

RIVM rapport 607880004 / 2002

**Opties voor de
milieubeleidsindicator straling**

MJM Pruppers

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling, in het kader van project M/607880 'Verspreiding en scanning nieuwe milieuproblemen', mijlpaal 'Rekenwijze milieubeleidsindicator straling'.

Abstract

It has proven impossible to create an indicator capable of showing the state of the art in a single figure so as to determine the progress made in the 'radiation component' of environmental policy from the trends indicated.

This is the conclusion following an investigation requested by the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment in the framework of the environmental theme 'dispersion of radioactive substances and ionising radiation' to develop a radiation indicator comparable to the indicators for proprietary substances and pesticides. The most important reasons for failing to develop this indicator lie in the absence of both suitable policy targets and data for the calculations necessary for the indicator.

Substituting policy targets with reference emissions, reference concentrations and reference doses would make it possible to define indicators for radiation protection. Here, environmental pressure indicators are proposed for nuclear installations and the process industry. The environmental quality indicator for radioactive substances in surface waters and suspended matter needs additional investigation. An environmental quality indicator is both possible and desirable for radium in dredged material, although no policy targets are available. However, for the time being construction of an environmental quality indicator for radon and external radiation in dwellings is impossible. Use of the population-averaged dose as an environmental effect indicator is recommended.

If only one policy theme indicator for radiation is needed, the preferred choice is the environmental pressure indicator. The reference emission should be derived from the 'secondary (dose) level'. Priority is no longer given by the authorities to the optimisation of radiation protection, defined in the ALARA (as low as reasonably achievable) principle, below this secondary level.

Inhoud

Samenvatting 4

1 Inleiding 5

- 1.1 Probleemstelling 5
- 1.2 Vraagstelling 5
- 1.3 Aanpak en leeswijzer 6

2 De rekenwijze 7

- 2.1 Verspreiding van radioactieve stoffen en straling 7
- 2.2 Stralingsbeschermingsbeleid 7
- 2.3 Eisen aan de indicator 8
- 2.4 Milieudrukindicator straling (MDI) 9
- 2.5 Milieukwaliteitsindicator straling (MKI) 14
 - 2.5.1 *Radioactieve stoffen in oppervlaktewater* 14
 - 2.5.2 *Radioactieve stoffen in baggerspecie* 16
 - 2.5.3 *Radon en externe straling in woningen* 16
- 2.6 Milieueffectindicator straling (MEI) 17
- 2.7 Aggregatie en keuze van radionucliden, bronnen en meetlocaties 18
 - 2.7.1 *Radionucliden* 18
 - 2.7.2 *Bronnen* 19
 - 2.7.3 *Meetlocaties* 20

3 De rekenwijze in de praktijk 21

- 3.1 Inleiding 21
- 3.2 MDI - nucleaire installaties 21
- 3.3 MDI - procesindustrie 23
- 3.4 MDI - andere bronnen van straling 26
- 3.5 MDI - alle bronnen van straling tezamen 27
- 3.6 MKI - radioactieve stoffen in oppervlaktewater 27
- 3.7 MKI - radioactieve stoffen in baggerspecie 32
- 3.8 MKI - radon en externe straling in woningen 33
- 3.9 MEI - nucleaire installaties 34
- 3.10 MEI - procesindustrie 35

4 Discussie, conclusies en aanbevelingen 37

- 4.1 Voor- en nadelen van de rekenwijze 37
- 4.2 Conclusies en aanbevelingen 38

Referenties 40

Bijlage 1 Verzendlijst 41

Samenvatting

Het blijkt niet mogelijk om een indicator te bedenken die voor het onderdeel ‘straling’ binnen het thema ‘verspreiding’ de feitelijke toestand in één getal samenvat en wel zodanig dat uit de trend in deze indicator de voortgang van het stralingshygiënische milieubeleid is op te maken.

Dat is de conclusie van het onderzoek dat antwoord moest geven op de vraag van het ministerie van VROM om analoog aan de indicatoren voor prioritaire stoffen en bestrijdingsmiddelen binnen het thema ‘verspreiding’ een rekenwijze voor zo’n indicator te ontwikkelen. De belangrijkste oorzaken voor het niet haalbaar zijn van de indicator zijn het ontbreken van direct bruikbare beleidsdoelstellingen en het ontbreken van basisgegevens die nodig zijn voor het berekenen van de indicator.

Als de beleidsdoelstellingen worden vervangen door referentie-emissies, referentie-concentraties en referentiedoses is het wel mogelijk om voor onderdelen van het aandachtsgebied ‘radioactieve stoffen en straling’ indicatoren te definiëren. In dit rapport worden milieudrukindicatoren voor de nucleaire installaties en voor de procesindustrie voorgesteld. De milieukwaliteitsindicator voor radioactieve stoffen in oppervlaktewater en zwevend stof moet nog nader worden bestudeerd. Voor radium in baggerspecie is een milieukwaliteitsindicator haalbaar en wenselijk, hoewel er geen beleidsdoelstelling voorhanden is. Een milieukwaliteitsindicator voor radon en externe straling in woningen is voorlopig nog niet te maken. Het voorstel is om de dosis gemiddeld over de populatie als milieueffectindicator te gaan hanteren.

Als er één milieubeleidsindicator voor straling zou moeten worden gekozen, dan gaat de voorkeur uit naar de milieudrukindicator. Daarbij dient de referentie-emissie van het secundaire (dosis) niveau te worden afgeleid. Beneden dit secundaire niveau geeft de overheid geen prioriteit meer aan de optimalisatie van de stralingsbescherming (ALARA-principe - *as low as reasonably achievable*).

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Het Laboratorium voor Stralingsonderzoek (LSO) werkt in opdracht van het ministerie van VROM aan een informatiesysteem voor beleidsmonitoring (Beleidsmonitoringsysteem Straling, BMS). Dit systeem gaat alle relevante gegevens over bronnen van radioactieve stoffen en ioniserende straling¹ in Nederland bevatten. Met deze gegevens zal LSO overzichten van de blootstelling aan straling in Nederland maken en analyses van de invloed van het stralingsbeschermingsbeleid op deze blootstelling uitvoeren.

Het stralingsbeschermingsbeleid richt zich in principe op de bescherming van drie groepen personen. Het milieubeleid richt zich op leden van de bevolking, het arbeidshygiënische beleid op personen in de werksituatie en het volksgezondheidsbeleid op personen die met straling medisch worden onderzocht en behandeld. In het voorliggende rapport wordt alleen ingegaan op de gevolgen voor leden van de bevolking. Deze bevinden zich buiten de inrichting waar radioactieve stoffen of straling uitzendende toestellen worden toegepast. De inrichting wordt als veroorzaker van milieudruk gezien. De emissies van radioactieve stoffen en straling door een inrichting leiden uiteindelijk tot een stralingsdosis voor leden van de bevolking. Onder emissies worden in dit verband lozingen in lucht, lozingen in water en directe externe straling verstaan.

In het kader van het project ‘Verspreiding en nieuwe milieuproblemen’ is gewerkt aan een alternatief voor de indicator die Adriaanse in het verleden voor het thema ‘verspreiding’ heeft ontwikkeld [1]. Het alternatief bestaat uit een set van drie soorten indicatoren, te weten een milieudrukindicator (MDI), een milieukwaliteitsindicator (MKI) en, zo mogelijk, een milieueffectindicator (MEI). Deze indicatoren geven via een *distance to target* methode aan in welke mate de actuele emissies afwijken van de geformuleerde emissiedoelstellingen (MDI), in welke mate de actuele concentraties in de milieucompartimenten afwijken van de geformuleerde milieukwaliteitsdoelstellingen (MKI), en ten slotte in welke mate de actuele effecten op ecosystemen en volksgezondheid afwijken van de maximaal toelaatbare ongewenste effecten, hoewel deze niet altijd zijn geformuleerd (MEI). Voor de prioritaire stoffen zijn de milieudruk- en milieukwaliteitsindicator reeds uitgewerkt [2, 3]. Voor de bestrijdingsmiddelen is de milieukwaliteitsindicator ontwikkeld [4].

Het voorliggende rapport bevat de overwegingen die zijn gemaakt om binnen het thema ‘verspreiding’ tot een indicator voor het onderdeel ‘straling’ te komen. Het is de bedoeling dat de indicator jaarlijks wordt geactualiseerd en dat het resultaat in jaarlijks terugkerende rapportages, zoals het Milieuprogramma en de Milieubalans, wordt opgenomen.

1.2 Vraagstelling

Bij het opstellen van de rekenwijze is de volgende vraagstelling gehanteerd. Is er een indicator te bedenken die voor het onderdeel ‘straling’ binnen het thema ‘verspreiding’ de feitelijke toestand in één getal samenvat, en wel zodanig dat uit de trend in deze indicator de voortgang

¹ In dit rapport komt alleen ioniserende straling aan de orde. De situatie rond blootstelling aan niet-ioniserende straling, waartoe extreem-laagfrequente velden, radiofrequente elektromagnetische velden en optische straling (incl. UV) worden gerekend, en het daarbij horende milieubeleid blijven buiten beschouwing.

van het stralingshygiënische milieubeleid is op te maken? Zo ja, hoe is in detail de rekenwijze voor deze indicator?

1.3 Aanpak en leeswijzer

In mei 1999 werd een eerste concept van de notitie ‘Thema-indicator Verspreiding - radioactieve stoffen en straling’ voor commentaar aan de opdrachtgever voorgelegd. Deze notitie en de reacties van de opdrachtgever vormden het uitgangspunt voor het voorliggende rapport. In de notitie was voorgesteld om geen MKI voor straling te ontwikkelen. Om de MDI en de MEI volgens de voorstellen in de notitie te kunnen berekenen zijn de volgende zaken nader uitgezocht. In de eerste plaats is vastgelegd hoe de jaarlijkse werkelijke lozingen in lucht en water en de emissie van externe straling en de daarbij horende stralingsdoses worden berekend. In de tweede plaats is op 14 maart 2001 aan de hand van een concept van het rapport met de opdrachtgever over de keuze van de beleidsdoelstellingen overlegd. En in de derde plaats is uitgezocht en beargumenteerd welke bronnen wel en welke niet in de berekeningen moeten en kunnen worden meegenomen.

De rekenwijze is onderwerp van Hoofdstuk 2. De rekenwijze is vervolgens met de gegevens die in 2001 in het BMS beschikbaar waren, geprobeerd: zie Hoofdstuk 3. Hoofdstuk 4, ten slotte, bevat een korte discussie over de voor- en nadelen van de rekenwijze en de conclusies en aanbevelingen.

2 De rekenwijze

2.1 Verspreiding van radioactieve stoffen en straling

In dit rapport wordt het volgende model gehanteerd om oorzaken en gevolgen met elkaar in verband te brengen. De *ondernemer* onder wiens verantwoordelijkheid een handeling of werkzaamheid² wordt verricht, heeft een *bron* (radioactieve stof of toestel) voorhanden of gebruikt deze (of enz.) ten behoeve van een zekere *toepassing*. Bij deze handeling of werkzaamheid ontstaat een *emissie* van radioactieve stoffen of straling die leidt tot een dosis bij één of meer *personen*.

De emissies van radioactieve stoffen en straling door een *locatie* (waarmee óf een inrichting óf een locatie buiten de inrichting alwaar een handeling of werkzaamheid met radioactieve stoffen plaatsvindt, wordt bedoeld [5]) naar het milieu bestaan uit lozingen in lucht, lozingen in water en emissie van externe straling door een radioactieve stof of toestel op het terrein van de inrichting. De lozingen in lucht en water worden meestal uitgedrukt in de in één jaar geloosde *activiteit* per radionuclide. De eenheid van activiteit is de becquerel (Bq). De activiteiten van alle geloosde radionucliden kunnen tot een totaal geloosde activiteit worden opgeteld, eventueel onderverdeeld naar het type uitgezonden straling: voor α -stralers de totale α -activiteit, voor β -stralers de totale β -activiteit enz. De emissie van externe straling door een radioactieve stof of toestel op het terrein van de inrichting wordt meestal uitgedrukt in de individuele jaardosis die een lid van de bevolking maximaal kan oplopen aan de rand van het terrein van de inrichting.

De radioactiviteit verspreidt zich via diverse belastingspaden, zoals de lucht, depositie op de bodem en landbouwproducten, drinkwater, visproducten enz., en leidt na opname via de blootstellingswegen inhalatie, ingestie en externe blootstelling aan straling afkomstig van radionucliden in de lucht en op de bodem tot een dosis voor leden van de bevolking buiten de inrichting. Het berekenen van de dosis vergt ruwweg modellen voor luchtverspreiding, voor verspreiding via de bovenste laag van de bodem en de daaraan gekoppelde voedselketen, voor de inname van de radionucliden en ten slotte voor de absorptie van straling in het lichaam na de inname van de activiteit of rechtstreeks via externe blootstelling. Deze modellen zijn meestal complex en vergen uitgebreide kennis en ervaring om ze te kunnen gebruiken. Dit geldt zeker voor het aanvragen en verlenen van vergunningen en dit heeft dan ook geleid tot het vereenvoudigen van de modellen tot simpele vermenigvuldigingen met dispersie-, transfer- en dosiscoëfficiënten, vooral in het geval van een lage te verwachten dosis.

2.2 Stralingsbeschermingsbeleid

Het stralingsbeschermingsbeleid hanteert drie principes: rechtvaardiging, optimalisatie of ALARA (*as low as reasonably achievable*) en toepassing van dosislimieten. Met rechtvaardiging wordt voorkomen dat radioactieve stoffen en toestellen die straling uitzenden in die situaties worden toegepast waarin hetzelfde met alternatieve methoden kan worden

² De Euratom-richtlijn 96/29, die de aanleiding was voor het nieuwe Besluit stralingsbescherming, maakt onderscheid tussen handelingen en werkzaamheden. Met handelingen zijn alle vormen van omgang met radioactieve stoffen en toestellen bedoeld waarbij de ioniserende straling functioneel is of was, dus daar waar de stof of het toestel wordt of werd gehanteerd wegens zijn radioactieve eigenschappen. Indien de optredende ioniserende straling niet-functioneel, maar toevallig onvermijdelijk aanwezig is, wordt de term werkzaamheden gebruikt. Het betreft natuurlijke bronnen, zoals materialen binnen de procesindustrie die niet gebruikt worden wegens hun radioactieve-, splijt- of kweekeigenschappen.

bereikt. Met optimalisatie wordt gestreefd naar een zo laag als redelijkerwijs mogelijke stralingsbelasting. Daarbij spelen ook economische en maatschappelijke overwegingen een belangrijke rol. Met dosislimieten wordt ten slotte voorkomen dat een te grote belasting kan optreden.

In dit rapport wordt alleen ingegaan op de gevolgen voor leden van de bevolking. Deze bevinden zich buiten de locatie waar radioactieve stoffen of straling uitzendende toestellen worden toegepast. Bescherming van werknemers die aan radioactieve stoffen of straling worden blootgesteld en van personen die om medische redenen met straling worden onderzocht of behandeld is onderwerp van respectievelijk het arbeidshygiënische en volksgezondheidsbeleid.

Het milieubeleid voor het aandachtsgebied 'straling' richt zich alleen op de door menselijk handelen verhoogde stralingsbelasting.

2.3 Eisen aan de indicator

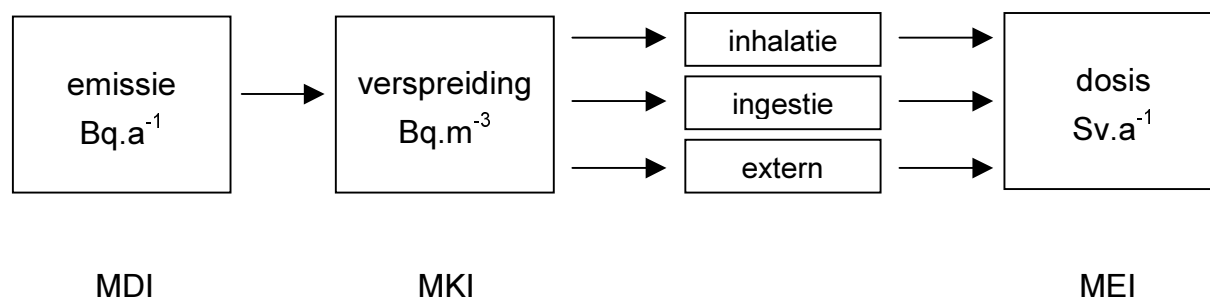
De indicator moet zoveel mogelijk aansluiten bij de indicatoren die voor andere onderdelen binnen het thema 'verspreiding' zijn ontwikkeld. Daaruit volgen de volgende concrete eisen.

- a Er is reeds gekozen voor de *distance to target* methode. Dat wil zeggen dat de indicator de overschrijding van de beleidsdoelstelling weergeeft volgens de algemene formule:

$$\text{distance to target} = \frac{\text{actueel} - \text{doel}}{\text{doel}}$$

- b De indicator moet eenvoudig van opbouw, inzichtelijk en werkelijkheidsgetrouw zijn. Een en ander moet ook voor buitenstaanders begrijpelijk zijn.
- c De indicator is opgebouwd uit deelindicatoren per doelgroep (= veroorzaker van het milieuprobleem), per stof en per milieucompartment. De indicator moet tot deze 'basisgegevens' te herleiden zijn.
- d De indicator moet het verloop in de tijd zichtbaar maken.
- e De milieukwaliteitsindicator moet op gemeten gehalten worden gebaseerd.
- f Er moet draagvlak voor de indicator bij de betreffende beleidsdirectie van VROM zijn. Voor stralingszaken is dit de afdeling Straling, Nucleaire en Bioveiligheid van de directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling.

