m	2,19 d				1,1E-10	
Cs-134	2,06 a	0,25	6,8E-09	F		1,9E-08
Cs-137	30,0 a	0,093	4,8E-09	F		1,3E-08
Ba-140	12,7 d	0,035	1,0E-09 5,1E-09 5,8E-09	F M S		2,6E-09
La-140	1,68 d	0,33	1,1E-09	M		2,0E-09
Er-169	9,30 d		1,1E-09			3,7E-10
Re-186	3,78 d	0,004	1,1E-09	M		1,5E-09
Ir-192	74,0 d	0,139	6,6E-09	S		1,4E-09
Au-198	2,69 d	0,069	8,6E-10	S		1,0E-09
Tl-201	3,04 d	0,0018	4,4E-11			9,5E-11
Pb-210	22,3 a	0,003	5,6E-06	S		6,9E-07
Bi-210	5,01 d		9,3E-08	S		1,3E-09
Po-210	138 d		4,3E-06	S		1,2E-06
Ra-226	1600 a	0,26**)	3,2E-06			2,8E-07
Th-228	1,91 a		4,0E-05	S		7,2E-08
Th-232	1,4E10 a	0,36**)	1,1E-04	F		2,3E-07
U-235	7,0E8 a		8,5E-06	S		4,7E-08
U-238	4,5E9 a	0,26**)	8,0E-06	S		4,5E-08
Np-239	2,36 d		1,0E-09	S		8,0E-10
Pu-238	87,7 a		1,1E-04	F		2,3E-07
Pu-239	24100 a	0,001	1,2E-04	F		2,5E-07
Pu-240	6540 a		1,2E-04	F		2,5E-07
Pu-241	14,4 a		2,3E-06	F		4,8E-09
Am-241	432 a	0,017	9,6E-05	F		2,0E-07

\*) Longabsorptie-klassen F(ast), M(oderate) en S(low)

\*\*\*) Inclusief dochters

Tabel A.2 - Correctiefactoren ( $CR_L$  en  $CR_W$ ) en radiotoxiciteitsequivalenten ( $Re_{inh}$  en  $Re_{ing}$ ) voor een selectie van relevante radionucliden (zie hoofdstuk 3).

Nuclide	$CR_L$	$Re_{inh}$ [Bq]	$CR_W$	$Re_{ing}$ [Bq]
H-3 water	1	5,6E+10	1	5,6E+10
organ	1	2,4E+10	1	2,4E+10
C-14 damp	100	1,7E+09	100	1,7E+09
CO2	100	1,6E+11		
<b>Na-22</b>	1	7,7E+08	1	3,1E+08
<b>P-32</b>	1	2,9E+08	0,1	4,2E+08
S-35 anorgan.	1	5,3E+08	1	7,7E+09
organ.	1		1	1,3E+09
<b>Ca-45</b>	1	2,7E+08	1	1,4E+09
<b>Ca-47</b>	1	4,8E+08	0,001	6,3E+08
<b>Cr-51</b>	1	2,7E+10	1	2,6E+10
<b>Fe-55</b>	1	1,3E+09	1	3,0E+09
<b>Fe-59</b>	1	2,5E+08	1	5,6E+08
<b>Co-57</b>	1	1E+09	1	4,8E+09
<b>Co-58</b>	1	4,8E+08	1	1,4E+09
<b>Co-60</b>	1	3,2E+07	1	2,9E+08
Ni-63 element	10	7,7E+08	10	6,7E+09
carbonyl	10	5E+08		
<b>Ga-67</b>	1	4,2E+09	0,001	5,3E+09
<b>Rb-81</b>	1	2,9E+10	0,001	1,9E+10
<b>Sr-85</b>	1	1,2E+09	1	1,8E+09
<b>Sr-89</b>	1	1,3E+08	1	3,8E+08
<b>Sr-90</b>	10	6,3E+06	10	3,6E+07
<b>Y-90</b>	1	6,7E+08	0,001	3,7E+08
<b>Mo-99</b>	1	1,0E+09	0,001	1,7E+09
<b>Tc-99m</b>	1	5,0E+10	0,001	4,8E+10
<b>Tc-99</b>	100	7,7E+07	100	1,6E+09
<b>Ru-103</b>	1	3,3E+08	1	1,4E+09
<b>Ru-106</b>	1	1,5E+07	1	1,4E+08
<b>In-111</b>	1	4,3E+09	0,001	3,4E+09
<b>I-123</b>	1	1,4E+10	0,001	4,8E+09
<b>I-125</b>	1	2,0E+08	1	6,7E+07
<b>I-131</b>	1	1,4E+08	0,1	4,5E+07
<b>Cs-134</b>	1	1,5E+08	1	5,3E+07
<b>Cs-137</b>	10	2,1E+08	10	7,7E+07
<b>Ba-140</b>	1	1,0E+09	0,1	3,8E+08
<b>La-140</b>	1	9,1E+08	0,001	5,0E+08

