



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport

Streefwaarden en verwaarloos risiconiveau

Streefwaarde en verwaarloosbaar risiconiveau
Gebruik in het Nederlandse milieubeleid

Road-map Normstelling



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Streefwaarde en verwaarloosbaar risiconiveau

Gebruik in het Nederlandse milieubeleid

RIVM Rapport 601357002/2011

Colofon

© RIVM 2011

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

C.E. Smit

Contact:
Els Smit
Stoffen Expertise Centrum
els.smit@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, Directie Risicobeleid, in het kader van het project Nationaal Stoffenbeleid.

Rapport in het kort

Streefwaarde en verwaarloosbaar risiconiveau

Gebruik in het Nederlandse milieubeleid

Het RIVM beschrijft hoe de streefwaarde in het Nederlandse milieubeleid voor chemische stoffen wordt toegepast en geeft aan wat de meerwaarde ervan is voor nu en in de toekomst. De Nederlandse streefwaarde, ook wel aangeduid als verwaarloosbaar risiconiveau, is de concentratie van een stof in het milieu waarbij risico's voor mens en ecosysteem verwaarloosbaar zijn. Bij de streefwaarde is inbegrepen dat mens en milieu aan meerdere stoffen tegelijk blootgesteld kunnen worden, waardoor deze beschermt tegen de risico's van deze mengsels.

Het bereiken van de streefwaarde voor water, bodem en lucht is vanaf de jaren tachtig van de vorige eeuw een van de doelen van het nationale milieubeleid. Aan het begin van deze eeuw wordt de streefwaarde in veel beleidskaders echter niet meer expliciet genoemd. Een van de redenen is dat de Europese wet- en regelgeving in grote mate het nationale beleid bepaalt, maar binnen Europa bestaat geen equivalent van het Nederlandse verwaarloosbaar risiconiveau. De streefwaarde wordt op Europees niveau dan ook niet gebruikt als criterium om stoffen toe te laten of de risico's ervan te beoordelen.

Het oorspronkelijke doel van de streefwaarde, mens en milieu beschermen tegen de risico's van mengsels van stoffen, staat echter onverminderd sterk in de belangstelling in verschillende (Europese) kaders. De streefwaarde biedt ook mogelijkheden om andere beleidsdoelen te bereiken. Zo zijn er stoffen waarvoor Europese of (inter)nationale regels vereisen dat emissies worden teruggebracht of geheel beëindigd. De streefwaarde kan worden gebruikt om deze eisen concreet en werkbaar in te vullen. De streefwaarde is daarmee een instrument dat als stimulans kan dienen om chemische stoffen verantwoord te gebruiken en zo bijdraagt aan een gezond en veilig milieu.

Trefwoorden:

streefwaarde, verwaarloosbaar risiconiveau, stoffenbeleid, normstelling

Abstract

Target value and negligible risk level

Use in Dutch environmental policy

The National Institute for Public Health and the Environment gives an overview of the use of the so-called target value in the environmental policy on chemical substances in the Netherlands. The Dutch target value is the environmental concentration of a compound at which risks for men and ecosystem are considered to be negligible. The target value, also indicated as negligible risk level, takes exposure to multiple compounds into account.

As from 1980's, reaching the target value for water, soil and air has been one of the goals of environmental policy. At the start of this century, however, the target value is no longer explicitly mentioned in most policy documents. One of the reasons is that European legislation determines the national policy to a great extent. An equivalent of the Dutch negligible risk level does not exist in Europe and is thus not used as a criterion for authorisation or risk assessment for substances.

The original aim of the target value, protection against mixture toxicity, is recognised as a major issue in several (European) frameworks. The target value can be used to reach other policy aims as well. There are compounds for which emissions have to be reduced or fully ceased according to European or (inter)national legislation. The target value can be seen as a practical application of these requirements. This makes the target value an instrument that may stimulate responsible and sustainable use of chemicals.

Keywords:

target value, negligible risk level, environmental quality standards

Voorwoord

Road-map Normstelling

Het ministerie van Infrastructuur en Milieu heeft in 2009 het traject Vernieuwde visie op normstelling in gang gezet. De reden is dat het huidige bouwwerk van normstelling voor stoffen niet meer aansluit bij ontwikkelingen, zoals nieuwe Europese wet- en regelgeving (bijvoorbeeld REACH) en een veranderende verdeling van verantwoordelijkheden tussen bedrijfsleven en overheid.

De interne notitie Op weg naar een vernieuwde visie op normstelling voor stoffen uit juni 2009 schetst wegen om het doel, de realisatie van een geïntegreerd normenstelsel dat is afgestemd op de relevante (inter)nationale beleidskaders, te bereiken. Binnen het ministerie wordt sinds 2009 nader invulling gegeven aan de nieuwe opzet van het nationale stoffenbeleid en de positie van normstelling.

De Road-map Normstelling vormt de overkoepelende meerjaren (presentatie)structuur waarin de RIVM-activiteiten plaatsvinden die bijdragen aan de onderbouwing van het gewenste normenstelsel. De producten binnen deze Road-map geven richting aan de totstandkoming van dit stelsel. Het voorliggende RIVM rapport Streefwaarde en verwaarloosbaar risiconiveau - Gebruik in het Nederlandse milieubeleid is een van die producten. Meer informatie over de Road-map Normstelling: charles.bodar@rivm.nl

Inhoud

Samenvatting 11

1 Inleiding 13

2 De streefwaarde in het Nederlandse milieubeleid – geschiedenis en huidig gebruik 15

- 2.1 Inleiding 15
- 2.2 Algemeen milieubeleid 15
- 2.3 Waterkwaliteit 19
- 2.4 Bodem en grondwater 21
- 2.5 Lucht 26
- 2.6 Meststoffen 26
- 2.7 Gewasbeschermingsmiddelen 28
- 2.8 Nationaal stoffenbeleid 29

3 De balans 31

- 3.1 Inleiding 31
- 3.2 De meerwaarde van de streefwaarde 31
- 3.3 Beperkingen van de streefwaarde 34

4 Conclusies en aanbevelingen 37

Dankwoord 39

Literatuur 41

Bijlage 1 De streefwaarde in beleidsdocumenten 47

Bijlage 2 Integrale/(Inter)nationale normstelling stoffen 59

Bijlage 3 Streefwaarde en MTR voor genotoxisch carcinogenen 63

Bijlage 4 Mengseltoxiciteit 67

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de geschiedenis van de streefwaarde en het doel en gebruik ervan in het Nederlandse milieubeleid door de jaren heen. Het Nederlandse milieubeleid gaat uit van twee risiconiveaus. Het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) is de concentratie van een stof in het milieu waarbij mens en ecosysteem geen nadelige effecten ondervinden. De streefwaarde, ook wel aangeduid als verwaarloosbaar risiconiveau (VR), is de concentratie van een stof in het milieu waarbij risico's voor mens en ecosysteem verwaarloosbaar zijn. Het VR wordt berekend als een honderdste van het MTR. Deze extra veiligheidsfactor is vooral bedoeld om de risico's van blootstelling aan meerdere stoffen af te dekken.

Sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw is het bereiken van de streefwaarde een van de doelen van het Nederlandse milieubeleid. De streefwaarde speelt dan ook lange tijd een belangrijke rol in de milieubeleidsplannen van de regering, in nota's over water- en bodemkwaliteit en in het beleid voor chemische stoffen. Aan het begin van deze eeuw verandert dit en wordt de gewenste milieukwaliteit in de meeste beleidsterreinen niet meer aangeduid in termen van streefwaarde of VR. Een van de redenen is dat de Europese wet- en regelgeving in grote mate het nationale beleid bepaalt. Binnen Europa is er geen equivalent van het Nederlandse verwaarloosbaar risiconiveau. Zo zijn de meeste normen voor chemische stoffen binnen de Kaderrichtlijn Water getalsmatig vergelijkbaar met het MTR, net als de risicotellingen die worden afgeleid binnen REACH.

De streefwaarde ondersteunt als instrument een aantal uitgangspunten van het beleid en is een toetsbare maat voor het bereiken van beleidsdoelen. De streefwaarde is met name van belang voor drie aspecten: de bescherming tegen mengseltoxiciteit, de aanwezigheid van meerdere bronnen en het uitfaseren van ongewenste stoffen.