Bij de ontwikkeling van de indicator is zoveel mogelijk met deze zes eisen rekening gehouden.



Figuur 1 De plaats van de drie typen indicatoren in de oorzaak-gevolg-keten (bron: RIVM [6]; Bq = becquerel, Sv = sievert)

Er worden drie typen milieubeleidsindicatoren beschouwd: de milieudrukindicator (MDI), de milieukwaliteitsindicator (MKI) en de milieueffectindicator (MEI). De MDI geeft weer hoeveel radioactieve stoffen en straling in het milieu wordt geëmitteerd. De MKI beschrijft de concentraties van stoffen in de milieucompartimenten lucht, water en bodem en aangevuld met het externe-stralingsniveau in de omgeving. En de MEI toont aan het einde van de oorzaak-gevolg-keten de effecten op - in het geval van straling - de gezondheid van leden van de bevolking (zie Figuur 1).

In de hierna volgende paragrafen zijn de uitwerking van de MDI, de MKI en de MEI voor straling en de overwegingen die daarbij zijn gemaakt, omschreven en nader toegelicht. Tijdens het overleg met de opdrachtgever op 14 maart 2001 is afgesproken dat bij ontbreken van een beleidsdoelstelling in de plaats hiervan door RIVM een nader omschreven referentieniveau gekozen kan worden.

2.4 Milieudrukindicator straling (MDI)

Analoog aan de situatie voor prioritaire stoffen [2] kan worden gesteld dat de basisinformatie voor de MDI wordt gevormd door de emissie van radioactieve stoffen en straling door een doelgroep naar een milieucompartiment, over een bepaalde periode, gerelateerd aan de doelstellingen die hiervoor zijn geformuleerd. In de praktijk van het stralingshygiënische milieubeleid wordt een brongerichte aanpak gevolgd. De veroorzaker, meestal een ondernemer, van de stralingsbelasting die voortvloeit uit de handelingen of werkzaamheden met radioactieve stoffen en straling dient in het bezit te zijn van een vergunning voor het voorhanden hebben, toepassen en zich ontdoen van radioactieve stoffen of voor het gebruiken van straling uitzendende toestellen. Deze ondernemers worden naar gelang het soort handeling of werkzaamheid in categorieën ingedeeld. Het is in principe mogelijk om deze indeling te vertalen naar de indeling in de ‘traditionele’ doelgroepen van het algemene milieubeleid, zoals de industrie (procesindustrie), de energievoorziening (kerncentrales, verrijkingsfabriek, kolencentrales, olie- en gaswinning), verkeer en vervoer (transport van radioactieve stoffen), consumenten (gebruik van producten waaraan bewust radioactieve stoffen zijn toegevoegd, zoals rookmelders, gloeikousjes en lasstaven) en bouwnijverheid (bouwmaterialen, bouwwijze). In het voorliggende rapport is om praktische redenen de indeling aangehouden in de categorieën die in het stralingshygiënische beleid gebruikelijk zijn: zie paragraaf 2.7.

Een complicerende factor voor de ontwikkeling van een milieudrukindicator van het *distance to target* type voor straling is het feit dat er voor radioactieve stoffen en straling geen emissiedoelstellingen zijn geformuleerd. In het vervolg van dit rapport zal daarom van *referentie-emissies* gesproken worden. De milieudrukindicator MDI_{ij} voor de emissie van radionuclide i door ondernemer of bron of inrichting j ziet er dan als volgt uit:

$$MDI_{ij} = \frac{\text{werkelijke emissie} - \text{referentie-emissie}}{\text{referentie-emissie}}$$

De waarde voor de MDI is 0 indien de werkelijke emissie kleiner of gelijk is aan de referentie-emissie. Anders zouden bij sommeren van de MDI over alle radionucliden of bronnen positieve verschillen tussen werkelijke en referentie-emissies voor een radionuclide of ondernemer kunnen worden gecompenseerd met een negatief verschil voor een ander radionuclide of ondernemer. Bovendien wordt met deze keuze voor het niet toelaten van negatieve waarden voor de MDI_{ij} aangesloten bij de situatie voor prioritaire stoffen.

Er bestaan diverse mogelijkheden voor de referentie-emissie:

- 1 'nul-emissie',
- 2 radionuclide-afhankelijke vrijgavegrenzen voor lozingen,
- 3 vergunde emissies en
- 4 emissies afgeleid van het zogenaamde secundaire niveau.

Nul-emissie

Bij keuze voor de 'nul-emissie' als referentie-emissie is, om delen door nul te voorkomen, de indicator vereenvoudigd tot alleen de werkelijke emissie. Het voordeel is dat er geen discussie over de referentie-emissie meer nodig is: de indicator toont gewoon de geloosde hoeveelheid als functie van de tijd. Nadeel is dat de indicator niet meer dimensieloos is en dat deze geen relatie meer heeft met het doel van het beleid. Het beleid is immers niet gericht op het absoluut tot nul terugbrengen van alle emissies.

Vrijgavegrenzen

Voor lozingen in lucht en water bestaan radionuclide-afhankelijke vergunningsplichtige grenzen. Deze grenzen waren in het 'Besluit stralenbescherming Kernenergiewet' (BsK96) [7] gedefinieerd als enerzijds de activiteitsconcentratie in Bq.m^{-3} in de geloosde lucht ter plaatse van het lozingspunt en anderzijds de totale activiteit in Bq die per inrichting in een jaar in water wordt geloosd. In het 'Besluit stralingsbescherming' (Bs) zijn voor werkzaamheden *vrijgavegrenzen* voor de hoeveelheid in een jaar te lozen activiteit vastgesteld, waarboven de lozing in lucht of water vergunningplichtig is. Deze waarden zijn opgenomen in Tabel 2 van Bijlage 1 van het besluit [5]: overgenomen in Tabel 1. Deze vrijgavewaarden voor lozingen zijn door het ministerie van VROM afgeleid uit de resultaten van RIVM-onderzoek, waarbij een individuele dosis van $10 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ en een collectieve dosis van 1 mensSv.a^{-1} als dosiscriteria zijn gehanteerd [8].

Tabel 1 Vrijgavewaarden voor lozingen in lucht en water van radionucliden ten gevolge van werkzaamheden, uitgedrukt in geloosde radioactiviteit in een kalenderjaar (overgenomen uit [5])

radionuclide	lozing in lucht (GBq.a^{-1})	lozing in water (GBq.a^{-1})
²¹⁰ Pb	10	10
²¹⁰ Po	10	10
²²² Rn	10.000	-
²²³ Ra	-	1.000
²²⁴ Ra	-	1.000
²²⁶ Ra	10	10
²²⁸ Ra	1	100
²²⁷ Ac	10	100
²²⁷ Th	-	1.000
²²⁸ Th	1	1.000
²³⁰ Th	1	100
²³² Th	1	100
²³⁴ Th	-	10.000
²³¹ Pa	0,1	10.000
²³⁴ U	10	1.000
²³⁵ U	10	1.000
²³⁸ U	10	1.000

Voor handelingen zijn vrijgavewaarden voor lozingen vastgesteld: 1 Re_{inh} voor lozing in lucht, 10 Re_{ing} voor lozing op het riool en 0,1 Re_{ing} voor rechtstreekse lozing op het oppervlaktewater [5]. Let wel, nergens is een beleidsdoelstelling geformuleerd om alle emissies onder de vergunningsplichtige grenzen te brengen en ook is er geen doelstelling geformuleerd om het totaal aantal inrichtingen dat vergunningsplichtige grenzen overschrijdt tot een bepaald aantal (bijvoorbeeld nul) terug te dringen.

Vergunde emissies

De derde mogelijkheid is het hanteren van de in de vergunning opgenomen *vergunde emissie* als referentie-emissie. In een vergunning is immers meestal een zin als ‘... lozing in lucht/water mag niet meer bedragen dan ...’ opgenomen. Nadeel is dat in dit geval alleen ondernemers met een vergunning in de indicator zijn opgenomen en eventuele (grote, nog onbekende) lozers die nog geen vergunning hebben dus niet. Als bijvoorbeeld door extra beleidsinspanningen dergelijke lozers dan toch een vergunning krijgen, zal de waarde van de indicator (sterk) toenemen. Ofwel, een succesvolle beleidsinspanning kan tot een hogere waarde van de indicator leiden, hoewel een lagere wordt nagestreefd. Bovendien is het in de regel zo dat de vergunde emissie zelden wordt overschreden en dat de emissies van een inrichting waarvoor dit geldt, in de indicator dus niet meetellen.

Emissies afgeleid van het secundaire niveau

Een vierde mogelijkheid is het hanteren van het zogenaamde *secundaire niveau*. In de nota van toelichting van het Besluit stralingsbescherming staat: ‘*Het milieubeleid blijft voor lozingen en externe straling buiten de terreingrens het Secundaire Niveau (SN) hanteren. Dit is een niveau waaronder de invulling van ALARA vanuit de overheid geen prioriteit meer heeft. Tevens blijft de verplichting voor de ondernemer om het ALARA-beginsel in de praktijk door te voeren van kracht. Een en ander heeft tot gevolg dat beneden het SN bij de vergunningsaanvraag geen risicoanalyse meer hoeft te worden bijgesloten. Ook hoeft daaronder niet meer te worden aangetoond dat verdergaande maatregelen economisch en sociaal gezien niet redelijk zijn. Onze Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer geeft in een ministeriële regeling (MR-AGIS) vuistregels om op basis van inkoop, snel en grof, maar conservatief, te bepalen of een emissiesoort (externe straling, waterlozing of luchtlozing), een blootstelling lager dan het SN geeft. Indien dat het geval is, behoeft voor die emissiesoort geen risicoanalyse en nadere optimalisatie te worden uitgevoerd. Voor water- en luchtlozingen is een SN vastgesteld van 1 μSv effectieve dosis in een kalenderjaar en voor externe straling vanuit en direct buiten een locatie 10 μSv effectieve dosis in een kalenderjaar. Voor lozingen is deze dosis lager, omdat daar (veel) meer mensen aan blootstaan dan aan externe straling.*’ Nadeel van hanteren van het secundaire niveau is dat dit eigenlijk een referentiedosis is en geen referentie-emissie. In principe is het wel mogelijk om een emissie te berekenen die leidt tot een individuele effectieve dosis van 1 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$. Dit kan echter alleen per radionuclide en er moeten aannamen worden gedaan voor de lozingsituatie, de verspreidingswegen en de blootstellingspaden.

Van de nucleaire installaties is bekend dat de individuele dosis per jaar als gevolg van lozingen in lucht en water ver beneden de 1 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ bedraagt. Het heeft daarom niet zoveel zin om de waarde van de referentie-emissies voor nucleaire installaties te berekenen. Een lozing die lager is dan de referentie-emissie telt immers in de indicator niet mee.

Voor de procesindustrie zijn er waarden van de referentie-emissies beschikbaar. In het verleden heeft RIVM per radionuclide en voor diverse generieke situaties de lozing berekend die leidt tot een individuele dosis van $1 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ [8]; zie Tabel 2 voor lozing in lucht en Tabel 3 voor lozing in water. De getallen in de kolommen L1a en L1b in Tabel 2 staan tussen haakjes omdat de dosisberekeningen voor de L1-situaties nogal onzeker zijn. Bij de lage lozingshoogten en warmte-inhouden in deze situaties is namelijk de structuur van de directe omgeving rond de bron van grote invloed op de verspreiding en depositie.

Tabel 2 Referentie-emissies afgeleid van het secundaire niveau voor lozing in lucht door een bedrijf uit de procesindustrie (lozing in $\text{GBq} \cdot \text{a}^{-1}$ in lucht per radionuclide en per referentiesituatie die leidt tot een individuele dosis van $1 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$; afgeleid uit [8])

	(L1a)	(L1b)	L2a	L2b	L3a	L3b	L4a	L4b
²¹⁰ Pb	(7,0E-03)	(1,9E-02)	5,8E-02	5,2E-01	1,3E+00	1,2E+01	4,3E+01	7,8E+01
²¹⁰ Po	(8,8E-03)	(2,3E-02)	7,2E-02	6,5E-01	1,6E+00	1,5E+01	5,3E+01	9,2E+01
²²² Rn	(6,5E+00)	(1,9E+01)	5,9E+01	5,4E+02	1,4E+03	1,6E+04	7,4E+04	3,1E+05
²²⁶ Ra	(4,5E-03)	(1,3E-02)	3,8E-02	3,5E-01	8,8E-01	9,7E+00	4,2E+01	1,3E+02
²²⁸ Ra	(2,6E-03)	(7,4E-03)	2,2E-02	2,0E-01	5,2E-01	5,6E+00	2,3E+01	6,5E+01
²²⁷ Ac	(7,9E-05)	(2,2E-04)	6,7E-04	6,2E-03	1,6E-02	1,8E-01	8,3E-01	3,3E+00
²²⁸ Th	(1,1E-03)	(3,1E-03)	9,2E-03	8,5E-02	2,2E-01	2,5E+00	1,1E+01	4,7E+01
²³⁰ Th	(4,3E-04)	(1,2E-03)	3,7E-03	3,4E-02	8,7E-02	9,9E-01	4,6E+00	1,8E+01
²³² Th	(3,9E-04)	(1,1E-03)	3,3E-03	3,1E-02	7,9E-02	9,0E-01	4,1E+00	1,7E+01
²³¹ Pa	(3,1E-04)	(8,7E-04)	2,6E-03	2,4E-02	6,2E-02	7,0E-01	3,2E+00	1,3E+01
²³⁴ U	(4,6E-03)	(1,3E-02)	3,9E-02	3,6E-01	9,2E-01	1,0E+01	4,8E+01	1,9E+02
²³⁵ U	(4,9E-03)	(1,4E-02)	4,1E-02	3,8E-01	9,6E-01	1,1E+01	4,9E+01	1,7E+02
²³⁸ U	(5,4E-03)	(1,5E-02)	4,6E-02	4,2E-01	1,1E+00	1,2E+01	5,6E+01	2,2E+02

referentiesituatie	lozingshoogte (m)	warmte-inhoud (MW)	AMAD-verdeling
grond L1a	2	0	grof
grond L1b	2	0,1	grof
laag L2a	10	0,1	midden
laag L2b	10	1	midden
midden L3a	30	1	midden
midden L3b	30	10	midden
hoog L4a	150	10	fijn
hoog L4b	150	100	fijn

Ook voor lozingen door radionuclidenlaboratoria zijn referentie-emissies voorhanden (Tabel 3). Voor lozingen in lucht is een lozingshoogte van 5 m en een warmte-inhoud van 0 W aangenomen [9]. Het lozingsdebiet is geacht $800 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ te bedragen, uitgaande van de aanname dat de inhoud van een laboratoriumruimte van 100 m^3 acht maal per uur wordt verversd. Voor lozingen in water is aangenomen dat er altijd wordt geloosd op het openbare riool dat via een openbare rioolwaterzuiveringsinstallatie afwatert op een rivier met afvoer naar zee.

Tabel 4 bevat de referentie-emissies die RIVM heeft berekend voor een reeks radionucliden die door radionuclidenlaboratoria in medische instellingen, industriële onderzoeksinstellingen en onderwijsinstellingen worden toegepast.

Concluderend wordt hier gesteld dat met de waarden voor de referentie-emissies in deze tabellen het in principe mogelijk is om de milieudrukindicator uit te rekenen, hoewel er geen directe emissiedoelstellingen bestaan.