Nuclide	CR <sub>L</sub>	Re <sub>inh</sub> [Bq]	CR <sub>W</sub>	Re <sub>ing</sub> [Bq]
<b>Er-169</b>	1	9,1E+08	0,1	2,7E+09
<b>Re-186</b>	1	9,1E+08	0,001	6,7E+08
<b>Ir-192</b>	1	1,5E+08	1	7,1E+08
<b>Au-198</b>	1	1,2E+09	0,001	1,0E+09
<b>Tl-201</b>	1	2,3E+10	0,001	1,1E+10
<b>Pb-210</b>	1	1,8E+05	1	1,4E+06
<b>Bi-210</b>	1	1,1E+07	0,01	7,7E+08
<b>Po-210</b>	1	2,3E+05	1	8,3E+05
<b>Ra-226</b>	100	3,1E+05	100	3,6E+06
<b>Th-228</b>	1	2,5E+04	1	1,4E+07
<b>Th-232</b>	100	9,1E+03	100	4,3E+06
<b>U-235</b>	100	1,2E+05	100	2,1E+07
<b>U-238</b>	100	1,3E+05	100	2,2E+07
<b>Np-239</b>	1	1,0E+09	0,001	1,3E+09
<b>Pu-238</b>	10	9,1E+03	10	4,3E+06
<b>Pu-239</b>	100	8,3E+03	100	4,0E+06
<b>Pu-240</b>	100	8,3E+03	100	4,0E+06
<b>Pu-241</b>	1	4,3E+05	1	2,1E+08
<b>Am-241</b>	100	1,0E+04	100	5,0E+06

## A.2 Afwijkende parameterwaarden

Indien om een of andere, **te onderbouwen**, reden de waarden uit tab A.1 of uit hierboven genoemde referenties niet gebruikt kunnen worden, dient men een berekening uit te voeren uitgaande van de in genoemde referenties aangegeven methodiek. In het bijzonder dient rekening te worden gehouden met het volgende:

### I Fysiologische gegevens

Voor fysiologische gegevens dient ICRP-23 [IC75] te worden gebruikt, behalve voor het long- en botmodel, waarvoor ICRP-66 [IC93] en ICRP-70 [IC95] moeten worden gebruikt.

### II Metabole modellen

- Voor het longmodel moet ICRP-66 [IC93] worden gebruikt
- Voor botdoses dient voor zover mogelijk ICRP-70 [IC95] te worden gebruikt en waar gegevens ontbreken ICRP-30 [IC79]
- Voor het maagdarm-kanaal dient ICRP-30 [IC79] te worden gebruikt, aangevuld met de 'gut-factoren' uit [NEA88]

**REFERENTIES**

- BS01 Besluit Stralingsbescherming - Implementatie van Euratomrichtlijnen 96/29/Euratom en 97/43/Euratom (2000)
- COM98 Mededeling van de Commissie betreffende de toepassing van Richtlijn 96/29/Euratom van de Raad van 13 mei 1996 tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren; ISBN 92 78 31166 9
- DOA01 Dosisberekening in de Omgeving voor Vergunningverlening Ioniserende Straling, Deel A - Lozingen in lucht en water; RIVM rapport (nog niet gepubliceerd)
- DOB01 Dosisberekening in de Omgeving voor Vergunningverlening Ioniserende Straling, Deel B - externe straling; NRG rapport (nog niet gepubliceerd)
- IAE96 IAEA Safety Series nr. 115; International Basis Safety Standards for protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources; ISBN 92 0 104295 7 (1996)
- IC75 ICRP publicatie 23 (Annals of the ICRP Vol 24 No 1-3); Reference Man: Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics; ISBN 0 08 017024 2 (1975)
- IC79 ICRP publicaties 30 (Annals of the ICRP Vol 24 No 1-3); Limits of Intake of Radionuclides by Workers; ISBN nr 0 08 037364 X
- IC89 ICRP Publicatie 56 (Annals of the ICRP Vol 24 No 1-3); Age dependent Doses to Members of the Public from intake of Radionuclides: Part I; ISBN 0 08 040763 3 (1989)
- IC90 ICRP publicatie 60 (Annals of the ICRP Vol 24 No 1-3); 1990 Recommendations of the Internal Commission on Radiological Protection; ISBN nr 0 08 041144 4 (1990)
- IC91 ICRP publicatie 61 (Annals of the ICRP Vol 24 No 1-3); Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations; ISBN nr 0 08 041145 2 (1991)
- IC93 ICRP publicatie 66 (Annals of the ICRP Vol 24 No 1-3); Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection; ISBN nr 0 08 041154 1 (1993)
- IC95 ICRP publicatie 70 (Annals of the ICRP Vol 25 No.2); Basic Anatomical and Physiological Data for use in Radiological Protection: The Skeleton; IBSN nr 0 08 042665 4 (1995)
- IC96 ICRP publicatie 72 (Annals of the ICRP Vol 26 No.1); Age-dependent Doses to members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients ; ISBN nr 0 08 042737 5 (1996)
- Kev96 AS Keverling Buisman; Handboek Radionucliden; ISBN 90 75541 02 3
- KeW Kernenergiewet; Stb. 1963.82
- Koc83 Kocher, DC. Dose rate conversion factors for external exposure to photons and electrons. Health Physics, 45, 665-686 (1983)

- NEA88 NEA, Gastrointestinal absorption of selected radionuclides: A report by an NEA expert group, Paris, OECD/NEA (1988)
- PSA93 PM Roelofsen en J van der Steen; Richtlijn niveau-3 PSA, ECN-C-93-057 (1993)
- REA97 van Hienen en A Hogenbirk; Richtlijn Externe Straling en Afscherming, Risicoberekening voor afgeschermd en/of ingekapselde bronnen en bodembesmetting; ECN-96-012 (1997)
- RIB96 GMH Laheij, RO Blaauboer en JFMM Lembrechts; Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON) - EERSTE HERZIENE VERSIE, RIVM rapport nr. 610053005 (1996)
- TNO94 KFAM Hulshof en C Kistemaker; Consumptie van produktgroepen, relevant voor de stralingsbelasting, door de Nederlandse bevolking; TNO rapport nr. V 94.078 (1994)