Het eerste aspect, bescherming tegen de risico's van mengsels van stoffen, staat sterk in de belangstelling. Diverse recente studies benadrukken dat mengseltoxiciteit moet worden meegenomen bij de beoordeling van chemische stoffen. Vanuit de wetenschap zijn er voldoende methoden beschikbaar om de risico's van mengseltoxiciteit te schatten. De meeste (Europese) wet- en regelgeving is echter nog steeds gericht op individuele stoffen. Een pragmatische oplossing is een vaste *mixture assessment factor* (MAF) te gebruiken bij de beoordeling van individuele stoffen, zoals met de Nederlandse streefwaarde gebeurt. Vooralsnog lijkt de factor 100 voldoende om de gezamenlijke risico's van verschillende stoffen af te dekken en tevens rekening te houden met opeenvolgende blootstelling aan dezelfde of verschillende stoffen vanuit een of meerdere bronnen.

Het is duidelijk dat (inter)nationale regelgeving kan bijdragen aan het bereiken van de doelstellingen van het (prioritaire) stoffenbeleid. Namelijk het op termijn behalen van de streefwaarde, bijvoorbeeld in het geval van stoffen die onder de verdragen van OSPAR of UNEP/UNECE-POP vallen. Andersom geredeneerd kan het toepassen van de streefwaarde in vergunningverlening worden gezien als een praktische invulling van een (door Europa) vereiste minimalisatieverplichting.

Naast voordelen kent de streefwaarde ook beperkingen. Hierbij valt vooral te denken aan het ontbreken van internationale afstemming, de niet-wettelijke status en de praktische consequenties van lage waarden.

Zoals hiervoor aangegeven, kent men in Europa geen equivalent van de Nederlandse streefwaarde of VR. Dit betekent dat het moeilijk is om op nationaal niveau aanvullende eisen of doelen te stellen voor stoffen waarvoor het (toelatings)beleid op Europees niveau wordt vormgegeven, bijvoorbeeld gewasbeschermingsmiddelen. De criteria voor de toelating van gewasbeschermingsmiddelen zijn met de andere lidstaten afgestemd en de streefwaarde speelt daarin geen rol. Het verder uitdragen van de streefwaarde verdient dan ook aanbeveling.

De streefwaarde is momenteel vooral een beleidsdoel. Dit hoeft op zichzelf de kracht ervan niet te verminderen, maar vraagt wel om inzet van andere instrumenten (bijvoorbeeld vergunningverlening) en afstemming tussen diverse betrokken beleidsterreinen. Een hernieuwde duidelijke toepassing in het brongerichte beleid kan hierbij helpen. Toetsing aan de streefwaarde levert informatie over in hoeverre de beleidsdoelen (kunnen) worden gehaald. De streefwaarde wordt dan niet alleen neergezet als doel voor de kwaliteit van het ontvangende milieu op de lange termijn, maar wordt direct gebruikt om de hoogte van de toegestane emissies te bepalen. Zoals hiervoor al is aangegeven kan de streefwaarde op deze manier bijdragen aan (inter)nationale eisen, zoals de minimalisatieverplichting of nul-emissie. Bovendien kan de streefwaarde of VR worden gebruikt bij het ontwikkelen van *best available techniques/best environmental practices* (BAT of BBT/BEP).

De streefwaarde wordt bepaald door het toepassen van een vaste veiligheidsfactor van 100 op het MTR. Dit kan een getalswaarde opleveren die zo laag is, dat met bestaande (chemische) technieken niet kan worden gecontroleerd of de norm of het beleidsdoel inderdaad wordt gehaald. Een oplossing zou kunnen zijn om in deze gevallen de streefwaarde op de (natuurlijke) achtergrond te zetten. Bij een risicobeoordeling op basis van berekende of gemodelleerde concentraties in het milieu kan wél worden getoetst of een concentratie in het milieu de streefwaarde zal overschrijden. Een verfijnde risicobeoordeling kan worden gebruikt als er op basis van de streefwaarde een potentieel risico wordt geïdentificeerd. Dit opent de mogelijkheid om preciezer inzicht te krijgen in de werkelijke risico's. Deze informatie is van belang om een goede kosten-batenafweging te maken, op basis waarvan eventueel verdere maatregelen kunnen worden genomen.

De streefwaarde is een instrument dat het verantwoord gebruik van chemische stoffen kan stimuleren en zo bijdraagt aan een gezond en veilig milieu. De streefwaarde kan alleen succesvol zijn als er meer samenhang is tussen de verschillende beleidskaders. Direct hieraan gekoppeld is de noodzaak het normstellingstraject te herzien, zodat het inhoudelijk en procesmatig aansluit op de behoeften van vandaag. Hierbij hoort ook een discussie over de wenselijkheid de term streefwaarde te blijven gebruiken voor Nederlands beleidsdoelen, terwijl er ook een wettelijke Europese luchtnorm met die naam bestaat. Een mogelijkheid is om voortaan alleen de term verwaarloosbaar risiconiveau te hanteren, maar dit moet dan wel consequent in alle kaders gebeuren.

1 Inleiding

De streefwaarde is sinds lange tijd een begrip in het Nederlandse milieubeleid ten aanzien van verontreinigende stoffen. Het is de getalsmatige invulling van de milieukwaliteit die men uiteindelijk wil bereiken. Voor alle duidelijkheid: de streefwaarde die het onderwerp is van dit rapport, is iets anders dan de wettelijke Europese norm voor luchtkwaliteit die in de Nederlandse vertaling ook met de term streefwaarde wordt aangeduid. De streefwaarde heeft in het verleden altijd een beleidsmatig karakter gehad. Het gewicht dat men in de loop der tijd aan de streefwaarde heeft toegekend, is dan ook niet voor ieder beleidskader gelijk. Dit rapport beschrijft de geschiedenis van de streefwaarde en het doel en gebruik ervan in het milieubeleid door de jaren heen. Het geeft een overzicht van die beleidsterreinen waarin de streefwaarde op dit moment een rol speelt. Aan de hand daarvan verkent dit rapport de mogelijkheden voor het (hernieuwd) toepassen van de streefwaarde in het huidige milieubeleid.

2 De streefwaarde in het Nederlandse milieubeleid – geschiedenis en huidig gebruik

2.1 Inleiding

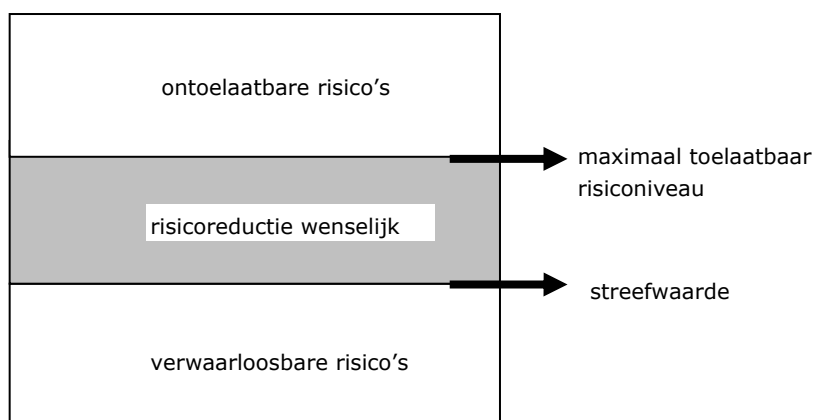
Dit hoofdstuk beschrijft de geschiedenis van de streefwaarde in het Nederlandse milieubeleid en de situatie nu. Er wordt geen volledigheid nagestreefd; het is bedoeld om het denken over normen en risico's in verschillende kaders in de tijd weer te geven. Achtereenvolgens komen aan bod het algemene milieubeleid (2.2), beleid dat is gericht op de specifieke compartimenten water (2.3), bodem (2.4) en lucht (2.5) en op (groepen van) stoffen, zoals meststoffen (2.6), gewasbeschermingsmiddelen (2.7) en het nationale stoffenbeleid (2.8). In dit hoofdstuk ligt de nadruk op de huidige situatie. Bijlage 1 geeft een uitgebreider (chronologisch) overzicht van een aantal belangrijke beleidsnota's waarin de streefwaarde een rol speelt.