Tabel 3 *Referentie-emissies afgeleid van het secundaire niveau voor lozing in water door een bedrijf uit de procesindustrie (lozing in GBq.a⁻¹ in water per radionuclide en per referentiesituatie die leidt tot een individuele dosis van 1 µSv.a⁻¹; afgeleid uit [8])*

	W1	W2	W3	W4
²¹⁰ Pb	8,0	5,0	5,1	5,0
²¹⁰ Po	8,2	5,1	110	5,1
²²³ Ra	170	160	1500	690
²²⁴ Ra	270	250	7100	1100
²²⁶ Ra	17	16	16	16
²²⁸ Ra	26	23	17	81
²²⁷ Ac	4,8	2,2	20	140
²²⁷ Th	740	620	1400	620
²²⁸ Th	520	440	190	440
²³⁰ Th	290	240	56	240
²³² Th	72	60	51	60
²³⁴ Th	19.000	16.000	25.000	16.000
²³¹ Pa	43	27	22	120
²³⁴ U	2300	2300	200	200.000
²³⁵ U	2400	2400	210	210.000
²³⁸ U	2300	2300	220	15.000

referentiesituatie	omschrijving
W1	lozing op een riool afwaterend op een openbare rioolwaterzuiveringsinstallatie, die vervolgens afwatert op een rivier met afvoer naar zee
W2	lozing direct op het oppervlaktewater in de vorm van een rivier, met afvoer naar zee
W3	lozing direct op het oppervlaktewater in de vorm van een meer, met afvoer naar zee
W4	directe lozing op zee of een grote zeearm

Tabel 4 *Referentie-emissies afgeleid van het secundaire niveau voor lozing in lucht en water door een radionuclidenlaboratorium (de lozing per radionuclide die leidt tot een individuele dosis van 1 µSv.a⁻¹; afgeleid uit [9])*

radionuclide	lozing in lucht (GBq.a ⁻¹)	lozing in water (GBq.a ⁻¹)
³ H	4,0E+01	1,1E+05
¹⁴ C	1,8E+00	2,6E+03
³² P	2,9E+00	1,0E+03
³⁵ S	5,6E+00	2,8E+03
⁴⁵ Ca	2,9E+00	1,5E+04
⁵¹ Cr	5,6E+01	2,7E+06
⁵⁷ Co	1,4E+00	1,1E+05
⁶⁷ Ga	3,1E+01	1,6E+05
⁸¹ Rb	1,3E+02	1,3E+08
⁸⁹ Sr	1,2E+00	3,8E+04
⁹⁰ Y	6,7E+00	7,7E+04
⁹⁹ Mo	9,1E+00	3,4E+05
^{99m} Tc	3,3E+02	9,1E+07
¹¹¹ In	2,3E+01	1,4E+05
¹²³ I	5,6E+01	2,0E+06
¹²⁵ I	1,6E+00	7,7E+03
¹³¹ I	1,0E+00	5,6E+03
²⁰¹ Tl	1,1E+02	3,6E+05
²¹⁰ Po	2,4E-03	9,1E+00
²³⁸ U	1,3E-03	2,3E+03
²⁴¹ Am	1,1E-04	1,9E+02

2.5 Milieukwaliteitsindicator straling (MKI)

De basisinformatie voor de MKI bestaat in de systematiek van de milieubeleidsindicatoren voor prioritaire stoffen uit de monitoringsresultaten van een stof in een milieucompartiment, ook weer gerelateerd aan de daarvoor geformuleerde doelstellingen [2, 4]. Het meten van concentraties van radioactieve stoffen en van straling in het milieu gebeurt in Nederland echter slechts beperkt. De metingen in het milieu na de bovengrondse kernwapenproeven in de jaren zestig en na het ongeval met de kerncentrale van Tsjernobyl in 1986 zijn inmiddels teruggebracht tot metingen van de volgende set [10]:

- de activiteitsconcentratie in luchtstof en depositie in Bilthoven,
- het omgevingsdosisequivalenttempo op meer dan 100 meetlocaties verspreid over het hele land (Nationaal Meetnet Radioactiviteit),
- de activiteitsconcentratie in oppervlaktewater, in zwevend stof in oppervlaktewater en in zeewater, en
- de activiteitsconcentratie in drinkwater

Het programma voor monitoring van de activiteitsconcentratie in melk is in 1997 gestaakt. De activiteitsconcentratie in voedsel wordt alleen gemeten als er een vermoeden bestaat dat het een meer dan normale activiteitsconcentratie bevat.

Op enkele uitzonderingen na zijn er voor de activiteitsconcentraties in de milieucompartimenten geen beleidsdoelstellingen beschikbaar. Het voorstel is dan ook om geen algemene milieukwaliteitsindicator voor radioactieve stoffen en straling te ontwikkelen. Voor de uitzonderingen is een dergelijke indicator wellicht wel mogelijk. In de volgende paragrafen worden drie situaties nader beschouwd: radioactieve stoffen in oppervlaktewater in het algemeen en in baggerspecie uit het Rijnmondgebied in het bijzonder en radon en externe straling in woningen.

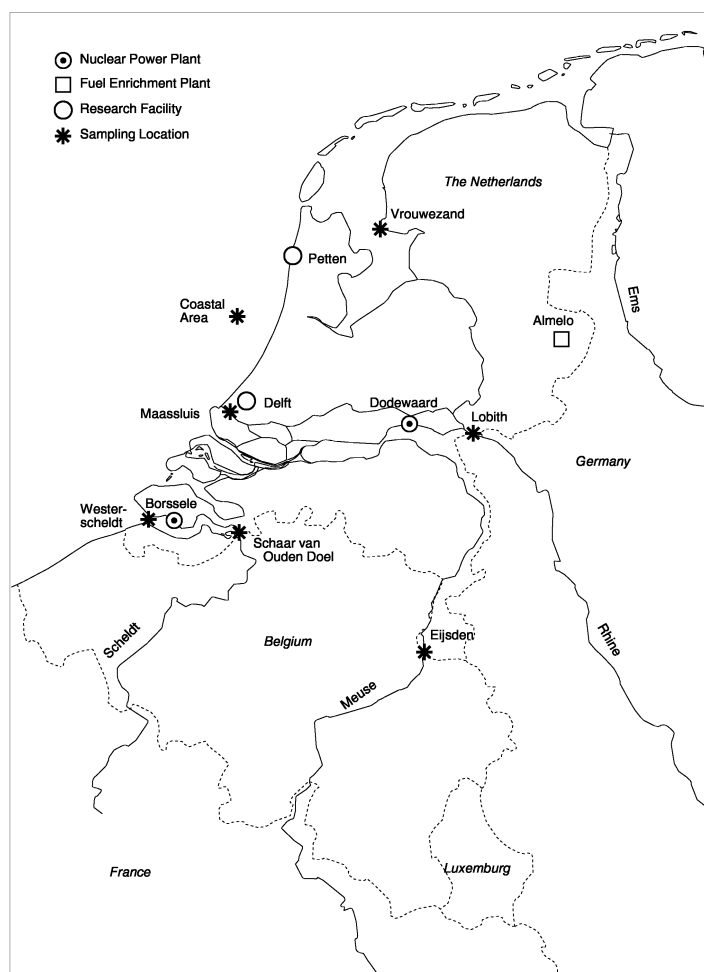
De constructie van de MKI zou dan analoog aan die voor de MDI als volgt worden:

$$\text{MKI} = \frac{\text{werkelijke concentratie} - \text{referentieconcentratie}}{\text{referentieconcentratie}}$$

De referentieconcentratie is dan een nader omschreven concentratie.

2.5.1 Radioactieve stoffen in oppervlaktewater

Het landelijke monitoringprogramma van RIZA (Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling) en RIKZ (Rijksinstituut voor Kust en Zee) bestaat uit metingen aan monsters oppervlaktewater en zwevend stof. De bemonsteringsfrequentie varieert van jaar tot jaar per radionuclide en per bemonsteringslocatie (zie Figuur 2).



Figuur 2 Ligging van de nucleaire installaties en van de locaties voor bemonstering van oppervlaktewater in het kader van het landelijke monitoringprogramma (bron: RIVM; gebaseerd op gegevens van RIZA en RIKZ [11]).

In 1998 bedroeg de bemonsteringsfrequenties per bemonsteringslocatie voor het meten van alfa-, rest bèta- en tritium-activiteitsconcentraties 6 à 12 maal per jaar, afhankelijk van de bemonsteringslocatie en het gemeten radionuclide of de groep radionucliden [12, 13].

In de Vierde Nota Waterhuishouding zijn streefwaarden voor radioactieve stoffen in oppervlaktewater en zwevend stof vastgelegd: zie Tabel 5 [14]. Deze streefwaarden geven het kwaliteitsniveau dat op lange(re) termijn, zo mogelijk voor 2010, moet worden bereikt [15]. Het is niet geheel duidelijk of bij de toetsing aan de streefwaarde de mediane of de 90-percentiel waarde van de metingen moet worden gebruikt: in referentie [13] worden mediane waarden gehanteerd en in bijlage 19 ‘Standaardisatie en toetsing van gehalten bij monitoring zoute wateren’ van referentie [15] staat vermeld dat ‘voor de toetsing van radioactiviteit het 90-percentiel wordt gebruikt’ (p. 175). De streefwaarde zou dan de rol van referentieconcentratie moeten gaan vervullen.

Tabel 5 *Achtergrondconcentraties in de Noordzee en landelijke streefwaarden voor radioactieve stoffen in oppervlaktewater en zwevend slib [14]*

radioactieve stoffen	oppervlaktewater		zwevend slib	
	achtergrond-concentratie Noordzee (Bq.m ⁻³)	landelijke streefwaarde (Bq.m ⁻³)	achtergrond-concentratie Noordzee (Bq.kg ⁻¹)	landelijke streefwaarde (Bq.kg ⁻¹)
totaal alfa	500	100	-	-
rest beta	300	200	-	-
³ H	10.000	10.000	-	-
²²⁶ Ra	5	5	-	-
⁹⁰ Sr	15	10	-	-
¹³⁷ Cs	20	-	-	40
²¹⁰ Pb	-	-	100	100
²¹⁰ Po	-	-	100	100
⁵⁸ Co	-	-	10	10
⁶⁰ Co	-	-	10	10
¹³¹ I	-	-	-	20
overige gamma-stralers	-	-	< 2	2

2.5.2 Radioactieve stoffen in baggerspecie

RIVM meet sinds 1994 de activiteitsconcentratie ²²⁶Ra in monsters baggerspecie die door Rijkswaterstaat op diverse plaatsen in het Rijnmondgebied worden genomen [16]. De twee fosforzuurfabrieken aan de Nieuwe Waterweg hebben in 2000 de lozingen van gips op het oppervlaktewater definitief gestaakt. In dit gips bevinden zich verhoogde activiteitsconcentraties van radioactieve stoffen die van nature in het uitgangsmateriaal voorkomen. Er is geen beleidsdoelstelling voor de activiteitsconcentratie ²²⁶Ra in baggerspecie. De productkwaliteitsnormen voor baggerspecie hebben betrekking op het verspreiden, het toepassen en het storten van baggerspecie en zijn daarom niet als beleidsdoelstelling te gebruiken [15]. Een alternatief zou de streefwaarde voor zwevend stof kunnen zijn, maar volgens Tabel 5 is er geen streefwaarde voor ²²⁶Ra in zwevend stof gedefinieerd noch een achtergrondconcentratie in de Noordzee. Als referentieconcentratie zou de *gemeten* concentratie aan de riviermonding kunnen worden gebruikt.

2.5.3 Radon en externe straling in woningen

Radon, een radioactief edelgas, ontstaat uit radium dat van nature voorkomt in de bodem en in bouwmaterialen. Het kan vrijkomen en zich binnenshuis ophopen. In woningen gebouwd na 1980 is de radonconcentratie gemiddeld 50% hoger dan in woningen gebouwd vóór 1970 [17]. Deze stijging is voor een belangrijk deel toe te schrijven aan de toegenomen luchtdichtheid van de woningen. Naast de dosis als gevolg van inademen van radon en bijbehorende vervalproducten is er de dosis als gevolg van blootstelling aan externe straling rechtstreeks afkomstig van radioactieve stoffen die van nature in bouwmaterialen voorkomen.

Voor radon en externe straling in woningen bestaat geen directe milieukwaliteitsdoelstelling. Momenteel wordt een stralingsprestatienorm (SPN) ontwikkeld en er zal een stralingsprestatie-eis (SPE) worden geformuleerd. De SPN richt zich op de stralingsprestatie van nieuw te bouwen woningen. De stralingsprestatie is samengesteld uit de dosis die het gevolg is van radon in de lucht binnenshuis en de dosis als gevolg van externe straling van bouwmaterialen. De stralingsprestatie-eis zal een maximum stellen aan de stralingsprestatie van een nieuw te bouwen woning.

De stralingsprestatie van een woning is een dosis die bij verblijf van 24 uur in de woning zou worden ontvangen, maar die niet werkelijk door een mens wordt ontvangen. Deze grootte kan als een maat voor de 'milieukwaliteit' van de woning gezien worden. Mede hierom wordt voor radon en externe straling van bouwmaterialen uitsluitend een milieukwaliteitsindicator voorgesteld en geen milieudruk- en milieueffectindicator.

Een milieukwaliteitsindicator voor radon en externe straling van bouwmaterialen zou het effect van de SPN op de stralingsprestatie van nieuw te bouwen woningen en op termijn ook de stralingsprestatie van het gehele woningenbestand in Nederland in beeld moeten brengen. De stralingsprestatie-eis zou dan de rol van beleidsdoelstelling of referentieniveau of streefwaarde kunnen vervullen. De milieukwaliteitsindicator zou het resultaat zijn van de toetsing van de stralingsprestatie van een woning aan de stralingsprestatie-eis voor elke woning in Nederland volgens de volgende formule:

$$\text{MKI} = \frac{\text{stralingsprestatie} - \text{stralingsprestatie-eis}}{\text{stralingsprestatie-eis}}$$

Vervolgens moet er nog een keuze worden gemaakt hoe de toetsingsresultaten van alle woningen tot één getal worden geaggregeerd. Bijvoorbeeld het gemiddelde over alle woningen óf de maximaal voorkomende waarde óf het 90-percentiel.

Een andere, meer eenvoudige mogelijkheid voor een milieukwaliteitsindicator is, los van de SPN, de gemiddelde radonconcentratie in Nederlandse woningen ten opzichte van een referentieconcentratie, bijvoorbeeld de gemiddelde radonconcentratie in 1970 (zie verder paragraaf 3.8).

2.6 Milieueffectindicator straling (MEI)

In het milieubeleid is ervoor gekozen om in de bescherming tegen de effecten van blootstelling aan radioactieve stoffen en straling via het milieu de individuele mens centraal te stellen. In het milieubeleid wordt aangenomen dat daarmee tevens afdoende bescherming wordt geboden aan planten, dieren en ecosystemen. De milieueffectindicator moet daarom de werkelijke omvang van de effecten op de gezondheid van de mens weergeven.

De individuele dosis die het gevolg is van de handelingen en werkzaamheden met radioactieve stoffen en straling door een ondernemer, is een maat voor de mogelijke gevolgen voor de gezondheid van de mens. Deze dosis kan met behulp van een risicofactor worden omgerekend naar de kans op overlijden per jaar. Meestal wordt een sterfterisicofactor van 2,5 of 5% per Sv gehanteerd. Dit betekent dat als 1000 personen in een bepaald jaar elk aan een dosis van 1 Sv worden blootgesteld, er in totaal 25 tot 50 personen in deze groep personen als gevolg van deze blootstelling zullen overlijden. De (hoogst voorkomende) individuele dosis die bij vergunningverlening een belangrijke rol speelt, is een goede indicator voor het mogelijke effect op de gezondheid van een individu. Voor het weergeven van het effect op de populatie als geheel is het nodig om de ontvangen dosis te sommeren over de totale groep van blootgestelde personen. De populatie-gemiddelde dosis is daarom meer geschikt als milieueffectindicator.

Voor de populatie-gemiddelde dosis bestaat net als voor de emissies geen beleidsdoelstelling. Deze dosis speelt indirect wel een rol in de afwegingen in het kader van het ALARA-principe, maar er is geen getalswaarde aan verbonden. Wel is in Euratom-richtlijn 96/29 in verband met

het vrijstellen van handeling een dosiscriterium genoemd van 1 mentsievert per 'jaar lang verrichten van de handeling'. Daarom wordt hier voorgesteld om in de milieueffectindicator een referentiedosis te hanteren afgeleid van een collectieve dosis van 1 mentsievert per jaar. De indicator wordt dan, analoog aan de milieudrukindicator:

$$\text{MEI} = \frac{\text{populatie-gemiddelde dosis} - \text{referentiedosis}}{\text{referentiedosis}}$$

De waarde voor de MEI is, net als bij de MDI, 0 indien de populatie-gemiddelde dosis kleiner of gelijk is aan de referentiedosis.

2.7 Aggregatie en keuze van radionucliden, bronnen en meetlocaties

In de voorgaande paragrafen is de indicator telkens gedefinieerd voor één radionuclide geloosd door één bron of inrichting of voor het meten van één radionuclide op één meetlocatie. De vraagstelling is er echter op gericht om de feitelijke toestand in één getal samen te vatten (zie paragraaf 1.2). De detailresultaten moeten dus op een of andere manier worden geaggregeerd. In de komende drie paragrafen wordt per te aggregeren onderdeel ingegaan op twee vragen, namelijk welke radionucliden, bronnen en meetlocaties wel en niet in rekening worden gebracht en vervolgens hoe deze tot uiteindelijk één getal kunnen worden gecombineerd.

2.7.1 Radionucliden

In theorie moeten alle relevante radionucliden worden meegenomen. Omdat het beleid zich richt op het beperken van stralingsbelasting, is een radionuclide alleen relevant als deze substantieel aan de uiteindelijke dosis bijdraagt: bijvoorbeeld ten minste 5% van de totale dosis. In de praktijk gaat het meestal om een beperkt aantal radionucliden. Bij de meeste handelingen en werkzaamheden is tevens bekend welke radionucliden het meest relevant zijn.

Er zijn diverse mogelijkheden om twee radionucliden met elkaar te 'combineren'. Hier worden drie grootheden onderscheiden:

- de geloosde activiteit van een radionuclide, in Bq,
- de activiteitsconcentratie, in Bq.m⁻³ (in lucht of water) of Bq.kg⁻¹ (in vaste stof) en
- de dosis als gevolg van de geloosde activiteit, in Sv.a⁻¹ (individuele dosis) of mensSv.a⁻¹ (collectieve dosis).

Een inrichting loost meestal meer dan één radionuclide. Bij vergunningverlening is soms per radionuclide apart een grens gesteld aan het aantal Bq dat per jaar mag worden geloosd. Meestal is deze grens echter gesteld aan een groep radionucliden (bijvoorbeeld alle gammastralers of edelgassen) of zelfs aan de totale lozing in een jaar. Volgens het 'Besluit stralenbescherming Kernenergiewet' lag de vergunningsplichtige grens voor lozing in lucht door een radionuclidenlaboratorium bij 0,05 Bq.m⁻³ voor α-stralers. Deze grens geldt voor de som van de activiteiten van alle α-stralers. In het 'Besluit stralingsbescherming' worden vergunningsplichtige grenzen alleen nog gedefinieerd als totaal in een jaar geloosde activiteit en wel uitgedrukt in radiotoxiciteitsequivalenten (zogenaamde Re's). Een Re van een bepaald radionuclide is daarbij die activiteit (aantal Bq) die bij totale inname leidt tot een dosis van

één Sv. Het aantal Bq dat in één Re past is dus voor elk radionuclide weer anders. Bovendien hangt dit samen met de innameroute: inhalatie van een radionuclide in de lucht of ingestie van in radionuclide in water of voedsel. Optellen van het aantal Re's van twee radionucliden zegt meer over de *potentiële* gevolgen van het mengsel dan het eenvoudigweg optellen van het aantal Bq van deze twee radionucliden.

Voor het combineren van activiteitsconcentraties wordt verwezen naar paragraaf 2.7.3.

De doses als gevolg van de ingenomen activiteit van twee radionucliden zijn eenvoudigweg te sommeren. In de modellen of dosiscoëfficiënten waarmee deze doses worden berekend, zijn de verschillen in gevolgen van de twee radionucliden reeds verdisconteerd.

2.7.2 Bronnen

In theorie moeten net als bij de radionucliden alle relevante inrichtingen in de indicator worden meegenomen. Ook hier geldt weer dat een inrichting alleen relevant is als deze een substantiële dosis tot gevolg heeft.

In het Beleidsmonitoringsysteem straling worden de volgende categorieën ondernemers onderscheiden:

- 1 nucleaire installaties;
- 2 procesindustrie;
- 3 medische instellingen: academische ziekenhuizen; algemene ziekenhuizen; categorale ziekenhuizen, waartoe onder andere de therapeutische instellingen en kankerinstututen behoren; overige medische instellingen, waartoe onder andere tandartsen, GGD'en, bloedbanken, particuliere praktijken, privé-klinieken en dergelijke behoren;
- 4 NDO-bedrijven: NDO staat voor 'niet-destructief onderzoek' waarbij straling wordt toegepast;
- 5 industriële instellingen (excl. procesindustrie): grote industriële onderzoeksinstellingen, maar ook bedrijven die radioactieve bronnen toepassingen in de meet- en regeltechniek;
- 6 onderwijsinstellingen: universitaire instellingen, HBO-instellingen en overige onderwijsinstellingen;
- 7 overige ondernemers (tot deze categorie behoren tevens producenten van en handelaren in gebruiksartikelen waaraan radioactieve stoffen zijn toegevoegd, zoals gloeikousjes, lasstaven en ionisatierookmelders).

De bronnen 'kosmische straling', 'van nature in het menselijk lichaam aanwezige radionucliden' en 'terrestrische straling' vallen buiten de reikwijdte van dit rapport. Het rapport beperkt zich immers tot de 'door menselijk handelen verhoogde stralingsbelasting'.

Hoewel buitenlandse lozingen van radioactieve stoffen via lucht en oppervlaktewater uiteindelijk in Nederland een dosis veroorzaken, ontbreken vrijwel altijd de nodige gegevens om deze bijdrage te schatten. Tezamen met het ontbreken van concrete doelstellingen, of mogelijkheden daartoe, die zijn gericht op het terugdringen van deze emissies is dit voldoende reden om het buitenland als bron buiten de indicator te laten.

Bij de MDI gaat het om de totale 'druk' op het milieu. Het eenvoudig optellen van de lozingen in lucht, uitgedrukt in Re-inhalatie, van twee inrichtingen geeft een voldoende indicatie van deze druk, ook al bevinden zich deze twee inrichtingen op grote afstand van elkaar. Idem voor lozingen in water, uitgedrukt in Re-ingestie. Het beleid maakt onderscheid

tussen lozingen in lucht en water als het gaat om het aantal maximaal te lozen Re's. Het optellen van lozingen in lucht bij lozingen in water zou daarom achterwege moeten worden gelaten.

Bij de MEI is het niet mogelijk om de individuele doses van twee inrichtingen zonder meer bij elkaar te tellen. Het zijn immers over het algemeen twee verschillende individuen die de dosis van de twee inrichtingen ontvangen. Voor de collectieve dosis is optellen wel mogelijk.

2.7.3 Meetlocaties

Bij het berekenen van de MKI voor radioactieve stoffen in oppervlaktewater en zwevend stof en voor ^{226}Ra in baggerspecie zijn het niet de *bronnen* die moeten worden geaggregeerd, maar de *meetlocaties* waar de metingen zijn gedaan of de monsters zijn genomen. De $\text{MKI}_{i,k}$ wordt voor een beperkt aantal nog te kiezen meetlocaties (k) en voor de radionucliden (i) die aldaar zijn gemeten berekend. Deze waarden worden ten slotte óf gemiddeld óf de hoogste of de 90-percentiel waarde wordt genomen. Bij middelen is het resultaat gevoelig voor de beschikbare gegevens. Het kan namelijk gebeuren dat een meetgegeven van een bepaalde meetlocatie in een bepaald jaar ontbreekt. Ook wijzigingen in het monitoringprogramma, zoals het niet langer op een bepaalde meetlocatie meten of bemonsteren of het extra gaan meten van een bepaald radionuclide hebben dan gevolgen voor de indicator. Minder meten leidt dan automatisch tot een dalende indicator. Deze nadelen spelen minder als de hoogste of de 90-percentiel waarde uit de set van $\text{MKI}_{i,k}$ -waarden wordt genomen. Echter, maximale waarden zijn weer gevoelig voor meeton nauwkeurigheden en toevallige en weinig voorkomende gebeurtenissen.

3 De rekenwijze in de praktijk

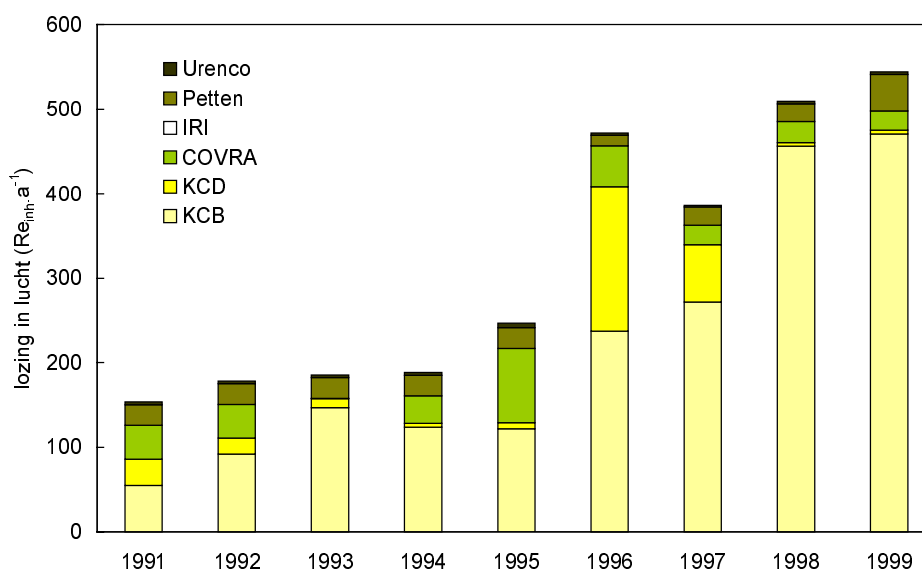
3.1 Inleiding

Van de categorieën bronnen die in paragraaf 2.7.2 zijn genoemd, zijn nog niet alle gegevens beschikbaar. In de jaren 2000 en 2001 zijn door LSO voor diverse categorieën emissiegegevens verzameld die voor het berekenen van de MDI kunnen worden gebruikt. Het proberen van de rekenwijze in de praktijk blijft hier beperkt tot die categorieën waarover wel voldoende bekend is. Deze omvatten de lozingen in lucht en water door de nucleaire installaties en de belangrijkste procesindustrieën. Van de andere categorieën bronnen worden wel enkele overwegingen gegeven. De MKI is in dit hoofdstuk verder uitgewerkt voor radioactieve stoffen in oppervlaktewater en zwevend stof, voor radium in baggerspecie en voor radon en externe straling in woningen. De MEI is alleen uitgewerkt voor de nucleaire installaties en enkele procesindustrieën.

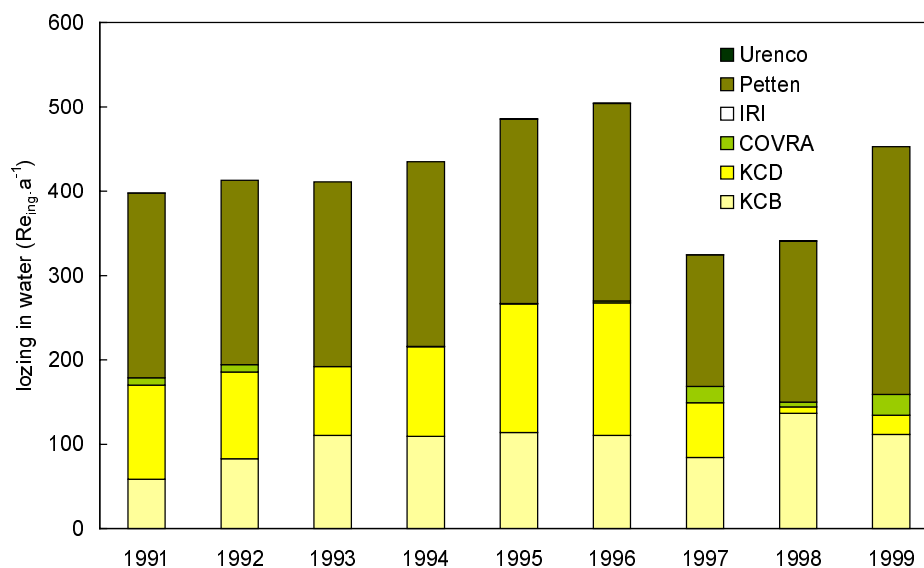
3.2 MDI - nucleaire installaties

In Nederland bevinden zich zes nucleaire installaties: twee kerncentrales, waarvan er één inmiddels buiten bedrijf is gesteld, twee locaties met onderzoeksreactoren, één verrijkingsfabriek en één semi-permanente opslagplaats voor nucleair afval.

De eerste vraag waarop hier een antwoord wordt gegeven is welke van de vier mogelijkheden voor de referentie-emissie (zie paragraaf 2.4) voor de nucleaire installaties bruikbaar is. Als de nul-emissie als referentie-emissie wordt toegepast én de lozingen in lucht en in water worden uitgedrukt in respectievelijk Re_{inh} (inhalatie) en Re_{ing} (ingestie) én de lozingen over de zes installaties worden gesommeerd dan ziet de MDI voor nucleaire installaties eruit als in Figuur 3 en Figuur 4.

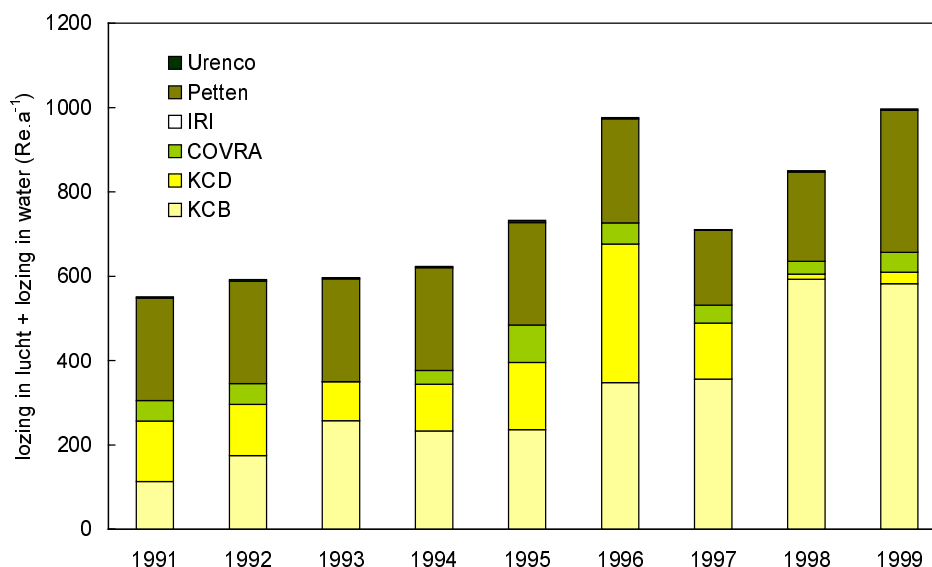


Figuur 3 Lozingen in lucht door de nucleaire installaties (bron: RIVM).



Figuur 4 Lozingen in water door de nucleaire installaties (bron: RIVM).

Hoewel er beleidsmatig anders wordt omgegaan met lozingen in lucht dan met lozingen in water bestaan er geen wetenschappelijke bezwaren tegen het optellen van het aantal Re_{inh} en Re_{ing} . Het resultaat daarvan is weergegeven in Figuur 5. De hoogste totale druk op het milieu als gevolg van reguliere emissies door de nucleaire installaties bedraagt ongeveer 1000 $Re.a^{-1}$.



Figuur 5 De som van de lozingen in lucht en lozingen in water door de nucleaire installaties (bron: RIVM).

De drie andere mogelijkheden voor te hanteren referentieniveaus zijn voor de nucleaire installaties niet bruikbaar of leiden tot een indicator gelijk aan nul:

- 1 voor de radionucliden die door de nucleaire installaties worden geloosd zijn geen vrijgavegrenzen voor lozing gedefinieerd;
- 2 toepassen van vergunde emissies zou leiden tot een indicator gelijk aan nul omdat de vergunde emissies niet worden overschreden; en
- 3 ook het secundaire niveau van $1 \mu Sv.a^{-1}$ wordt niet overschreden (zie paragraaf 3.9 en Figuur 19).

De conclusie is dat de nul-emissie als referentie-emissie voor de nucleaire installaties eigenlijk de enige mogelijkheid is.

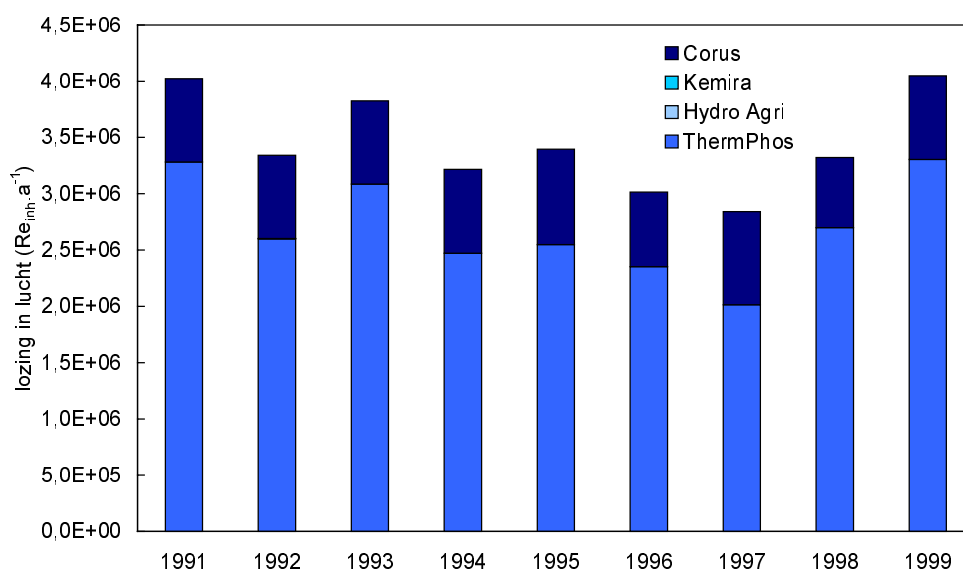
3.3 MDI - procesindustrie

De belangrijkste inrichtingen die tot de hier bedoelde procesindustrie worden gerekend, zijn bedrijven die grote hoeveelheden ertsen als grondstof gebruiken. Deze ertsen bevatten geringe concentraties radioactieve stoffen die van nature in de aardkorst voorkomen en die als gevolg van de aard van het toegepaste proces in geconcentreerde vorm in de afvalstromen belanden. Thermische fosforproductie en productie van ijzer veroorzaken vooral lozingen van radioactieve stoffen in lucht, terwijl het natte proces van de fosforzuurproductie vooral tot lozingen in water leidt. De vier inrichtingen die wat de dosis betreft het meeste bijdragen zijn ThermPhos (fosforproductie), Corus (ijzer- en staalproductie) en Hydro Agri en Kemira (produceren beiden fosforzuur) [6, 18]. Waarschijnlijk draagt ook ENCI (cementproductie) aanzienlijk bij aan de dosis, maar er ontbreken meetgegevens die dit zouden kunnen bevestigen. Andere bedrijven kunnen zo nodig in een later stadium worden toegevoegd.

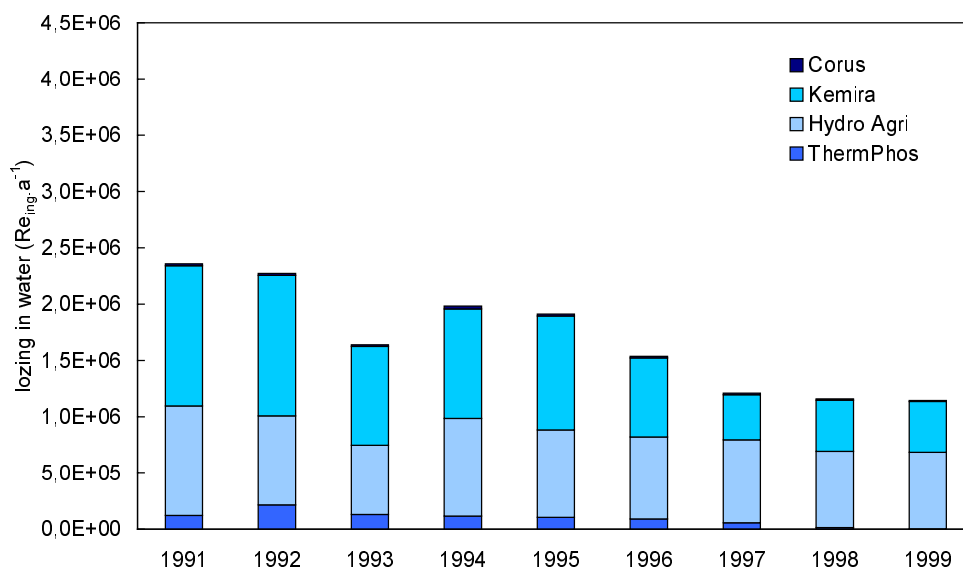
Hier worden voor de vier bedrijven drie mogelijkheden voor de referentie-emissie die in paragraaf 2.4 zijn voorgesteld, nader uitgewerkt: nul-emissie, vrijgavegrenzen voor lozingen, en emissies afgeleid van het secundaire niveau. De vergunde emissie als referentie-emissie is hier niet bruikbaar omdat de vier bedrijven de hun vergunde emissie niet overschrijden.