2.2 Algemeen milieubeleid

Vanaf 1986 verschijnen met enige regelmaat meerjarenplannen die het te voeren milieubeleid vanuit verschillende invalshoeken beschrijven. De term streefwaarde is, voor zover kon worden achterhaald, geïntroduceerd in het eerste plan, het Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990 [1]. In dit IMP-milieubeheer '86-'90 wordt de basis gelegd voor een milieubeleid waarin risicobeheersing een voorname plaats inneemt. Gerichte risicoanalyses zullen voortaan een belangrijk instrument zijn bij het formuleren van het milieubeleid.

'Met het oog daarop zullen in de toekomst, zoveel als mogelijk is, per type risico een "verwaarloosbaar" niveau (streefwaarde) en een "maximaal toelaatbaar" niveau worden vastgesteld'.

De Nationale Milieubeleidsplannen (NMP) die in latere jaren verschijnen, bouwen voort op deze basis [2-5]. Uitgangspunt in de plannen is dat de milieukwaliteit in Nederland uiteindelijk op een zodanig niveau moeten liggen dat de risico's voor de mens en het ecosysteem verwaarloosbaar klein zijn. Dit kwaliteitsniveau wordt aangeduid als de streefwaarde. De streefwaarde kan meestal pas op lange termijn bereikt worden. In de tussenliggende periode zullen milieukwaliteitsdoelstellingen ervoor moeten zorgen dat de risico's tot een aanvaardbare omvang beperkt blijven. Bij deze doelstellingen is er een afweging tussen wat vanuit milieuoogpunt wenselijk is en wat technisch, economisch of anderszins (bij voorbeeld planologisch) mogelijk is. De ruimte voor deze afweging (het grijze gebied) wordt aan de ene kant begrensd door het niveau waarop het risico verwaarloosbaar klein is en aan de andere kant op het niveau waarop het risico voor mensen, dieren, planten en goederen en voor vormen van gebruik ten hoogste toelaatbaar is: het maximaal toelaatbaar risiconiveau of MTR (zie Figuur 1).



Figuur 1. De risicobenadering in het milieubeleid, figuur op basis van IMP-Milieubeheer '86-'90

De terminologie is in de loop der jaren nogal eens aangepast. Zo wordt er gesproken over milieukwaliteitsdoelstellingen, milieukwaliteitseisen en milieukwaliteitsnormen, grenswaarden, richtwaarden, streefwaarden enzovoort. Sinds het NMP3 [4] worden er vier soorten milieukwaliteitsnormen onderscheiden: grenswaarde, richtwaarde, maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) en streefwaarde.

- De normen grenswaarde en richtwaarde zijn wettelijke normen met elk een eigen (juridische) reikwijdte. De grenswaarde is een norm die in acht moet worden genomen, de richtwaarde is een norm waarmee rekening moet worden gehouden.
- MTR en streefwaarde zijn beleidsmatige, niet-wettelijke normen. Het MTR is een wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die aangeeft bij welke concentratie geen negatief effect te verwachten is op mens en ecosysteem. De streefwaarde is een grens die aangeeft wanneer er sprake is van aanvaardbare effecten op mens en milieu: het verwaarloosbaar risiconiveau (VR).

2.2.1 Invulling van MTR en streefwaarde

De risiconiveaus MTR en VR zijn ingevuld in de notitie Omgaan met risico's [6] die in 1989 verschijnt naar aanleiding van het eerste NMP [2]. Deze notitie is een verdere uitwerking van de bijlage die eerder onder dezelfde naam bij het IMP-milieubeheer '86-'90 [1] is verschenen en waarin de risicogrenzen voor de mens zijn gedefinieerd. In de herziene versie worden naast de risicogrenzen voor de mens, ook de risicogrenzen voor het ecosysteem omschreven. Voor de mens wordt een onderscheid gemaakt tussen stoffen zonder drempelwaarde en stoffen met een drempelwaarde. Bij stoffen zonder drempelwaarde verhoogt elke dosis, hoe klein ook, het risico op overlijden door kanker. Voor deze stoffen is het MTR gelijk aan de concentratie die een kans op overlijden oplevert van 10^{-6} per jaar (10^{-4} per leven) en het VR gelijk aan 10^{-8} per jaar (10^{-6} per leven)¹. Voor stoffen met een drempelwaarde geldt de

¹ De risiconiveaus voor genotoxisch carcinogenen zijn onderwerp van discussie in het kader van (Inter)nationale Normstelling Stoffen (INS, zie bijlage 2). In de INS-guidance [74] wordt in navolging van de Kaderrichtlijn Water een kans van 1 op 10^6 per leven (10^{-8} per jaar) gehanteerd voor het berekenen van milieurisicogrenzen. Zie ook [75, 76] en Bijlage 3 voor een verdere toelichting.

advieswaarde voor lange termijn blootstelling, zoals een *acceptable of tolerable daily intake* (ADI, TDI) als MTR en is het VR een honderdste daarvan (zie ook [7]). Voor het ecosysteem is het MTR gedefinieerd als de concentratie die aan tenminste 95% van de soorten in een ecosysteem bescherming biedt, om zo de functie van het ecosysteem te beschermen. Net als voor de mens, wordt het VR voor ecosystemen vastgesteld op 1/100 van het MTR. Het verschil tussen beide risiconiveaus wordt als volgt gemotiveerd:

‘Het verschil tussen maximaal en verwaarloosbaar niveau moet zo groot zijn om voldoende rekening te kunnen houden met meervoudige blootstelling, onzekerheden in de risicoschattingen en om voldoende ruimte te hebben om maximaal toelaatbaar en verwaarloosbaar niveau te kunnen onderscheiden.’

De risiconiveaus uit Omgaan met risico's zijn in de loop der jaren niet veranderd. Het NMP3 [4] verwijst naar de notitie Integrale Normstelling Stoffen [8] (INS; zie ook Bijlage 2) voor de getalsmatige invulling van MTR en VR voor stoffen. In de INS-notitie uit 2004 [9] zijn de definities van MTR en VR als volgt weergegeven:

‘Het “MTR” is de algemene milieukwaliteitsnorm die is gebaseerd op het MTR-niveau. Om dit MTR-niveau te bepalen worden twee waarden afgeleid: een waarde voor het maximaal toelaatbare risiconiveau voor de mens en een waarde voor het maximaal toelaatbare risiconiveau voor het ecosysteem. Het uiteindelijke “MTR-niveau” is de laagste van de twee afgeleide waarden. De streefwaarde is de algemene milieukwaliteitsnorm die is gebaseerd op het VR-niveau. De genoemde risiconiveaus zijn als volgt gedefinieerd:

- MTR. Voor de mens is dit het maximale risiconiveau dat hoort bij de concentratie van een stof in een milieucompartiment waarbeneden geen negatief effect te verwachten is of, voor carcinogene stoffen, waarbij de kans op sterfte voor de mens kleiner is dan 10^{-6} per jaar. Voor het ecosysteem is dit het maximale niveau waarbeneden 95% van de potentieel aanwezige soorten in een ecosysteem zijn beschermd;
- VR. Dit is 1% van het MTR. De factor 100 tussen MTR en VR is gekozen omdat in het milieu vele stoffen tegelijkertijd worden aangetroffen. Het VR is met name bedoeld om rekening te houden met de mogelijke effecten van combinatietoxiciteit.’

De notitie MILBOWA (Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, zie Bijlage 1) uit 1991 is een van de eerste producten van INS en bevat normen voor een groot aantal stoffen [10].

Er is in het verleden onderzocht of er ruimte was om de vaste factor van 100 verder uit te werken. Achtergrond hiervan is dat het strak hanteren van de factor 100 tussen MTR en VR tot dusdanig lage streefwaarden leidde, dat een groot gedeelte van de Nederlandse bodem als verontreinigd beschouwd zou moeten worden. Voor de ecotoxicologie is indertijd een voorstel tot differentiatie uitgewerkt, maar de Gezondheidsraad was van oordeel dat de keuze van de veiligheidsfactor beleidsmatig is en niet empirisch kan worden onderbouwd [7]. Op wetenschappelijke gronden is er dan ook geen differentiatie mogelijk. In de INS-notitie uit 1999 [11] staat daarover het volgende:

‘Hoewel het wenselijk lijkt de vaste factor 100 te differentiëren (bijvoorbeeld naar stofgroep en/of milieusituatie) is op grond van adviezen van de Gezondheidsraad en de Technische Commissie Bodembescherming besloten de factor 100 tussen het MTR en VR te handhaven.’