Nul-emissie

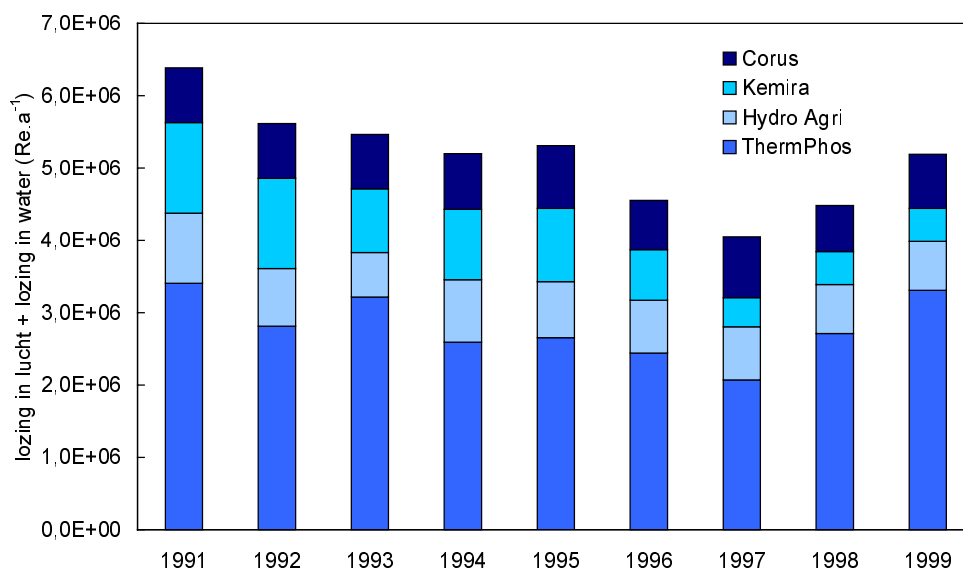
Als de nul-emissie als referentie-emissie wordt toegepast én de lozingen in lucht en in water worden uitgedrukt in respectievelijk Re_{inh} (inhalatie) en Re_{ing} (ingestie) én de lozingen over de vier inrichtingen worden gesommeerd dan ziet de MDI voor nucleaire installaties eruit als in Figuur 6, Figuur 7 en Figuur 8.



Figuur 6 Lozingen in lucht door de procesindustrie (bron: RIVM).



Figuur 7 Lozingen in water door de procesindustrie (bron: RIVM).



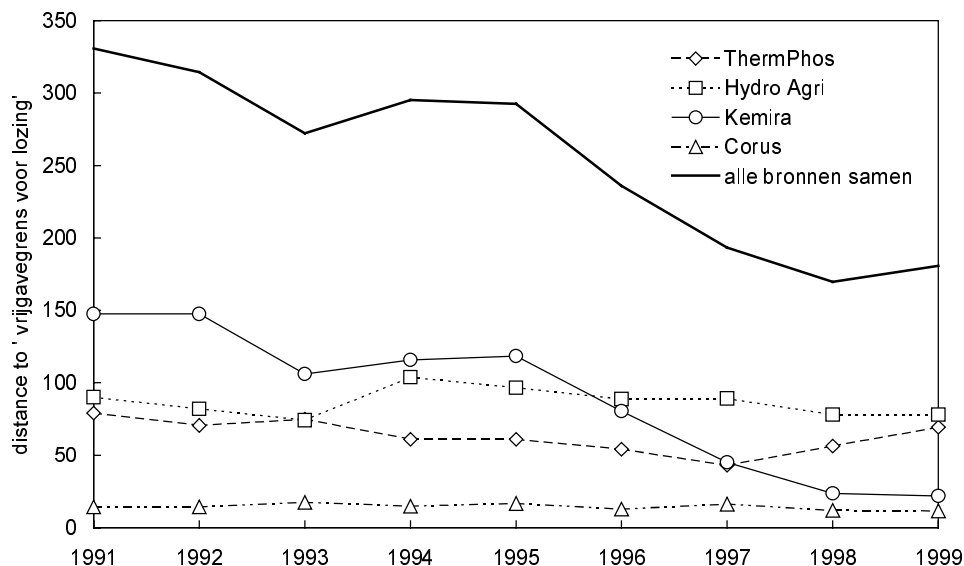
Figuur 8 De som van de lozingen in lucht en lozingen in water door de procesindustrie (bron: RIVM).

Tussen 1990 en 2000 bedroeg de totale druk op het milieu als gevolg van reguliere emissies door de procesindustrie gemiddeld ongeveer $5 \cdot 10^6$ Re.a⁻¹. Ongeveer 60% daarvan werd door één bedrijf bijgedragen. Hoewel de totale druk in 1997 tot ongeveer 60% van de waarde in 1991 was gedaald, bleek deze in 1999 weer tot ongeveer 80% van de waarde in 1991 te zijn gestegen.

Vrijgavegrenzen voor lozingen

Vervolgens zijn de vrijgavegrenzen uit Tabel 1 als referentie-emissie gebruikt om per radionuclide, per milieucompartiment waarnaar wordt geloosd en per inrichting de waarde te bepalen van de MDI volgens de formule in paragraaf 2.4. Deze zijn ten slotte gesommeerd over alle radionucliden en milieucompartimenten. Het resultaat is weergegeven in Figuur 9. In de figuur is ook het totaal van de vier bedrijven weergegeven. De maximale *distance to* 'vrijgavegrens voor lozing' voor deze vier bedrijven is eenvoudig in de figuur af te lezen: tot

en met 1995 had Kemira de 'leiding', van 1996 tot en met 1999 Hydro Agri. Kemira en Hydro Agri zijn in 2000 met lozen gestopt. Als alle bedrijven samen worden genomen dan is de MDI tussen 1991 en 1999 gedaald van 331 naar 181, ofwel 55% van de waarde in 1991. Als de hoogste in een jaar voorkomende *distance* wordt genomen, dan is de MDI tussen 1991 en 1999 gedaald van 148 naar 78, ofwel 53% van de waarde in 1991. Als Kemira en Hydro Agri reeds in 1999 niet meer hadden geloosd, hadden deze twee percentages respectievelijk 24% en 47% bedragen. Op de vraag of de daling aan de invloed van het gevoerde beleid is toe te schrijven, wordt hier niet ingegaan.



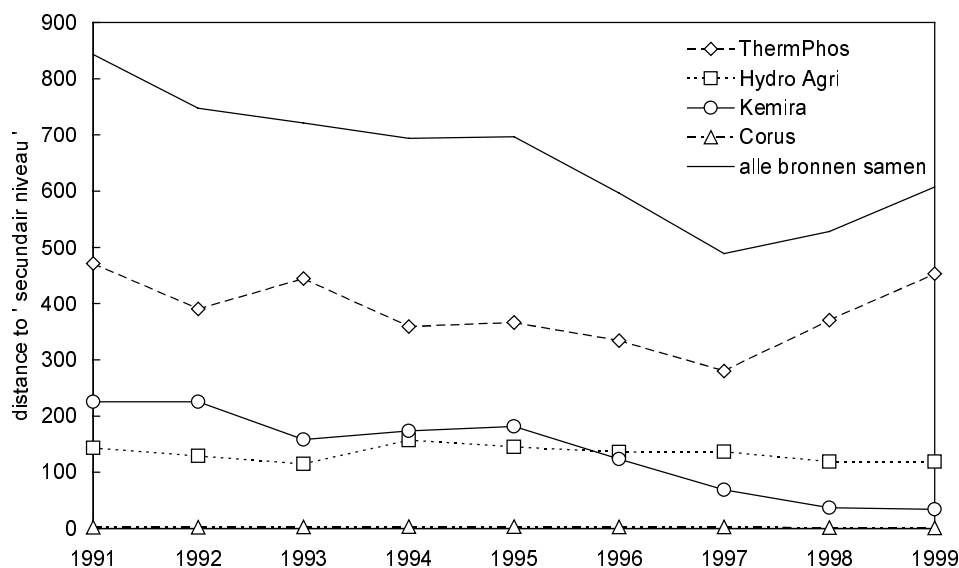
Figuur 9 De MDI voor de procesindustrie als de 'vrijgavegrens voor lozing' als referentie-emissie wordt gehanteerd (bron: RIVM).

Emissies afgeleid van het secundaire niveau

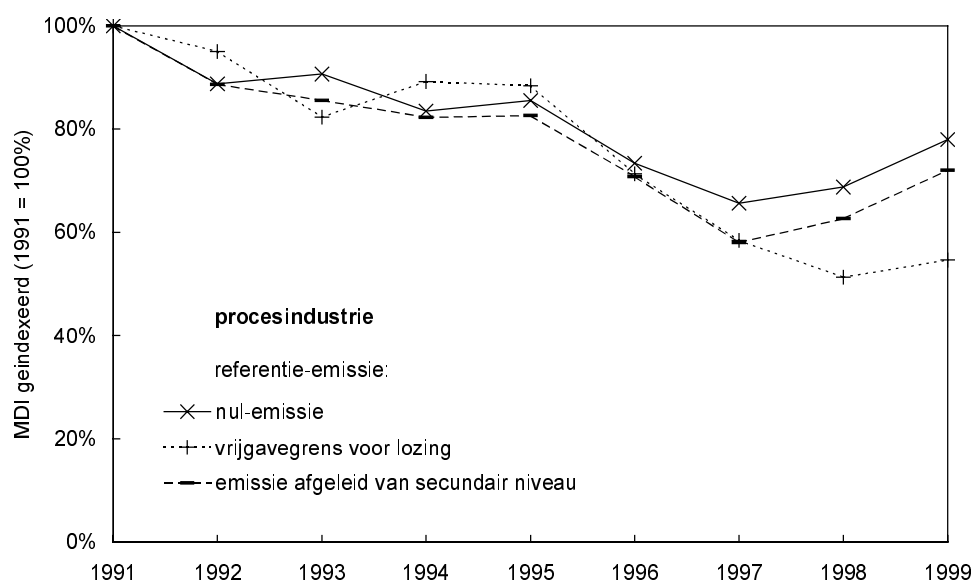
Ten slotte zijn de referentie-emissies uit Tabel 2 en Tabel 3 gebruikt. Per radionuclide, per milieucompartiment waarnaar wordt geloosd en per inrichting is met de formule in paragraaf 2.4 de waarde van de MDI bepaald: zie Figuur 10. ThermPhos blijkt dan in alle jaren de hoogste bijdrage aan de indicator te leveren, terwijl Corus nauwelijks meer meedoet. In 2001 zal ThermPhos nog meer overheersen omdat Kemira en Hydro Agri in 2000 met lozen zijn gestopt.

De drie mogelijkheden voor de referentie-emissie worden in Figuur 11 onderling vergeleken. Daartoe is de MDI geïndexeerd op de waarde in 1991. De drie mogelijkheden geven allemaal een dalende trend en tussen 1991 tot 1997 verschilt de trend nauwelijks. De verschillen zijn het grootst in 1999. Bij het hanteren van de 'vrijgavegrens voor lozing' is de bijdrage van ThermPhos minder overheersend dan bij het hanteren van de 'nul-emissie' en de 'emissie afgeleid van het secundaire niveau'.

Hier wordt geconcludeerd dat een MDI voor de procesindustrie goed mogelijk is. Er moet dan wel nog een definitieve keuze voor de aard van de referentie-emissie worden gemaakt.



Figuur 10 De MDI voor de procesindustrie als de 'emissie afgeleid van het secundaire niveau' als referentie-emissie wordt gehanteerd (bron: RIVM).



Figuur 11 Invloed van de keuze van de referentie-emissie op het relatieve verloop van de MDI voor de procesindustrie (bron: RIVM).

3.4 MDI - andere bronnen van straling

In paragraaf 2.7.2 zijn de andere bronnen/inrichtingen opgesomd die voor de milieubeleidsindicator van belang kunnen zijn.

Er zijn slechts weinig gegevens beschikbaar over lozingen door radionuclidenlaboratoria. Een onderzoek van 80 vergunningen die in de periode van 1996 tot en met 1999 zijn verleend, heeft opgeleverd dat een radionuclidenlaboratorium maximaal $100 \text{ Re}_{\text{inh}} \cdot \text{a}^{-1}$ in lucht en maximaal $500 \text{ Re}_{\text{inh}} \cdot \text{a}^{-1}$ in water mag lozen [19]. In de meeste vergunningen is deze vergunde hoeveelheid zelfs lager dan $10 \text{ Re} \cdot \text{a}^{-1}$. Dan gaat het om wat er volgens de vergunning mag worden geloosd, hetgeen doorgaans wordt berekend uitgaande van de hoeveelheid ingekochte activiteit.

Werkelijke lozingen in water door ziekenhuislaboratoria bevinden zich meestal tussen 0,005 en $1 \text{ Re}_{\text{ing}} \cdot \text{a}^{-1}$, met enkele uitschieters naar boven. Gemiddeld bedraagt de werkelijke lozing door een ziekenhuis naar schatting $0,8 \text{ Re}_{\text{ing}} \cdot \text{a}^{-1}$ [19]. Met hooguit enkele honderden laboratoria gaat het dus om minder dan $200 \text{ Re}_{\text{ing}} \cdot \text{a}^{-1}$. De lozingen in lucht door radionuclidenlaboratoria zijn naar schatting nog lager. Tijdreeksen zijn niet beschikbaar en zijn ook niet eenvoudig beschikbaar te krijgen.

Naast de ziekenhuizen zelf zijn het de patiënten die met radiofarmaca zijn behandeld die als bron optreden. In het kader van een radiotherapeutische behandeling krijgen patiënten ^{131}I toegediend. Deze patiënten nemen na ontslag uit het ziekenhuis een deel van de toegediende activiteit in hun lichaam mee naar huis. De daarna alsnog uitgescheiden activiteit komt in het milieu terecht. Een schatting van de ^{131}I -activiteit die op deze wijze in 1998 in het milieu terecht is gekomen, bedraagt ongeveer $8500 \text{ Re}_{\text{ing}} \cdot \text{a}^{-1}$ [19].

Eén aspect is nog nauwelijks aan de orde geweest, namelijk de ‘druk’ op het milieu in de vorm van directe externe straling afkomstig van toestellen en (bulk)opslagen van grondstoffen, afval en reststoffen. In het beleid worden wel grenzen gesteld aan het externe-stralingsniveau buiten de terreingrens van een locatie, maar een overzicht van werkelijke stralingsniveaus is niet of nauwelijks beschikbaar. In het kader van het eerder genoemde Beleidsmonitoringsysteem straling (BMS) wordt daar wel aan gewerkt. Ook voor externe straling zou een constructie met referentieniveaus mogelijk zijn.

3.5 MDI - alle bronnen van straling tezamen

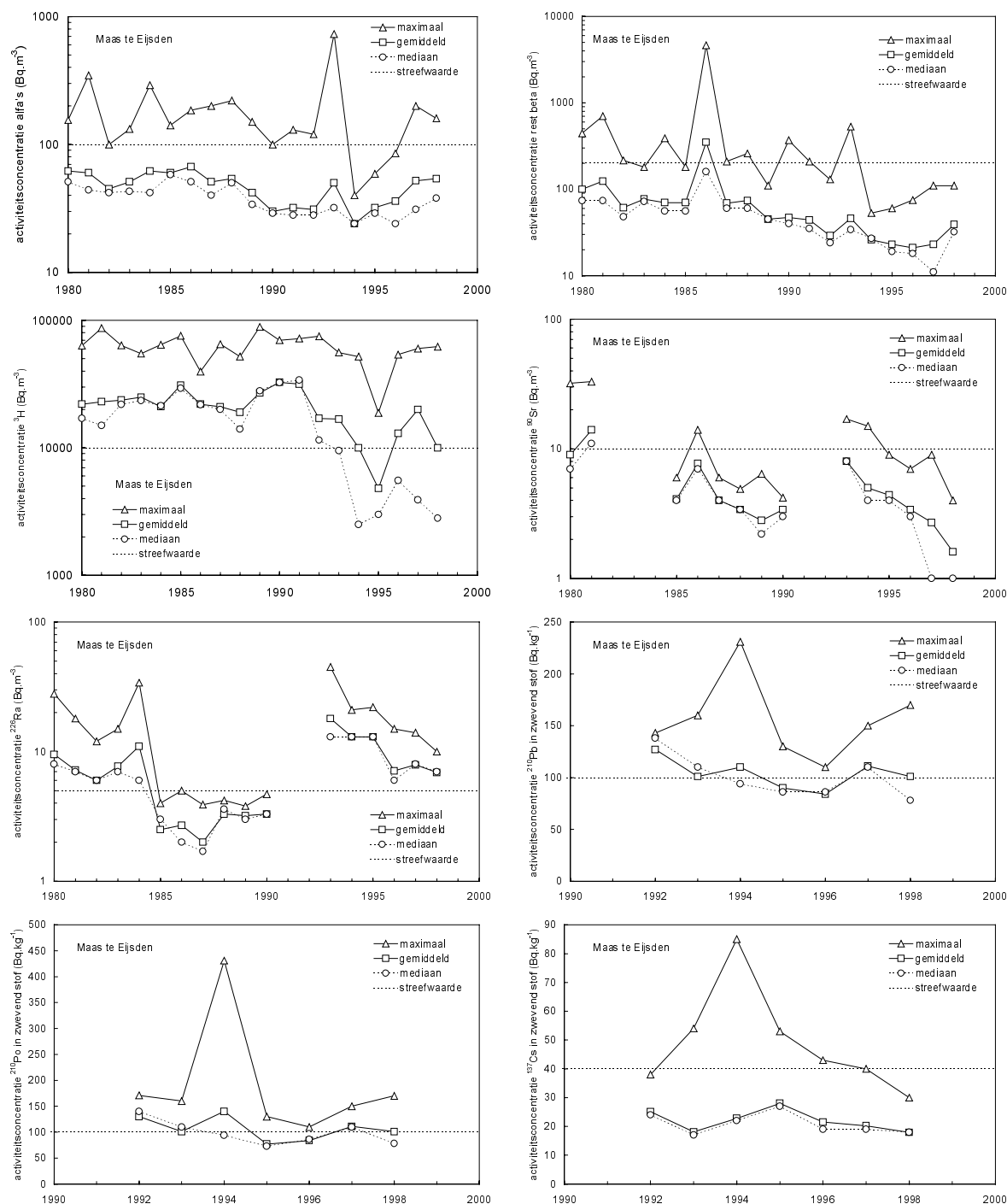
Om een indruk te geven van de onderlinge verschillen in lozingen in lucht en water door de diverse categorieën bronnen/inrichtingen is in Tabel 6 een samenvatting van de jaarlijkse lozingen gegeven. Het is duidelijk dat een tijdreeks van de lozingen gesommeerd over alle categorieën volledig door de lozingen van de procesindustrie zou worden gedomineerd.

Tabel 6 *Typische waarden voor lozingen van radioactieve stoffen in het milieu.*

categorie bronnen/inrichtingen	lozing in lucht ($\text{Re}_{\text{inh}} \cdot \text{a}^{-1}$)	lozing in water ($\text{Re}_{\text{ing}} \cdot \text{a}^{-1}$)	totale lozing ($\text{Re} \cdot \text{a}^{-1}$)
procesindustrie	3.500.000	1.500.000	5.000.000
nucleaire installaties	500	500	1.000
ziekenhuislaboratoria	200	<200	<400
patiënten ^{131}I -therapie	-	8.500	8.500

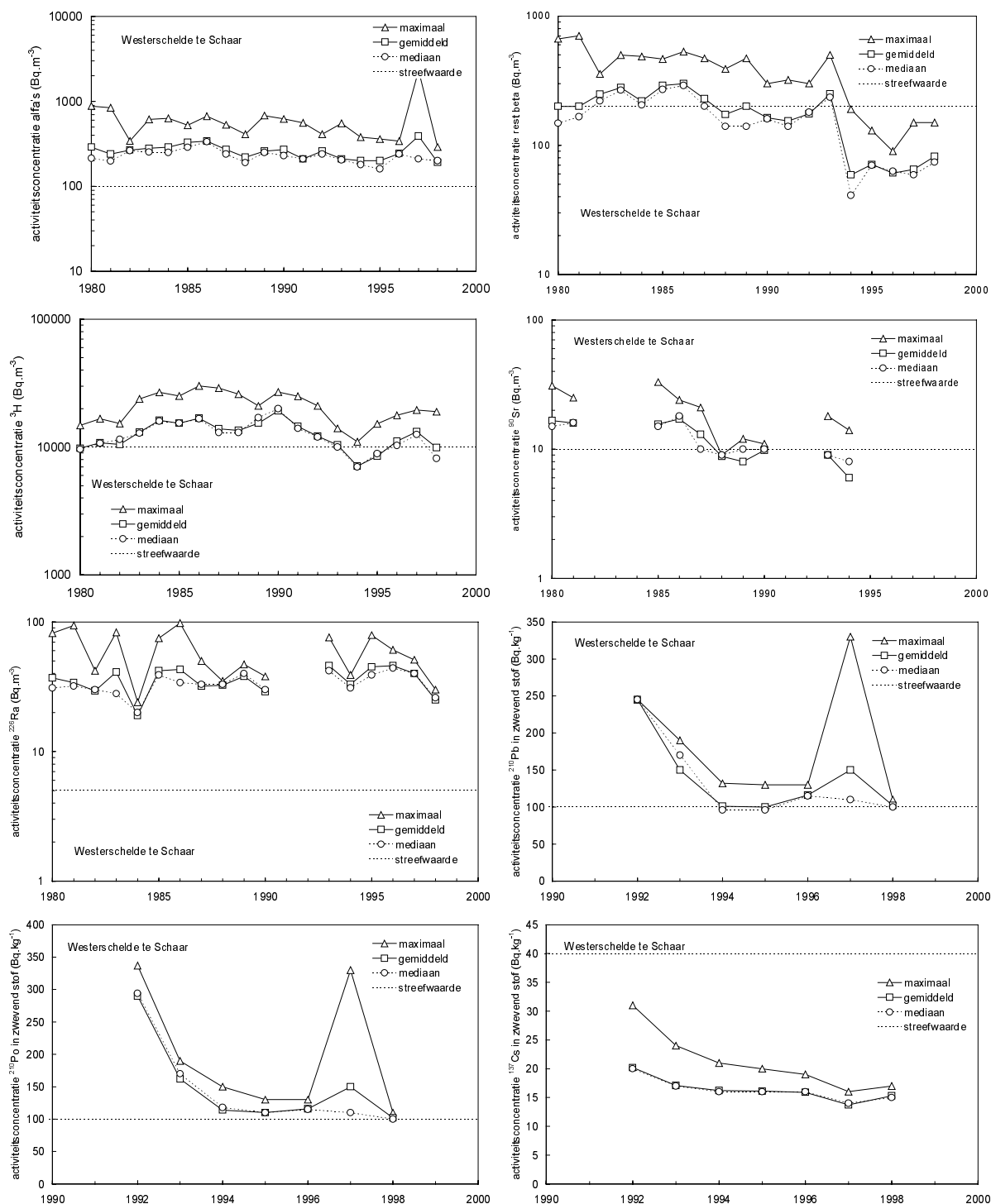
3.6 MKI - radioactieve stoffen in oppervlaktewater

De metingen van de activiteitsconcentratie in oppervlaktewater en zwevend slib worden uitgevoerd door RIZA en RIKZ: zie onder andere de referenties [10], [12] en [13]. Figuur 12 en Figuur 13 tonen een selectie van de resultaten van deze metingen voor de perioden 1980 tot en met 1998 voor oppervlakte water en 1992 tot en met 1998 voor zwevend stof en wel voor de meetlocaties Eijsden (Maas) en Schaar van Ouden Doel (Westerschelde).



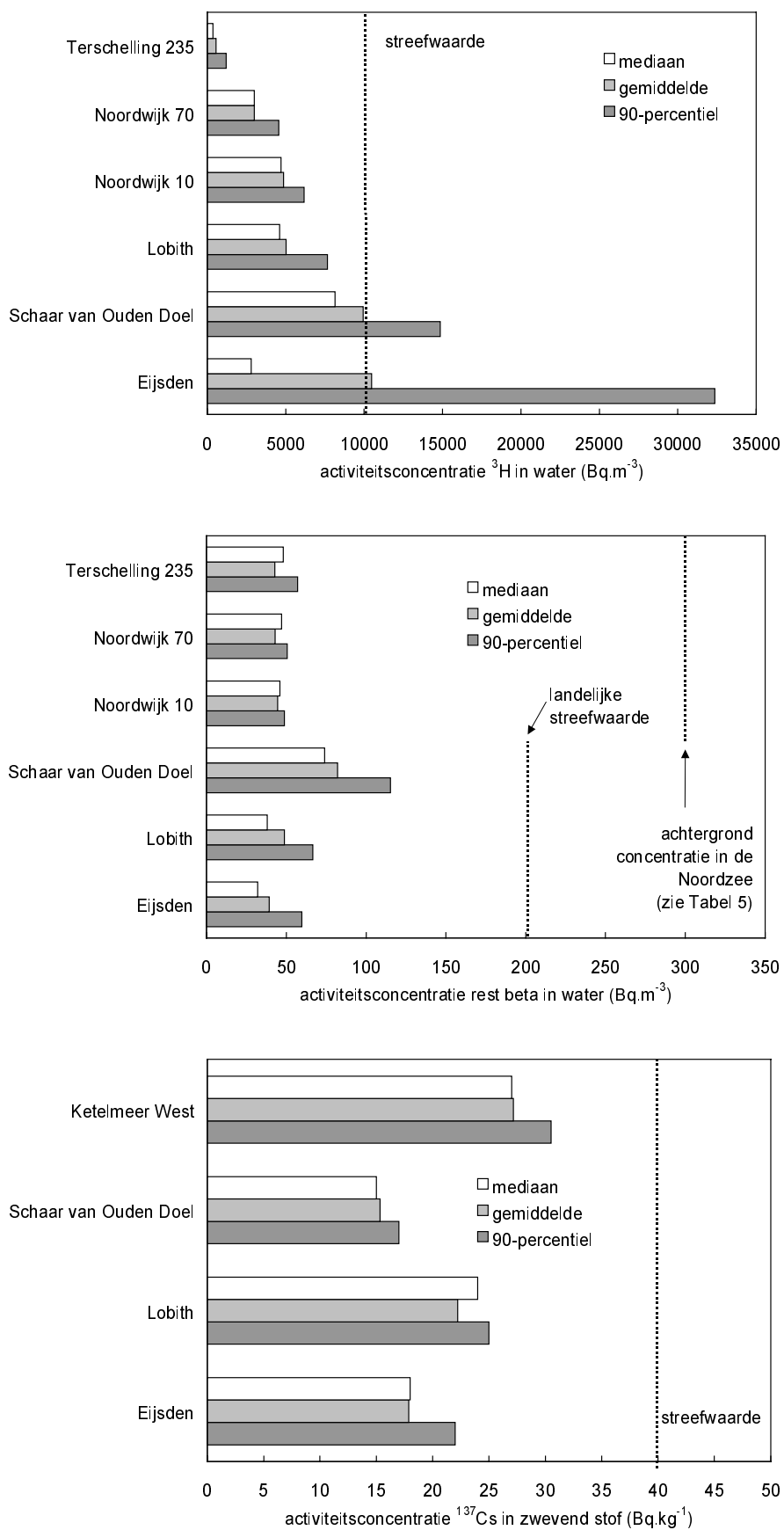
Figuur 12 Activiteitsconcentraties in oppervlaktewater en zwevend stof in de Maas te Eijsden (bron: RIZA en RIKZ, overgenomen uit [12]).

De gemeten activiteitsconcentraties in de Maas te Eijsden kunnen van jaar tot jaar sterk variëren. Dit geldt vooral voor de maximale activiteitsconcentraties, die vrijwel allemaal boven de streefwaarden liggen. Voor sommige jaren en radionucliden zijn er helemaal geen meetgegevens beschikbaar. Bij deze meetgegevens moet men zich wel goed realiseren dat de activiteit uit het buitenland wordt geïmporteerd en dat de mogelijkheden tot beïnvloeding door het Nederlandse milieubeleid bovendien beperkt zijn.



Figuur 13 Activiteitsconcentraties in oppervlaktewater en zwevend slib in de Westerschelde te Schaar van Ouden Doel (bron: RIZA en RIKZ; overgenomen uit [12]).

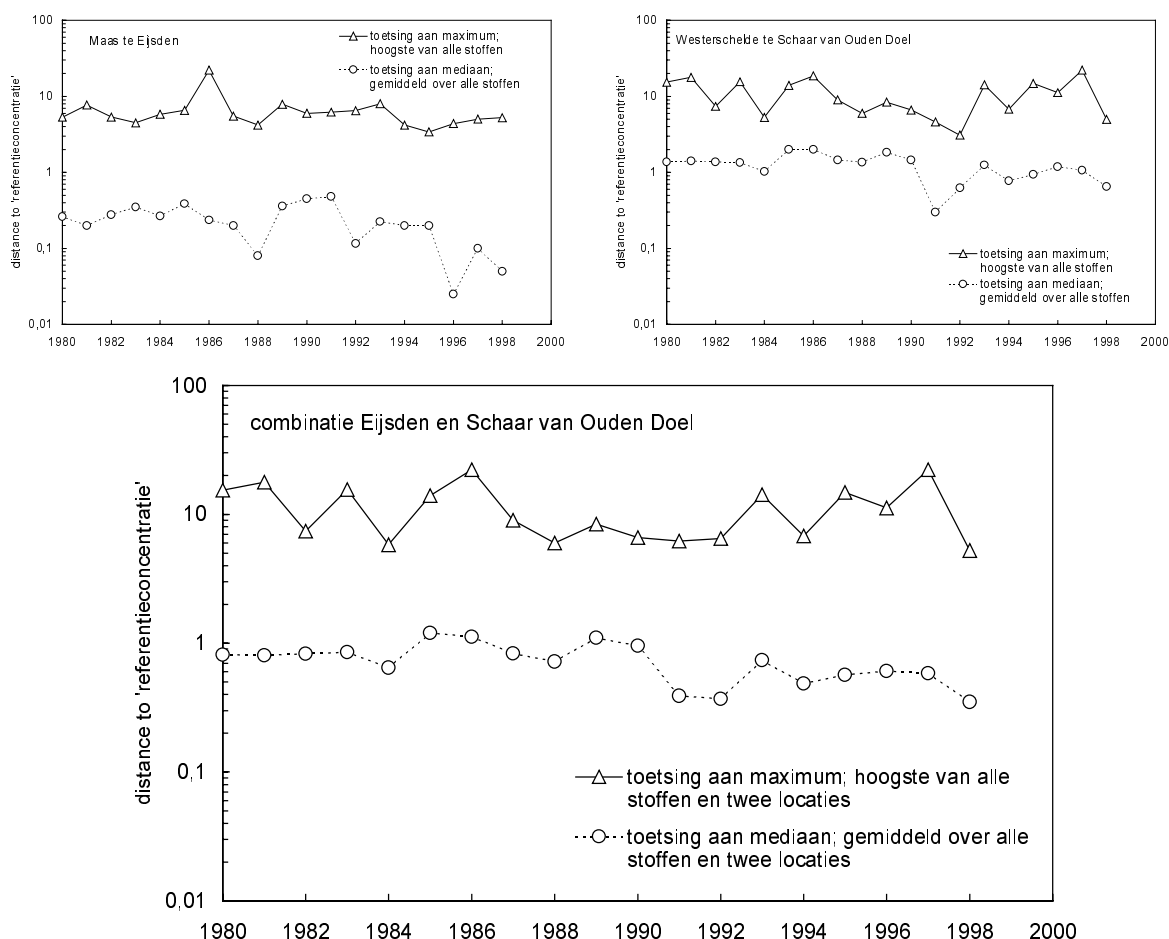
Figuur 14 geeft enkele voorbeelden van de toetsing van de mediane, de gemiddelde en de 90-percentiel waarden aan de diverse streefwaarden in 1998. Voor de soorten radioactieve stoffen en meetlocaties die in dit figuur zijn gekozen, blijken de mediane waarden beneden de streefwaarden te blijven. Alleen bij hanteren van de 90-percentiel waarden blijkt voor de gekozen voorbeelden overschrijding te kunnen optreden.



Figuur 14 Mediane, gemiddelde en 90-percentiel waarden van de activiteitsconcentraties in oppervlaktewater en zwevend slib in 1998 (bron: RIZA EN RIKZ; afgeleid uit [10]).

De waarden die in Figuur 12 en Figuur 13 voor de activiteitsconcentraties van diverse radionucliden op de meetlocaties Eijsden en Schaar van Ouden Doel zijn gegeven, zijn tot de tijdreeksen in Figuur 15 gecombineerd (zie ook de overwegingen in paragraaf 2.7.3).

Per meetlocatie zijn de activiteitsconcentraties volgens twee methoden aan de streefwaarde getoetst en over de radionucliden geaggregeerd. In de eerste methode is de in een zeker jaar gemeten maximale waarde aan de streefwaarde getoetst volgens de formule in paragraaf 2.5. Vervolgens is voor dat jaar de hoogste waarde van alle radionucliden als *distance to 'referentieconcentratie'* genomen (driehoekjes in Figuur 15). In de tweede methode is de in een zeker jaar gemeten mediane waarde aan de streefwaarde getoetst en is voor dat jaar de over alle radionucliden gemiddelde waarde als *distance to 'referentieconcentratie'* genomen (rondjes in Figuur 15). Ten slotte is een combinatie van de twee meetlocaties gemaakt (van de bovenste naar de onderste helft van Figuur 15). Hierbij zijn ook twee methoden toegepast: in een zeker jaar is óf de hoogste waarde van de twee meetlocaties (driehoekjes) óf de over de twee meetlocaties gemiddelde waarde (rondjes) gekozen.