2.2.2 *MTR en streefwaarde als beleidsdoel*

Zoals hiervoor aangegeven is het beleid ten aanzien van stoffen steeds gericht op het terugdringen van de concentraties tot een niveau waarop de risico's voor mens en ecosysteem verwaarloosbaar klein en dus aanvaardbaar zijn. In het eerste nationaal milieubeleidsplan NMP [2] is dit doel als volgt geformuleerd:

'De risico's voor mens en milieu van individuele of groepen van stoffen tot een aanvaardbaar en zo mogelijk tot een verwaarloosbaar niveau reduceren.(...).'

Als specifieke doelen voor prioritaire stoffen worden genoemd:

'Vaststellen van milieukwaliteitseisen en te nemen maatregelen voor prioritaire stoffen. Milieudoelstelling voor 2000 voor prioritaire stoffen: geen overschrijding van maximaal toelaatbare risiconiveaus, streven naar verwaarloosbare risico's.'

In het NMP2 [3], dat in december 1993 verschijnt, speelt de streefwaarde een bescheiden rol. Onder het thema verspreiding wordt gemeld:

'Het thema verspreiding is gericht op het niet meer overschrijden van het maximaal toelaatbaar risiconiveau voor mens en milieu in 2000 voor alle stoffen ten gevolge van nieuwe emissies, en verder op het streven naar zo laag als redelijkerwijs mogelijke risico's.'

De enige directe verwijzing naar de streefwaarde staat in de paragraaf over het bodembeleid:

'Het beleid is gericht op het handhaven van de streefwaarde als maat voor de duurzame bodemkwaliteit.'

In het NMP3 uit 1998 [4] staat als beleidsdoel geformuleerd dat:

'voor alle stoffen op zeer korte termijn, zo mogelijk voor 2000, het MTR niet meer overschreden mag worden als gevolg van emissies', en dat 'op langere termijn, zo mogelijk voor 2010, de streefwaarde niet meer overschreden mag worden als gevolg van emissies.'

In het NMP4 [5], dat in juni 2001 verschijnt en de beleidsdoelen voor een langere periode van 30 jaar presenteert, blijven de doelen van het NMP3 van kracht, tenzij anders vermeld. Voor de streefwaarde betekent dit concreet dat de doelstelling zoals hiervoor weergegeven blijft gelden. Specifiek voor landbouw en natuur worden de volgende doelen gesteld:

'de grens- en streefwaarden voor het grondwater, het oppervlaktewater en de bodem (zie paragraaf 3.2 van NMP4) zijn in 2030 bereikt, evenals de doelen voor de emissies van nitraat, fosfaat en zware metalen die samenhangen met het mestgebruik. De blootstelling aan bestrijdingsmiddelen is teruggebracht tot het niveau van een verwaarloosbaar risico.'

Tussendoel voor bestrijdingsmiddelen is het halen van het MTR in 2010 [12, 13], zie verder paragraaf 2.7. Wederom wordt als motivering voor de streefwaarde de gelijktijdige aanwezigheid van verschillende stoffen opgevoerd:

'Stoffen, waaronder bestrijdingsmiddelen, worden doorgaans op individuele basis beoordeeld. Dit betekent dat dan geen rekening wordt gehouden met mogelijke combinatie-effecten bij blootstelling aan meer stoffen tegelijk. (...) In het milieubeleid is uit voorzorg een extra veiligheidsfactor geïntroduceerd voor individuele stoffen (dit is de streefwaarde) om dit probleem van combinatiewerking te voorkomen.'

2.3 Waterkwaliteit

Al vóór het IMP-milieubeheer '86-'90 [1] is er sprake van diverse nota's die specifiek betrekking hebben op het waterkwaliteitsbeleid. Deze nota's verschijnen min of meer parallel aan de hiervoor genoemde documenten. In 1968 wordt De waterhuishouding van Nederland gepubliceerd (ook wel aangeduid als de eerste Nota Waterhuishouding, NW1), gevolgd door NW2 in 1984, NW3 in 1989 en NW4 in 1998 [14-17]. NW1 heeft beperkte aandacht voor verontreinigende stoffen, maar dit verandert in de jaren die volgen. Het achtergronddocument van de Commissie Integraal Waterbeheer bij de Vierde Nota Waterhuishouding (NW4) geeft hiervan een goed overzicht [18]. Omdat de ontwikkelingen in het waterkwaliteitsbeleid nauw samenhangen met die van het algemene milieubeleid, wordt hierna kort stilgestaan bij dit beleidsterrein. Een verdere toelichting op de diverse nota's is te vinden in Bijlage 1.

2.3.1 *MTR en streefwaarde als kwaliteitsnormen voor oppervlaktewater*

Vanaf de Vierde Nota Waterhuishouding (NW4) [17], die de periode 1998-2006 beslaat, wordt uitgegaan van de twee risiconiveaus MTR en VR. Over de status van het MTR wordt het volgende opgemerkt:

'Het nastreven van het MTR geldt voor de waterbeheerder als een inspanningsverplichting. Daarbij vormt de mate van overschrijding van het MTR een belangrijk toetsinstrument voor het brongericht beleid. Prioriteit wordt op basis van risicobeoordeling gegeven aan de beperking van de emissies van stoffen waarvan de overschrijding van de MTR en de effecten het grootst zijn.'

Met betrekking tot de streefwaarde wordt gesteld dat het bereiken hiervan als lange termijn-doel richtinggevend blijft. Daarom mag voor stoffen beneden het MTR-niveau geen normopvulling plaatsvinden, zodat afwenteling naar andere watersystemen wordt voorkomen. Voor de Noordzee geldt primair de streefwaarde als milieukwaliteitsnorm, zowel voor de kortere als de lange termijn [18]. Een groot aantal MTR's uit de NW4 is in 2004 als wettelijke milieukwaliteitseis voor oppervlaktewater opgenomen in de Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren [19].

2.3.2 *Nationaal Waterplan (2009)*

Het Nationaal Waterplan [20] is het formele rijksplan voor het nationale waterbeleid voor de periode 2009-2015. In de Waterwet is vastgelegd dat het rijk dit plan eens in de zes jaar opstelt. Het is de opvolger van de Vierde Nota Waterhuishouding (NW4) [17] uit 1998 (zie paragraaf 2.3.1) en vervangt alle voorgaande nota's waterhuishouding. Sinds de invoering van de Kaderrichtlijn Water (KRW) [21] wordt het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid in grote mate bepaald door het Europese beleid. Het Nationaal Waterplan bevat daarom tevens de stroomgebiedbeheerplannen die op grond van de KRW zijn opgesteld. In het Nationaal Waterplan worden geen streefwaarden genoemd. Wel beschrijft het Nationaal Waterplan het streefbeeld met betrekking tot vijf verschillende thema's (waterveiligheid, watertekort en zoetwatervoorziening, wateroverlast, waterkwaliteit en het gebruik van water) en voor een aantal gebieden (kust, rivieren, Randstad, Noordzee etc.).

Het streefbeeld voor waterkwaliteit is als volgt geformuleerd:

Het bovengrondse leven en het gebruik van de ondergrond leiden niet tot negatieve effecten op het oppervlaktewater en grondwater. Er zijn geen puntbronnen meer over die de bodem en het water significant vervuilen. Diffuse bronnen vormen geen beperking voor de gebruiksfuncties en de vereiste ecologische kwaliteit van het water. Potentiële nieuwe probleemstoffen worden tijdigesignaleerd zodat kan worden voorkomen dat er eerst een probleem moet ontstaan voordat aan oplossingen wordt gedacht. De erfenissen uit het verleden zijn en worden voortvarend aangepakt. Bij verontreinigde (water)bodems die leiden tot een onaanvaardbare belasting van het watersysteem zijn noodzakelijke maatregelen getroffen. (...) De inrichting van de watersystemen geeft voldoende ruimte voor natuurlijke processen én voor gezonde populaties van flora en fauna. Dit geeft ecologische waarden ruimte om mee te veranderen. (...).'