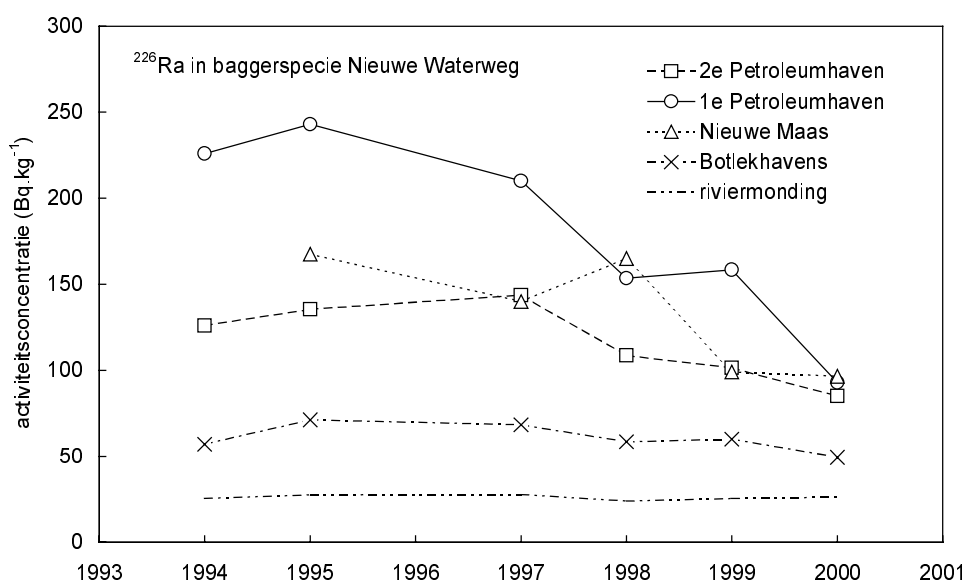
Figuur 15 De MKI voor oppervlaktewater en zwevend stof. De MKI is een combinatie van de op twee locaties gemeten activiteitsconcentraties van vijf soorten radioactieve stoffen in oppervlaktewater en drie soorten stoffen in zwevend stof (bron: RIZA en RIKZ; afgeleid uit [12]).

Er blijkt geen sprake te zijn van een duidelijke stijgende of dalende trend. Het is uiteindelijk de bedoeling, hoewel de invloed van Nederlands beleid op wat er uit België komt beperkt is,

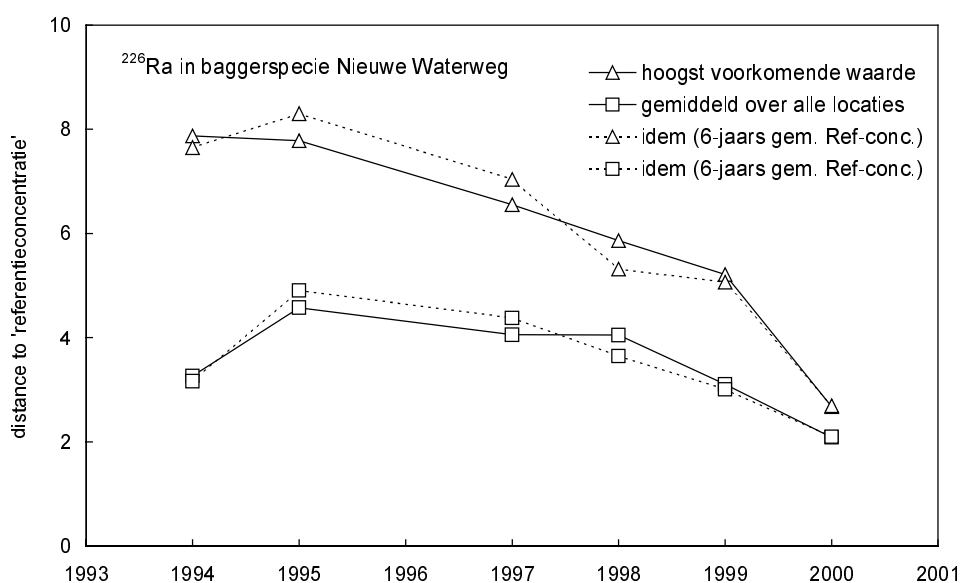
dat als op alle meetlocaties, meettijdstippen en voor alle soorten stoffen de streefwaarde wordt bereikt, de MKI voor oppervlaktewater en zwevend stof gelijk aan nul wordt.

3.7 MKI - radioactieve stoffen in baggerspecie

De resultaten van de RIVM-metingen van de activiteitsconcentratie ^{226}Ra in baggerspecie op vijf meetlocaties in het Rijnmondgebied zijn in Figuur 16 samengevat [16]. Per meetlocatie zijn er meerdere monsters genomen. De resultaten zijn per meetlocatie gemiddeld. De activiteitsconcentratie blijkt op de meeste meetlocaties in de loop der tijd te zijn afgenomen. De activiteitsconcentratie in de riviermonding blijkt constant in de tijd met een gemiddelde van $26,1 \pm 1,4 \text{ Bq.m}^{-3}$.



Figuur 16 Gemeten activiteitsconcentraties van ^{226}Ra in baggerspecie op vijf meetlocaties in het Rijnmondgebied (bron: RIVM; afgeleid uit [16]).



Figuur 17 De MKI voor baggerspecie uit het Rijnmondgebied (bron: RIVM; afgeleid uit [16]).

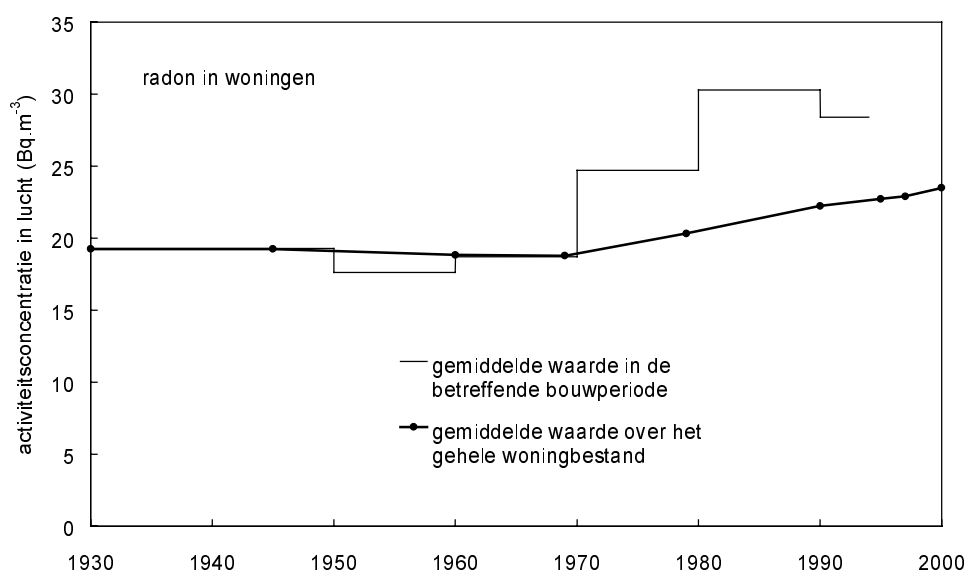
Volgens het voorstel in paragraaf 2.5.2 zijn de meetgegevens per meetlocatie omgerekend naar de MKI (distance to 'referentieconcentratie') en vervolgens geaggregeerd volgens het voorstel in paragraaf 2.7.3. Het resultaat is weergegeven in Figuur 17.

In de berekening van de MKI is de activiteitsconcentratie in de riviermonding die in het betreffende jaar is gemeten, als referentieconcentratie gehanteerd. Om de invloed van toevallige fluctuaties in deze concentratie op de waarde van de MKI te verkleinen zou de in dit geval (bijvoorbeeld) 6-jaarsgemiddelde concentratie kunnen worden gehanteerd. De invloed hiervan blijkt maximaal ongeveer 10 % te bedragen (zie Figuur 17).

3.8 MKI - radon en externe straling in woningen

In de periode 1995-1996 heeft RIVM de radonconcentraties en luchtstromen in circa 1500 Nederlandse nieuwbouwwoningen (bouwjaar 1985-1993) gemeten [17]. In de woonkamers van deze woningen varieerde de concentratie tussen 5 en 400 Bq.m⁻³. Gemiddeld bedroeg de radonconcentratie er 30 Bq.m⁻³ bij een concentratie in de buitenlucht van ongeveer 5 Bq.m⁻³: zie Figuur 18. Dit is circa 50% hoger dan wat in 1984 werd gemeten in woningen die tot circa 1970 werden gebouwd. De radonconcentratie in de onderzochte nieuwbouwwoningen bleek te worden beïnvloed door het gebruik van de mechanische ventilatievoorziening en gecorreleerd te zijn met de radonconcentratie in de kruipruimte en met het totale oppervlak van de uit beton opgetrokken wanden. De lange termijn toename in de radonconcentratie wordt voornamelijk veroorzaakt door verbeteringen in de woningisolatie sinds de jaren zeventig. Dit resulteerde in een toename van de luchtdichtheid van de bouwschil met een factor vier, en in mindere mate door een stijging in het gebruik van betonproducten met een factor vier, over een periode van circa 40 jaar. Sinds 1970 is de gemiddelde radonconcentratie voor het totale woningbestand met circa 4 Bq.m⁻³ toegenomen tot 23 Bq.m⁻³.

Het landelijke gemiddelde tot 1994 is gebaseerd op metingen. Daarop volgende jaren zijn schattingen ervan uitgaande dat in nieuwbouw dezelfde gemiddelde concentratie heerst als in woningen gebouwd in het laatst gemeten decennium.

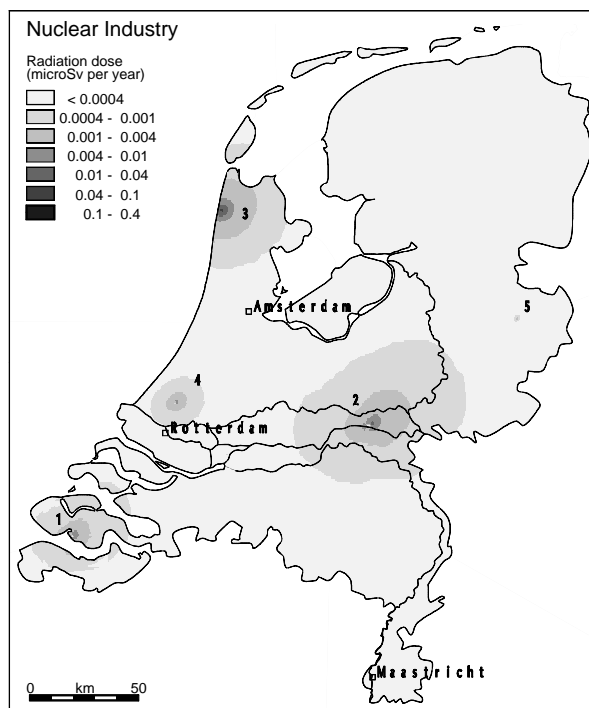


Figuur 18 Radonconcentraties in woningen: gemiddelde waarden voor woningen die in de diverse decennia zijn gebouwd en gemiddeld over het gehele woningbestand op diverse momenten (bron: RIVM; afgeleid uit [17]).

Hoewel er resultaten van berekeningen van de externe straling afkomstig van bouwmaterialen in enkele typen nieuwbouwwoningen voorhanden zijn [20], bestaat er geen landelijk overzicht van de externe straling. (Dit zou in een nieuwe *survey* kunnen worden meegenomen.) Bovendien is de stralingsprestatie-eis er nog niet. Het hanteren van de 90-percentiel of de maximale waarde van de stralingsprestatie vergt opsporen van woningen met een hoge waarde van de stralingsprestatie: er wordt ernstig getwijfeld of dit in de praktijk haalbaar is. Hier wordt geconcludeerd dat een MKI voor radon en externe straling afkomstig van bouwmaterialen in principe is te construeren, maar dat het berekenen van de waarde van deze MKI nu nog niet haalbaar is.

3.9 MEI - nucleaire installaties

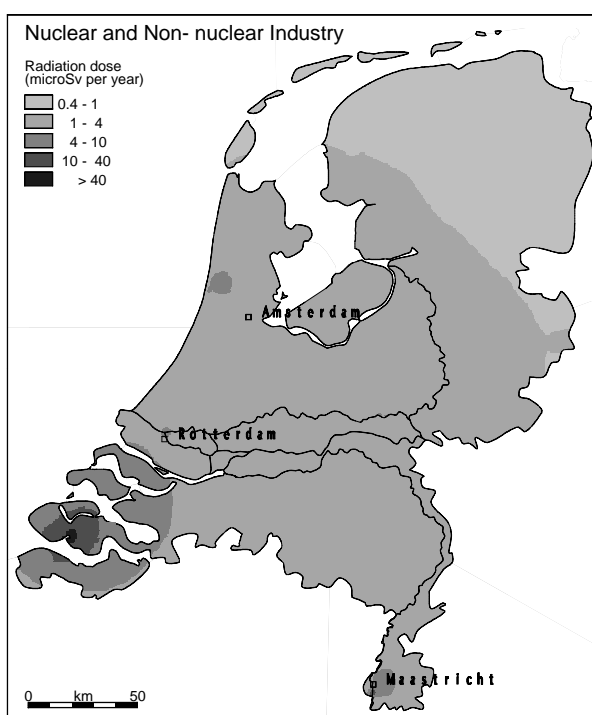
Het totale potentieel aan radioactieve stoffen van ongeveer 1000 Re.a^{-1} (zie Tabel 6) dat als gevolg van de lozingen door de nucleaire installaties in het milieu belandt, zou bij totale inname door de bevolking een potentiële collectieve dosis van $1000 \text{ mensSv.a}^{-1}$ tot gevolg hebben. In werkelijkheid komt er slechts een zeer klein deel van deze radioactieve stoffen echt bij mensen terecht. RIVM heeft in 1997 geschat dat de werkelijke collectieve dosis als gevolg van de lozingen in lucht door de nucleaire installaties minder dan $0,01 \text{ mensSv.a}^{-1}$ bedraagt [6]. Figuur 19 toont de geografische verdeling van het individuele risico. De collectieve dosis als gevolg van de lozingen in water bedraagt minder dan $0,2 \text{ mensSv.a}^{-1}$ (individuele dosis ongeveer $0,01 \mu\text{Sv.a}^{-1}$) [18]. Omdat de referentiedosis van 1 mensSv.a^{-1} voor de reguliere lozingen door nucleaire installaties niet wordt overschreden, heeft de MEI de waarde nul.



Figuur 19 Geografische verdeling van de individuele dosis als gevolg van lozingen in lucht door kerncentrales (1 en 2), onderzoeksreactoren (3 en 4) en een uraniumverrijkingsfabriek (5) (begin jaren negentig; bron: RIVM; overgenomen uit [6]).

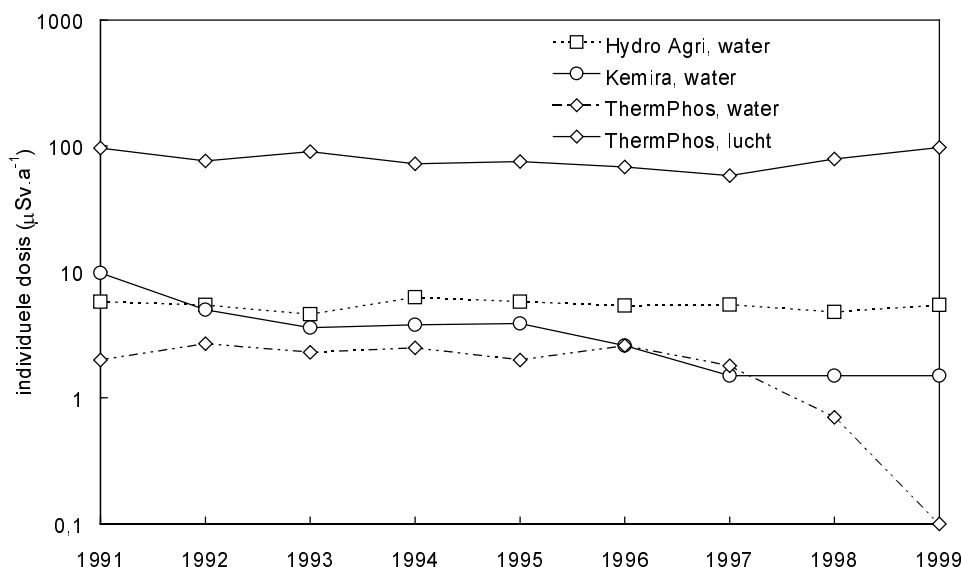
3.10 MEI - procesindustrie

In verband met vergunningverlening wordt de individuele dosis die het gevolg is van een jaar lang bedrijvigheid meestal berekend voor de geografische plaats waar deze individuele dosis vermoedelijk het hoogste is. Omdat meestal de blootstellingsroute via vis en schaal- en schelpdieren het belangrijkste blijkt te zijn, wordt voor lozingen in water aangenomen dat in principe elke Nederlander dezelfde dosis ontvangt. Voor lozingen in lucht daarentegen is de plaats van de maximale individuele dosis voor elk bedrijf weer ergens anders en de plaats ligt in Nederland als gevolg van de meest heersende zuidwestelijke windrichting meestal ten noordoosten van het bedrijf. In Figuur 20 is de geografische verdeling van de individuele dosis weergegeven voor lozingen in lucht. Het weglaten van de dosis als gevolg van de nucleaire installaties zou de verdeling niet zichtbaar veranderen. Dit komt vooral door de overheersende dosisverdeling van één bedrijf.



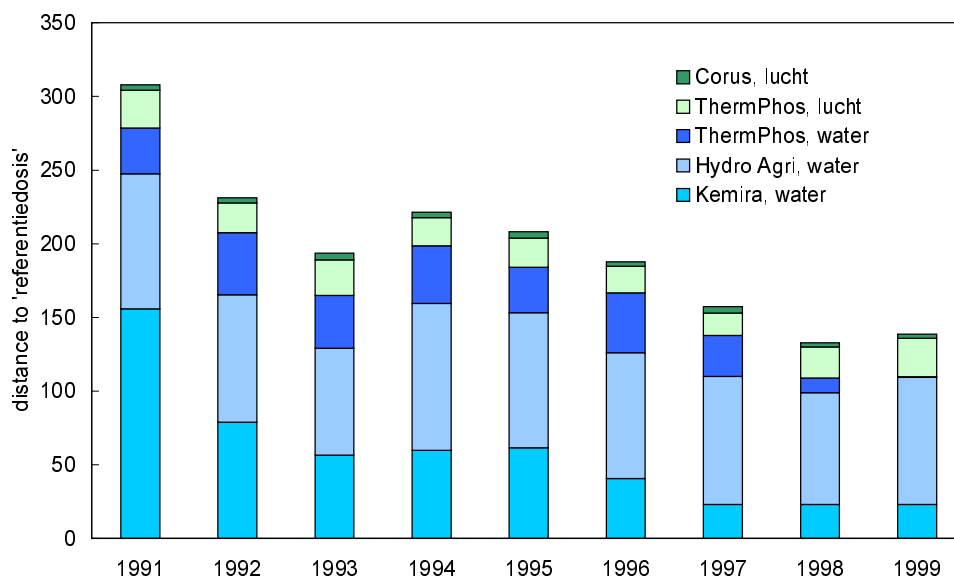
Figuur 20 Geografische verdeling van de individuele dosis als gevolg van lozingen in lucht door de procesindustrie en de nucleaire installaties (begin jaren negentig; bron: RIVM; overgenomen uit [6]).

Uitgaande van de lozingen in lucht en water door afzonderlijke bedrijven (paragraaf 3.3) zijn er tijdreeksen gemaakt van de individuele dosis: zie Figuur 21 [19]. Hoewel (nog) niet van alle bedrijven een tijdreeks beschikbaar is, kan worden geconcludeerd dat één bedrijf verreweg de hoogste individuele dosis veroorzaakt. De individuele dosis van dit bedrijf varieert van jaar tot jaar tussen 60 en 100 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$.



Figuur 21 Individuele dosis als gevolg van lozingen in lucht en water (bron: RIVM; overgenomen uit [19]).

In 1997 heeft RIVM schattingen gemaakt van de collectieve dosis als gevolg van de lozingen in lucht door de belangrijkste inrichtingen: ThermPhos 22 mensSv.a⁻¹, Corus 4,7 mensSv.a⁻¹ en Hydro Agri en Kemira elk 0,2 mensSv.a⁻¹. Samen met gegevens over het verloop van de lozingen in de tijd (Figuur 6) en aannemende dat er een lineair verband bestaat tussen de collectieve dosis en de lozing (uitgedrukt in Re's), is een tijdreeks van de collectieve dosis als gevolg van luchtlozingen geconstrueerd. Voor de waterlozingen is met behulp van de gegevens van de individuele dosis (Figuur 21) en de aanname dat 16 miljoen personen deze individuele dosis ontvangen eveneens een tijdreeks voor de collectieve dosis berekend. Deze reeksen zijn ten slotte met de formule voor de milieueffectindicator uit paragraaf 2.6 en met 1 mensSv.a⁻¹ als referentiedosis samengevoegd tot de MEI voor de procesindustrie: zie Figuur 22. De waarde van de indicator is tussen 1991 en 1999 gehalveerd en omdat Hydro Agri en Kemira niet langer lozen, zal de waarde in 2001 zelfs tot ongeveer 10% van de waarde in 1991 zijn gedaald.



Figuur 22 De MEI voor de procesindustrie (bron: RIVM).

4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

4.1 Voor- en nadelen van de rekenwijze

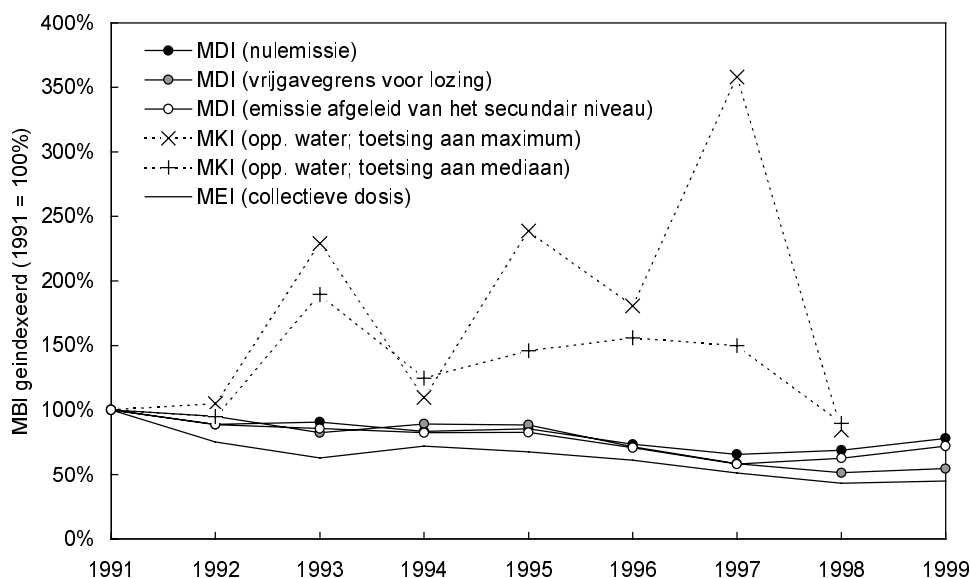
In principe is een milieu-indicator die drie aspecten van de keten van de bron van de milieuvervuiling tot het risico voor de mens toont, uitermate geschikt voor het weergeven van de situatie voor het aandachtsgebied (ioniserende) straling. De milieudrukindicator toont, aan het begin van de keten, de ‘druk’ op het milieu doordat er radioactieve stoffen worden geloosd of straling wordt uitgezonden. De milieukwaliteitsindicator geeft weer hoe het er voor staat met de concentraties van radioactieve stoffen in diverse milieucompartimenten of met het stralingsniveau in de omgeving. De milieueffectindicator laat ten slotte aan het einde van de keten zien welke nadelige effecten de oorspronkelijke lozingen op de mens (kunnen) hebben.

In de praktijk ontstaan er evenwel problemen als de milieu-indicator het karakter van een milieubeleidsindicator moet krijgen. De indicator moet een relatie met het stralingshygiënische milieubeleid krijgen. Om een indicator van het type *distance to target* te maken, zijn er namelijk beleidsdoelstellingen, liefst met een jaar waarin de doelstellingen moeten zijn bereikt, voor emissies, concentraties en effecten van radioactieve stoffen en straling nodig. Deze zijn er niet of nauwelijks. Per locatie (= inrichting of plaats buiten de inrichting waar radioactieve stoffen en straling worden toegepast) bestaat er een limiet aan de dosis vanwege die locatie. Boven die limiet moet er meteen iets gebeuren. Radiologische incidenten (bijvoorbeeld radioactief schroot) of rampen uitgezonderd, komen deze situaties in Nederland niet of nauwelijks meer voor. Het beleid richt zich daarom vooral op het doen verlagen van de dosis waar dit redelijkerwijs mogelijk is (ALARA). De overheid hanteert daarbij het secundaire (dosis)niveau, waaronder de invulling van ALARA vanuit de overheid geen prioriteit meer heeft. Echter er blijft een verplichting voor de ondernemer om het ALARA-beginsel in de praktijk door te voeren. De redelijkheid bepaalt hoever men daarmee in een concrete situatie gaat.

Wegens het ontbreken van beleidsdoelstellingen is, op enkele uitzonderingen na, gekozen voor het hanteren van referentieniveaus. Uit de analyse van de mogelijkheden voor bijvoorbeeld referentie-emissies is gebleken dat geen van de mogelijkheden voor alle categorieën van bronnen van radioactieve stoffen en straling voldoet. De onderzochte soorten referentie-emissie zijn meestal voor enkele specifieke situaties ontwikkeld of bewust achterwege gebleven (bijvoorbeeld milieukwaliteitsdoelstellingen voor concentraties van radioactieve stoffen in lucht) of ze zijn niet naar een andere situatie vertaalbaar (het ontwikkelen van een milieudrukindicator voor radon in woningen, om deze vervolgens met de lozingen van de procesindustrie in verband te brengen, wordt niet zinvol geacht).

Een ultieme poging om toch tot één tijdreeks te komen is weergegeven in Figuur 23. Voor de procesindustrie, die tot de belangrijkste categorieën bronnen behoort wat betreft de uiteindelijke dosis voor de mens, zijn de drie varianten van de MDI, twee van de varianten voor de MKI en één MEI op dezelfde schaal gebracht door te indexeren op de waarde in 1991. Dit jaartal is min of meer willekeurig gekozen. De MKI's geven een behoorlijk variërend verloop te zien, waaruit niet zonder meer kan worden geconcludeerd dat de milieukwaliteit van jaar tot jaar een factor 2 tot 4 slechter kan zijn. Het vermoeden bestaat ook dat als er meer (of wellicht alle) meetlocaties dan de twee (Eijsden en Schaar van Ouden Doel) die nu zijn meegenomen, in rekening worden gebracht, dit niet zal verbeteren.

De MDI's en de MEI laten daarentegen een redelijk met elkaar overeenkomend dalend verloop zien, dat vooral wordt verklaard door een daling van de lozingen in water door twee fosforzuurproducenten. In 2000 zijn deze twee met lozen gestopt, hetgeen in de MDI en de MEI duidelijk te zien zal zijn. Het volgen van de concentratie radium in baggerspecie zal moeten bevestigen of het stoppen met lozen ook daadwerkelijk tot een lagere concentratie in het milieu zal leiden.



Figuur 23 Een geïndexeerde milieubeleidsindicator lijkt het hoogst haalbare (bron: RIVM).

4.2 Conclusies en aanbevelingen

Het antwoord op de vraagstelling (paragraaf 1.2) die in dit rapport is gehanteerd, luidt: nee, er is geen indicator te bedenken die voor het onderdeel 'straling' binnen het thema 'verspreiding' de feitelijke toestand in één getal samenvat, en wel zodanig dat uit de trend in deze indicator de voortgang van het stralingshygiënische milieubeleid is op te maken. Het is wel mogelijk om voor onderdelen van het aandachtsgebied 'radioactieve stoffen en straling' indicatoren te definiëren.

- 1 De MDI voor nucleaire installaties is alleen mogelijk als de nul-emissie als referentie-emissie wordt gehanteerd. Met andere woorden, de indicator bestaat alleen uit de emissies, en wel uitgedrukt in Re's en gesommeerd over alle nucleaire installaties.
- 2 De MDI voor de procesindustrie bestaat uit de emissies ten opzichte van een nog te kiezen soort referentie-emissie: net als bij de nucleaire installaties de nul-emissie of een emissie afgeleid van de uiteindelijk veroorzaakte dosis (dosiscriteria voor vergunningsplicht of het secundaire niveau).
- 3 Het is mogelijk om de MKI voor radioactieve stoffen in oppervlaktewater en zwevend stof te construeren. Deze indicator blijkt echter een zeer chaotisch verloop in de tijd te vertonen. Dit moet nader worden onderzocht. Wellicht biedt het hanteren van 90-percentiel waarden in plaats van de maximaal gemeten waarden mogelijkheden. Ook moet nader worden onderzocht welke meetlocaties wel en welke niet moeten worden meegenomen. Metingen in oppervlaktewater dat Nederland binnenkomt is niet zinvol omdat de directe invloed van het beleid daarop gering is.

- 4 Een MKI voor radium in baggerspecie is haalbaar, hoewel er geen beleidsdoelstelling voorhanden is. In verband met het staken van de lozingen in water door twee fosforzuurproducenten wordt aanbevolen om deze indicator te gaan gebruiken.
- 5 Een MKI voor radon en externe straling in woningen is voorlopig nog niet te maken. Dit heeft twee redenen: de stralingsprestatie-eis is nog niet vastgesteld en er ontbreekt een overzicht van de externe straling in woningen.
- 6 Het is vooral de procesindustrie die aan de uiteindelijke populatie-gemiddelde dosis bijdraagt. Het voorstel is om dan ook de populatie-gemiddelde dosis als MEI te gaan hanteren.
- 7 Als er dan toch één van de drie indicatoren (MDI, MKI of MEI) als dé MBI voor straling moet worden gekozen, dan heeft de MDI met de emissie afgeleid van het secundaire niveau als referentie-emissie de beste papieren.

Referenties

- 1 Adriaanse A. Milieukerngegevens Nederland: kerngegevens vanuit het milieubeleid. Ministerie van VROM. Den Haag, Ministerie VROM, 1990.
- 2 Bovekamp A van de, Sterkenburg A en Wesselink B. Milieudrukindicator Verspreiding. RIVM rapport 601503018. Bilthoven, 1999.
- 3 Sterkenburg A, Bovekamp A van de, Hollander HA den en Meent D van de. Milieukwaliteitsindicator Verspreiding. RIVM rapport 607880001. Bilthoven, 2000.
- 4 Peijnenburg WJGM, Hollander HA den, Luttik R, Meent D van de en Zwart D de. Ontwikkeling en toepassing van een Milieukwaliteitsindicator Bestrijdingsmiddelen. RIVM rapport 607880002. Bilthoven, 2000.
- 5 Bs. Besluit van 16 juli 2001, houdende vaststelling van het Besluit stralingsbescherming. Staatsblad 2001, 397, 1-260, 6 september 2001.
- 6 Janssen MPM, Blaauboer RO and Pruppers MJM, Geographical distribution of radiation risks in the Netherlands, Health Phys. 74(6):677-686; 1998.
- 7 BsK96. Besluit stralenbescherming Kernenergiewet, 1996.
- 8 Pruppers MJM, Blaauboer RO en Twenhöfel CJW. Onderzoek naar lozingscriteria voor vergunningverlening Kernenergiewet in de procesindustrie. RIVM rapport 610310002. Bilthoven, 1999.
- 9 Pruppers MJM en RO Blaauboer. Gevolgen van nieuwe vergunningsplichtige grenzen voor lozingen in lucht en water door radionuclidenlaboratoria. RIVM rapport 610310003. Bilthoven, 2002.
- 10 Jacobs JEM (editor). Monitoring of Radiation in the Environment - Results in the Netherlands in 1998. RIVM Report 610056045. Bilthoven, 2000.
- 11 2000 Report on Information about, and the Assessment of, the Application of BAT in Nuclear Facilities, Presented by the Netherlands (brief DGM/SVS/2000015780), 1999.
- 12 Jaarboek Monitoring Rijkswateren 1998. CD-ROM, samengesteld door RIZA en RIKZ. Rijkswaterstaat, Den Haag en Lelystad, 1999.
- 13 De Jong EJ en Swertz OC. Radioactieve stoffen in de zoute wateren. Evaluatie monitoring 1985-1997 en aanbeveling meetprogramma 1999-2005. Rapport RIKZ/2000.041. RIKZ, Den Haag, 2000.
- 14 Gewijzigde versie Bijlage A: Normen 4e Nota Waterhuishouding. Staatscourant 16 juni 2000, nr. 114, p. 18.
- 15 Commissie Integraal Waterbeheer. Normen voor het waterbeheer. Achtergronddocument NW4. CIW, Den Haag, 2000 (p. 11).
- 16 Lembrechts J, Glastra P en Nissan LA. Radium in baggerspecie afkomstig uit het Rijnmondgebied. Resultaten over 2000. RIVM Briefrapport 578/00, 2000 (en verwijzingen daarin).
- 17 Stoop P, Glastra P, Hiemstra Y, De Vries L en Lembrechts J. Results of the second Dutch national survey on radon in dwellings. RIVM rapport 610058006. Bilthoven, 1998.
- 18 Pruppers MJM (ed.), Van den Hout KD, Ale BJM, Buringh E en Miedema HME. Cumulatie van milieurisico's voor de mens: geografische verschillen in Nederland. RIVM rapport 610127001, TNO-rapportnr. R96/132. RIVM, Bilthoven, 1996.
- 19 Eleveld H, Blaauboer RO, Görts PC, Janssen MPM, Kwakman PJM en Pruppers MJM. Emissies en doses door bronnen van ioniserende straling in Nederland - Jaarrapport 2001 'Beleidsmonitoring straling'. RIVM rapport 610320002 (in voorbereiding).
- 20 Blaauboer RO en Pruppers MJM. Externe straling van bouwmaterialen: Resultaten van MARMER-berekeningen aan een referentiewoning. RIVM rapport 610050006, Bilthoven, 2000.

Bijlage 1 Verzendlijst

1-10	Directeur van de Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling
11	Plaatsvervangend Directeur-Generaal Milieubeheer
12	DGM/SAS/Dick Jung
13	DGM/SAS/Lodewijk van Aernsbergen
14	DGM/SAS/Theo Klomberg
15	ECO/Dik van de Meent
16	ECO/Henri den Hollander
17	Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
18	Directie RIVM
19	Directeur Sector Milieurisico's en Externe Veiligheid
20	Hoofd van het Laboratorium voor Stralingsonderzoek
21	Hoofd van de LSO-afdeling Risicoanalyses en Modellerings
22	Auteur
23	SBC/Communicatie
24	Bureau Rapportenregistratie
25	Bibliotheek RIVM
26	Bibliotheek LSO
27-36	Bureau Rapportenbeheer
37-50	Reserve-exemplaren LSO