2.3.3 Normstelling volgens de Kaderrichtlijn Water

De milieukwaliteitseisen die voortvloeien uit de KRW, de Grondwaterrichtlijn en de Richtlijn prioritare stoffen zijn in Nederland geïmplementeerd via het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKMW, [22]) en de Regeling monitoring kaderrichtlijn water [23]².

De milieukwaliteitseisen en monitoringsindicatoren in respectievelijk het BKMW en de Regeling monitoring KRW worden aangeduid als Milieukwaliteitsnorm (MKN). De MKN voor chronische blootstelling, de zogenoemde jaargemiddelde-MKN (JG-MKN), ligt getalsmatig op het niveau van het MTR voor ecosystemen^{3 4}. Voor een aantal stoffen waarvoor nog geen nieuwe normen waren afgeleid, is de JG-MKN gelijkgesteld aan het MTR uit de Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren van 2004 [19]. Naast de JG-MKN is er een MKN voor kortdurende piekblootstelling, de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN). Deze ligt op of boven het niveau van de JG-MKN. De genoemde JG-MKN en MAC-MKN gelden voor KRW-waterlichamen in het algemeen. Daarnaast bevat het BKMW specifieke MKN-waarden die gelden voor oppervlaktewater dat is bestemd voor de bereiding van drinkwater, deze worden aangeduid als 'richtwaarden' en 'streefwaarden'. De richtwaarden zijn wettelijke normen (zie paragraaf 2.2), de streefwaarden zijn een invulling van artikel 7, derde lid, KRW waarin staat dat ernaar moet worden gestreefd dat de waterkwaliteit geleidelijk wordt verbeterd, zodat het vereiste zuiveringsniveau

² Het NWP verwijst naar het BKMW 2009. Het BKMW is uiteindelijk in 2010 van kracht geworden en bevat de normen voor Europese prioritair (gevaarlijke) stoffen onder de KRW, biotannormen voor hexachloorbenzeen, hexachloorbutadien en kwik, normen voor grondwater en normen voor oppervlaktewater bedoeld voor de bereiding van drinkwater. De monitoringsindicatoren voor de zogenoemde specifieke verontreinigende stoffen (stoffen die voor het Nederlandse stroomgebied relevant zijn) staan in de Regeling monitoring kaderrichtlijn water uit 2010. Ten tijde van het verschijnen van het NWP stonden de concentratiewaarden uit het latere BKMW en de Regeling monitoring KRW nog in één concept-BKMW 2009. De concentratiewaarden voor specifiek verontreinigende stoffen hadden toen nog de status van milieukwaliteitseisen in plaats van monitoringsindicatoren. Naar aanleiding van het advies van de Raad van State over het conceptbesluit zijn de kwaliteitselementen van de ecologische toestand overgeheveld naar de Regeling monitoring KRW. Voor de praktijk maakt dit geen verschil.

³ De jaargemiddelde concentratie wordt getoetst aan de JG-MKN. Voor toetsing aan het MTR werd het 90^{ste} percentiel van de gemeten concentraties gebruikt.

⁴ De JG-MKN kan ook zijn gebaseerd op doorvergiftiging van vogels en zoogdieren of op humane blootstelling via het eten van vis. Is dat laatste het geval en gaat het om genotoxisch carcinogenen, dan is de JG-MKN getalsmatig vergelijkbaar met het VR, omdat volgens de KRW een risicogrens van 10⁻⁶ per leven (10⁻⁸ per jaar) wordt gebruikt. Zie Bijlage 3 voor verdere uitleg.

kan worden verlaagd. Deze streefwaarden hebben dus geen relatie met streefwaarde of VR zoals bedoeld in dit rapport.

Met het Nationaal Waterplan blijft de gecombineerde aanpak voor puntbronnen en diffuse bronnen uitgangspunt voor het bereiken van de gewenste waterkwaliteit. Om lozingen en emissies terug te dringen worden bij alle bronnen van verontreiniging door middel van vergunningen of algemene regels de best beschikbare technieken (BBT) of beste milieupraktijken voorgeschreven (eerste vereiste vanuit preventief brongericht beleid). Voor zowel de KRW-waterlichamen als de overige wateren wordt beoordeeld of een lozing na toepassing van BBT aanvaardbaar is. Voor deze zogenoemde emissie-immissietoets kunnen de getalswaarden uit het BKMW en de Regeling monitoring KRW als vertrekpunt worden gebruikt. Het nog te verschijnen Handboek wet- en regelgeving waterbeheer zal ingaan op de manier waarop omgegaan kan worden met een groot aantal stoffen die niet in het Besluit of de Regeling staan. De verwijzing naar deze getalswaarden geeft aan dat in het huidige waterkwaliteitsbeleid de chemische toestand van het water wordt afgerekend op een niveau dat vergelijkbaar is met het 'oude' MTR (zie noten 3 en 4). Voor nieuwe lozingen toetst men tevens aan 10% daarvan in verband met de eis van 'geen achteruitgang'. Toetsing aan het VR is komen te vervallen [24]. Dit leidt tot de conclusie dat de streefwaarde als (getalsmatig) instrument uit beeld is geraakt.

Hoewel de KRW *geen* getalsmatig equivalent van de Nederlandse streefwaarde of VR kent, zijn er wel doelstellingen die min of meer vergelijkbaar zijn of in de praktijk eenzelfde uitwerking kunnen hebben:

- De KRW kent het beginsel van geen achteruitgang (art. 4, eerste lid KRW) en progressieve vermindering voor prioritaire stoffen en stopzetting of geleidelijke beëindiging van lozingen en emissies voor prioritair gevaarlijke stoffen (art. 16 KRW).
- In bijlage V van de KRW staat beschreven dat bij een goede toestand wordt voldaan aan het MKN en bij een zeer goede toestand concentraties van chemische stoffen vergelijkbaar zijn aan het achtergrondniveau.
- In overweging 22 en art. 1 van de KRW staat de doelstelling om voor prioritair gevaarlijke stoffen in marien milieu te komen tot achtergrondwaarden.

2.4 Bodem en grondwater

De herkomst en het gebruik van normen in het Nederlandse bodembeleid is een onderwerp op zichzelf [25]. Deze paragraaf beperkt zich dan ook tot een paar voor het doel van dit rapport belangrijke ontwikkelingen.

In de loop van de jaren zeventig en tachtig van de vorige eeuw staat de normstelling voor de bodem vooral in het teken van saneringen. Met het verschijnen van de notitie MILBOWA in 1991 ([10]; zie paragraaf 2.2.1 en Bijlage 1), wordt een aantal tot dan toe bestaande normen uit het bodembeleid voortaan als streefwaarde aangeduid. Het gaat om de referentiewaarden bodemkwaliteit en de A-waarden uit de Leidraad bodembescherming. Naast de streefwaarde, waaronder de bodem als schoon wordt bestempeld, is de interventiewaarde het ijkpunt voor bodemsanering. De interventiewaarde, die de C-waarde uit de Leidraad bodembescherming vervangt, is de concentratie waarboven sprake is van ernstige verontreiniging en waarbij nader onderzoek en sanering noodzakelijk zijn. Bij concentraties tussen de streef- en interventiewaarde is nader onderzoek nodig.

Multifunctionaliteit is tot het eind van de jaren negentig het uitgangspunt van het beleid; de bodem moet in principe geschikt zijn voor elk doel: als basis om te bouwen, voor de productie en winning van voedsel- en grondstoffen, voor waterberging en voor het in stand houden van ecosystemen en natuur. Bodemsaneringen hebben grote maatschappelijke gevolgen en brengen enorme kosten met zich mee. In de praktijk bepaalt de ecologische functie vaak de norm. In de loop van de jaren negentig van de vorige eeuw ontstaat de behoefte om het huidige of toekomstige gebruik van de bodem mee te wegen in de beoordeling van verontreinigingen. De vraag is of een industrieterrein op basis van dezelfde normen moet worden beoordeeld als een groentetuin of recreatiegebied en of in alle gevallen dezelfde saneringsdoelstelling moet gelden. Met het traject Beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER), dat in 1995 start, wordt een functiegerichte benadering ingezet. Dit leidt onder meer tot de zogenoemde bodemgebruikswaarden (BGW). Deze waarden, die afhankelijk zijn van het type bodemgebruik, gelden als doelstelling bij sanering en als kwaliteitscriterium bij hergebruik van grond. De streefwaarden, BGW en interventiewaarden worden gebruikt om de bodemkwaliteit voor verschillende typen gebruik in te delen in klassen. De functiegerichte benadering is in 2008 herzien. Daarbij hebben de Achtergrondwaarden bodem de functie van de streefwaarden bodem overgenomen en zijn de BGW vervangen door de Maximale Waarden (MW) voor de klasse wonen en de klasse industrie [25]. Uit deze classificatie volgt of, en in welke mate, grond op een locatie mag worden hergebruikt en of in een verontreinigde situatie moet worden ingegrepen.

De belangrijkste (wettelijke) kaders voor het bodembeheer zijn op dit moment het Besluit bodemkwaliteit [26] en de daaraan verbonden Regeling bodemkwaliteit [27]. Het Besluit bodemkwaliteit regelt het hergebruik van bouwstoffen, grond en bagger. Daarnaast is er de beoordelingssystematiek voor bodemsanering zoals vastgelegd in de Circulaire bodemsanering (eerste versie 2006, herziening 2008 en huidige circulaire 2009 [28-30]).

Voor het hergebruik van bouwstoffen zijn er emissiewaarden voor anorganische stoffen vastgesteld. Deze waarden gaan uit van bescherming van bodem en grondwater op het niveau van het MTR. Hierbij houdt men rekening met de reeds aanwezige achtergrondgehalten van deze stoffen met de zogenoemde toegevoegd-risicobenadering. Hierbij is de concentratie berekend die aan de natuurlijke achtergrond mag worden toegevoegd om het gewenste beschermingsniveau te bereiken. Deze maximaal toelaatbare toevoeging (MTT) levert, opgeteld bij de natuurlijke achtergrondconcentratie, het MTR (zie [31-34] voor een verdere toelichting).

Binnen het grondverzet en de bodemsanering staan de volgende bodemnormen centraal: Achtergrondwaarden, Interventiewaarden en Maximale Waarden. De beleidskeuzes die zijn gemaakt voor de onderbouwing van deze normen zijn uitvoerig beschreven in het rapport van NOBO (Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling [35]). Hierna wordt de beoordelingssystematiek voor landbodems kort toegelicht. De toetsing van hergebruik van grond en bagger in waterbodems heeft in grote lijnen een vergelijkbare benadering, maar verschilt voor wat betreft de functiegerichte benadering. Een gedetailleerde toelichting op het waterbodembeleid voert te ver voor het doel van dit rapport. Zie voor meer informatie [36, 37].

2.4.1 *Streef- en achtergrondwaarden*

Streef- en achtergrondwaarden zijn generieke normen die horen bij het omgaan met (relatief) schone bodem en vooral een rol spelen in het preventieve beleid en bij bodembeheer. De streefwaarde is gelijk aan het VR en is meestal gebaseerd op ecologische risico's. De Achtergrondwaarden zijn gebaseerd op het 95-percentiel van de concentraties van een stof in relatief onbelaste gebieden en zijn gebaseerd op de resultaten van het project AW2000 (zie referentie in [35]). Voor het bodembeheer zijn de Achtergrondwaarden voor de bodem het ijkpunt; beneden dit niveau kan grond overal vrij worden toegepast. Het idee hierachter is dat het niet zinvol is om te proberen iets te veranderen aan de situatie van diffuse verontreinigingen in onverdachte gebieden. Het is beleidsmatig belangrijk dat er ruimte ontstaat voor grondverzet binnen bepaalde kwaliteitsgrenzen en dat schone gebieden schoon blijven. Binnen het grondverzet geldt de Achtergrondwaarde als het hoogste ecologische beschermingsniveau bij de afleiding van Maximale Waarden (zie paragraaf 2.4.3). De Achtergrondwaarden (en Maximale Waarden) gelden ook als saneringsdoelstelling in het geval van historische verontreinigingen (vóór 1987); de uiteindelijke doelstelling is afhankelijk van het (toekomstige) gebruik van de bodem. Voor nieuwe verontreinigingen houdt de streefwaarde een functie als de nulsituatie onbekend is [27, 29, 35, 38].

Met de komst van de Achtergrondwaarden voor bodem, zijn de streefwaarden voor grond en sediment vanaf 2008 niet meer opgenomen in de Circulaire bodemsanering [29, 30]. Volgens de Circulaire bodemsanering 2009 [30] houden de streefwaarden voor grondwater een rol in het saneringsbeleid. Wanneer er sprake is van grondwater verontreiniging, zegt deze streefwaarde grondwater iets over het niveau waarop in theorie teruggesaneerd zou moeten worden. Het saneringsdoel dat uiteindelijk in de praktijk wordt gehanteerd, is medeafhankelijk van wat onder de gegeven omstandigheden als redelijk wordt beschouwd. Volgens NOBO moet de streefwaarde voor grond/sediment overigens wel worden gehandhaafd [35].

‘Die waarde heeft een functie voor het preventieve beleid ter voorkoming van bodemverontreiniging, vooral het beleid dat zich richt op diffuse bronnen’.

2.4.2 *Interventiewaarden*

De Interventiewaarden zijn bodemnormen die bepalen of er sprake is van ernstige bodemverontreiniging in de zin van de Wet bodembescherming. Als de concentraties in de bodem hoger zijn dan de Interventiewaarde, dan moet met het Saneringscriterium worden bepaald of er al dan niet sprake is van spoed voor sanering [29]. Daartoe kan met het instrument ‘Sanscrit’ worden bepaald of er in de gegeven situatie inderdaad sprake is van onaanvaardbare risico's. Interventiewaarden zijn gebaseerd op humane en ecologische risico's en liggen op het ‘ernstig risiconiveau’. Voor de mens is dit de concentratie in de bodem, waarbij uitgaande van een standaard scenario, blootstelling plaatsvindt tot aan het MTR-humaan (zie definitie in paragraaf 2.2.1). Het ernstig risiconiveau voor ecologie komt overeen met een concentratie in de bodem waarbij 50% van de bodemsoorten of -processen mogelijk een effect ondervindt.

2.4.3 Maximale Waarden

De Maximale Waarden horen bij een blijvend geschikte toestand van de bodem, gegeven het gebruik. Ze spelen een belangrijke rol in de regelgeving voor het gebruik van grond en bagger, zoals neergelegd in het Besluit bodemkwaliteit [26]. Een van de uitgangspunten van het Besluit bodemkwaliteit is dat bodembeheerders ervoor kunnen kiezen om wat betreft de kwaliteitscriteria voor de bodem af te wijken van de generieke landelijke Maximale Waarden door eigen gebiedsspecifiek beleid te maken [39]. Het gebiedsspecifieke beleid geeft de mogelijkheid om onder voorwaarden normen vast te stellen die strenger of soepeler zijn dan de generieke Maximale Waarden. Voor een verdere toelichting, zie [35-37].

Uitgangspunt van het generieke beleid is dat grond en bagger mag worden hergebruikt als de kwaliteit aansluit bij de betreffende bodemfunctie *en* de kwaliteit van de ontvangende bodem gelijk of slechter is [35, 36]. De Maximale Waarden zijn ook gebaseerd op humane en ecologische risico's *en* houden rekening met de functie van de bodem. Er zijn zeven verschillende bodemfuncties gedefinieerd, die zijn geclusterd in drie bodemfunctieklassen. Voor het humane beschermingsniveau houden de Maximale Waarden rekening met blootstelling uit andere bronnen, waardoor het MTR-humaan al deels wordt 'opgevuld' en er dus minder 'ruimte' blijft voor blootstelling via de grond. Voor genotoxisch carcinogenen wordt niet getoetst aan het MTR, maar aan het VR van 10^{-8} per jaar (10^{-6} per leven; zie ook noot 1 en Bijlage 3). De differentiatie naar bodemfunctie wordt bereikt door verschillende blootstellingsscenario's te gebruiken, waarin de mate van bodemcontact en gewasconsumptie variëren. Bij moes- en volkstuinten bijvoorbeeld wordt rekening gehouden met een grotere consumptie van gewas dan bij gewone tuinen, terwijl bij gewone tuinen weer met een grotere mate van bodemcontact wordt gerekend dan bij natuurgebieden.

Voor het ecologische beschermingsniveau is per bodemfunctie gekozen voor een van de drie vastgestelde niveaus. De Achtergrondwaarde is het strengste ecologische beschermingsniveau. De waarde is gerelateerd aan de bestaande (gemeten) concentraties in relatief schone gebieden; voor stoffen waarvoor deze waarde niet bepaald kon worden geldt de bepalingsgrens. Het minst strenge niveau is de Maximale Waarde Industrie, waarbij 50% van de soorten of processen mogelijk een effect mag ondervinden (HC50). Dit niveau wordt gebruikt voor de functies bebouwing, infrastructuur en overig groen. Tussen het hoge en matige beschermingsniveau (respectievelijk Achtergrondwaarde en Maximale Waarde Industrie), ligt het middenniveau voor ecologie. Dit middenniveau is bepaald als het geometrisch gemiddelde van het MTR en de HC50 en moet ervoor zorgen dat mogelijke effecten op soorten/processen beperkt blijven. Het ecologische middenniveau geldt voor de functies wonen met tuin, plaatsen waar kinderen spelen en voor groene gebieden die een zekere ecologische waarde hebben. Verder is voor bodemfuncties met grotere aaneengesloten groene gebieden extra rekening gehouden met de risico's van doorvergiftiging van vogels en zoogdieren.

Voor het vaststellen van de *lokale* Maximale Waarden (door bevoegde overheden) kan verder worden gedifferentieerd naar de zeven verschillende bodemfuncties en kan worden gekozen voor een specifieke invulling van het beschermingsniveau binnen de randvoorwaarden van het Besluit bodemkwaliteit. De Risicoolbox bodem moet verplicht worden toegepast om de keuzes wat betreft risico's inzichtelijk te maken (www.risicoolbox.nl; zie voor een toelichting [36, 37]).

2.4.4 *Grondwater*

De normstelling voor grondwater is nauw verbonden met de systematiek voor bodem. Zoals hiervoor al is aangegeven, wordt de streefwaarde voor grondwater gehanteerd in het saneringsbeleid. Daarnaast is de bescherming van het grondwater een belangrijk doel van de Kaderrichtlijn Water [21]. De Dochterrichtlijn Grondwater (DRGW) [40] werkt een aantal grondwateraspecten van de KRW verder uit. Als maat voor de goede chemische toestand van grondwaterlichamen zijn in de DRGW grondwaterkwaliteitsnormen geïntroduceerd. Voor nitraat en bestrijdingsmiddelen zijn deze normen op EU-niveau vastgesteld. Voor het overige bepalen de lidstaten zelf voor welke stoffen zij op nationaal niveau drempelwaarden willen vaststellen, en hoe hoog deze moeten zijn. Het RIVM heeft een methode ontwikkeld voor het afleiden van drempelwaarden [41], waarbij zowel de risico's voor de mens (via drinkwater) als voor het ecosysteem worden meegenomen. Voor stoffen die van nature aanwezig zijn, zijn de drempelwaarden gebaseerd op het MTR-niveau, rekening houdend met de achtergrondconcentratie via de toegevoegd risico-benadering (zie paragraaf 2.4). Voor synthetische stoffen stelt het RIVM voor om uit te gaan van het VR [41]. Dit vanwege het uitgangspunt dat deze stoffen in principe niet in het milieu thuishoren en de traagheid van het 'systeem grondwater' die ervoor zorgt dat stoffen nog lang in het systeem kunnen blijven. Dit sluit aan bij het advies van de Technische commissie bodembescherming (TCB) [42]. Op dit moment zijn er nog geen drempelwaarden voor synthetische stoffen voorgesteld, maar dit kan in de toekomst wel gebeuren. Voor zes stoffen zijn drempelwaarden vastgelegd in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKMW, [22]). Er is beleidsmatig voor gekozen om de door het RIVM voorgestelde waarden op basis van het MTR (zie [41]) met een factor 1,5 te vermenigvuldigen om rekening te houden met de afname van concentraties door natuurlijke processen.

Meer algemeen geeft de DRGW als opdracht emissies naar het grondwater te voorkomen of te beperken. De DRGW laat de invulling over aan de lidstaten en biedt de mogelijkheid om voor verschillende grondwaterlichamen gedifferentieerd beleid te voeren. Bodem en grondwater staan in nauwe verbinding met elkaar, en de bodemkwaliteit bepaalt dus mede de kwaliteit van het grondwater. Het Besluit bodemkwaliteit en de daaraan verbonden Regeling geven dan ook (mede) invulling aan de eisen die volgen uit de DRGW. Zo zijn er emissie-eisen voor bouwstoffen in opgenomen, die belasting van de bodem en het grondwater moeten voorkomen. De belasting als gevolg van emissies uit bouwstoffen en grond wordt met modellen berekend [43, 44]. De DRGW geeft geen criteria voor de getalsmatige toetsing van concentraties, maar gezien de relatie met de KRW en de systematiek voor drempelwaarden ligt voor stoffen die van nature aanwezig zijn de toetsing aan het MTR-niveau (rekening houdend met de natuurlijke achtergrondconcentratie) voor de hand. Voor synthetische stoffen moeten emissies naar grondwater worden voorkomen. In hoeverre de Maximale Waarden voldoende bescherming bieden aan het grondwater is onderwerp van onderzoek [44]. Ook loopt onderzoek naar de vraag hoe de uitzonderingsbepalingen van KRW/DRGW kunnen worden onderbouwd voor verontreinigde locaties die vanwege prioritering of andere redenen niet (direct) worden gesaneerd [45].

2.4.5 *Conclusie bodem en grondwater*

Uit het voorgaande volgt dat binnen het bodembeleid de streefwaarde grotendeels is vervangen door de Achtergrondwaarde. Er bestaat een stelsel van functiegerichte normen, waarin het beschermingsniveau is gedifferentieerd naar type bodemgebruik. Hierbij is het MTR het uitgangspunt voor wat betreft de risico's voor de mens. Voor de ecologische risico's gelden, afhankelijk van het type norm en de bodemfunctie, beschermingsniveaus die liggen tussen de Achtergrondwaarde en een niveau waarbij 50% van de soorten/processen mogelijk effect ondervindt (HC50). Alleen voor de afleiding van Maximale Waarden voor genotoxische carcinogenen hanteert men voor de mens het VR. Het VR is ook uitgangspunt voor de drempelwaarden voor grondwater in het geval van synthetische stoffen. Toetsing van emissies uit bouwstoffen gebeurt op het MTR-niveau in de bodem en het grondwater, rekening houdend met de natuurlijke achtergrondconcentraties door middel van de toegevoegd-risicobenadering.

2.5 **Lucht**

Voor lucht bestaan in Nederland zeer veel verschillende typen normen, zie [46] voor een uitgebreid overzicht. Net als voor water worden belangrijke normen voor lucht internationaal vastgesteld. De WHO (World Health Organization) adviseert zogenoemde *air quality guidelines* die min of meer vergelijkbaar zijn met MTR-waarden. De EU kent wettelijke grens- en streefwaarden voor lucht. Zoals in de inleiding al is aangegeven, is de EU-streefwaarde iets anders dan het Nederlandse, aan het VR gekoppelde, beleidsdoel. Dit kan tot verwarring leiden. Het VR wordt wel gebruikt als wettelijke norm voor asbest in nieuwbouw, de norm voor deze stof is gelijkgesteld aan de risicogrens van 10^{-8} per jaar of 10^{-6} per leven. Het VR wordt ook gebruikt bij vergunningverlening in het kader van de Wet milieubeheer. Op grond van de lijst van Nederlandse prioritaire stoffen zijn er in het kader van de Nederlandse emissierichtlijn lucht (NeR⁵) stoffen aangewezen waarvoor de emissies tot een minimum moeten worden beperkt. De luchtemissies van deze stoffen worden momenteel getoetst aan het MTR. Vanaf 2012 moet vanuit de NeR getoetst worden aan het VR.

2.6 **Meststoffen**

Het gebruik van meststoffen is aan regels gebonden⁶. Er zijn niet alleen normen voor de hoeveelheid nutriënten, maar ook voor eventuele verontreinigingen. Zo moet bij het gebruik van zuiveringsslib worden getoetst of de concentratie van zware metalen de achtergrondconcentratie in de bodem niet overschrijdt (rekening houdend met de eigenschappen van de bodem). Voor het verhandelen van meststoffen gelden speciale regels. Een van de regels is dat meststoffen niet mogen bestaan of zijn geproduceerd uit afvalstoffen of reststoffen. Een uitzondering bestaat voor stoffen waartegen naar het oordeel van de minister⁷ geen landbouwkundige of milieukundige bezwaren bestaan wanneer ze als meststof of bij de productie van meststof worden gebruikt [47]. Deze zogenoemde positieve lijst met aangewezen stoffen bepaalt welke materialen kunnen worden gebruikt als meststof of bij covergisting. Covergisting is het proces waarbij biogas en warmte worden geproduceerd door dierlijke

⁵ <http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/ner>

⁶ zie http://www.hetInVloket.nl/portal/page?_pageid=122,1780591&_dad=portal&_schema=PORTAL

⁷ Er wordt verwezen naar de minister van LNV, dit ministerie is inmiddels opgegaan in het nieuwe ministerie van Economische zaken, Landbouw en Innovatie.

meststoffen samen met organische materialen te vergisten. De reststof van dit proces, het digestaat, kan in de landbouw als meststof worden gebruikt, mits het mengsel vóór covergisting tenminste 50% dierlijke mest bevat en de gebruikte covergistingsmaterialen op de positieve lijst staan. De toetsing van deze materialen wordt uitgevoerd door de werkgroep Toetsing Stoffen van de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet (CDM) volgens het Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet [47]. Voor een aantal organische microverontreinigingen en metalen zijn maximale waarden⁸ in meststoffen opgenomen in het Uitvoeringsbesluit Meststoffenwet en de Uitvoeringsregeling Meststoffenwet. Van stoffen waarvoor geen maximale waarden in meststoffen zijn vastgesteld, wordt getoetst of bij langdurig gebruik de streefwaarde voor bodem en grondwater niet worden overschreden.

Vanwege residuen van gewasbeschermingsmiddelen in potentiële meststoffen of covergistingsmaterialen leidt de huidige methodiek regelmatig tot een negatief oordeel. In december 2010 heeft de TCB hierover een advies uitgebracht [48], waarin ondermeer wordt ingegaan op het risiconiveau dat moet worden gehanteerd bij de beoordeling van covergistingsmaterialen en andere organische meststoffen. In haar advies geeft de TCB aan dat de keuze voor streefwaarde of VR voor het bodemecosysteem voor de hand ligt, gezien het preventieve karakter van het meststoffenbeleid.

Voor *persistente* organische verbindingen pleit de TCB voor normering op het niveau van streefwaarde of VR, omdat een toename van deze stoffen in de bodem ongewenst is en strijdig met het beleid dat gericht is op het tegengaan van verdere belasting van de bodem met milieuvreemde verbindingen. Wel geeft de TCB aan dat de normen uit het Meststoffenbesluit moeten worden aangepast aan de huidige stand der kennis, want voor een aantal stoffen zijn inmiddels herziene streefwaarden beschikbaar. Ook wijst de TCB op het feit dat in het verleden deze normen beleidsmatig met een factor 4 zijn verhoogd, terwijl daar volgens de TCB geen inhoudelijke argumenten voor zijn.

Voor *niet-persistente* bestrijdingsmiddelen is de TCB voorstander van aansluiting bij de normen die in andere kaders worden gehanteerd. Bij de toelating van gewasbeschermingsmiddelen wordt getoetst op MTR-niveau (zie paragraaf 2.7), de emissiewaarden voor bouwstoffen gaan uit van een dergelijk beschermingsniveau (zie paragraaf 2.4) en ook de Kaderrichtlijn Water hanteert een niveau dat vergelijkbaar is met het MTR voor oppervlaktewater (zie paragraaf 2.3.3). De TCB merkt op dat het MTR altijd is bedoeld als bovengrens; tussen MTR en VR is risicoreductie gewenst (zie ook Figuur 1). De keuze voor de bovengrens als toetsingscriterium in voornoemde kaders heeft te maken met maatschappelijke overwegingen. De TCB vindt dat in het geval van niet-persistente stoffen in digestaat ook een zekere opvulling van de ruimte tussen VR en MTR mogelijk moet zijn. Die opvulling moet echter beperkt zijn, omdat rekening moet worden gehouden met belasting uit verschillende bronnen en de mogelijk gelijktijdige aanwezigheid van meerdere stoffen.

De TCB verwacht overigens niet dat de voorgestelde aanpassingen in de normen de huidige knelpunten oplossen. Een deel van de problemen wordt namelijk veroorzaakt door technische problemen bij de beoordeling. Belangrijke punten zijn de berekening van het verwachte residu in de bodem (bijvoorbeeld de rol van afbraakprocessen) en het ontbreken van voldoende ecotoxiciteitsgegevens, waardoor normen met grote veiligheidsfactoren moeten worden afgeleid.

⁸ Dit zijn niet dezelfde waarden als de Maximale Waarden uit het Besluit bodemkwaliteit

Momenteel wordt verkend of er, mede op basis van het advies van de TCB, mogelijkheden zijn tot aanpassingen in de beoordelingsmethodiek. Een van de opties is om, naast de beoordeling volgens het protocol, ruimte te bieden voor een *expert judgement*. De TCB geeft hiervoor een aantal criteria.

2.7 Gewasbeschermingsmiddelen

Nederland kent een intensieve landbouw met een relatief hoog gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. Dit veroorzaakt een aanzienlijke belasting van bodem, water en lucht. Het is daarom al lange tijd een belangrijk beleidsdoel die belasting terug te dringen. In 1991 wordt het Meerjarenplan Gewasbescherming (MJP-G) vastgesteld voor de periode 1990-2000 [49]. Het MJP-G heeft als doel de afhankelijkheid, het gebruik en de emissies van chemische gewasbeschermingsmiddelen te verminderen. Het beleid voor de periode 2001-2010 is geformuleerd in de nota Zicht op gezonde teelt uit 2000 [50], die in 2004 is vervangen door de nota Duurzame Gewasbescherming [13]. Deze nota sluit aan bij de normen voor de milieukwaliteit die zijn vastgelegd in het NMP4 en in NW4 en herhaalt de milieudoelstelling uit Zicht op gezonde teelt:

‘Om te kunnen spreken van een duurzame landbouw zou op grond van het NMP4, voor de belasting van het oppervlaktewater met gewasbeschermingsmiddelen in 2030 het Verwaarloosbaar Risico (VR) moeten zijn gerealiseerd. Op dit streven is ook de milieudoelstelling voor 2010 in deze nota gebaseerd: in 2010 mag de belasting van het oppervlaktewater door gewasbeschermingsmiddelen niet uitgaan boven het MTR-niveau en moet een eerste stap zijn gezet naar VR.’

Deze doelstelling is vertaald in termen van reductie van de milieubelasting ten opzichte van 1998 (75% reductie in 2005, 95% in 2010).

In de rijksbegrotingen van de afgelopen jaren wordt verwezen naar de Nota Duurzame gewasbescherming. In de memorie van toelichting op de begroting voor 2010 [51] staat in artikel 4.2.3 als doel:

‘Het bevorderen van duurzame landbouw om een blijvend ecologisch verantwoord gebruik en beheer te garanderen van bodem, water, lucht en overige natuurlijke hulpbronnen door de agrarische sector. Hoofdtak hierbij is het zodanig terugdringen van de emissies dat de schade aan milieu en de gezondheid van de mens verwaarloosbaar is (...).’

In de toelichting op de begroting van 2011 [52] wordt ook verwezen naar de reductiedoelstelling uit de nota. Op dit moment wordt gewerkt aan een eindevaluatie die in 2011 zal verschijnen, waarin ook vooruit zal worden gekeken naar toekomstig beleid.

Een zeer belangrijk punt hierbij is dat het Nederlandse beleid voor gewasbeschermingsmiddelen voor het grootste deel wordt bepaald door het Europese beleid. De toelating gebeurt op basis van Europese wet- en regelgeving, met een eigen systeem van toelatingsnormen. In deze Europese systematiek worden KRW-normen, streefwaarde of VR niet gebruikt als toelatingscriterium. Een voorstel voor het afleiden van KRW-normen op basis van het toelatingsdossier wordt momenteel uitgewerkt in de Beslisboom water⁹. Zoals hiervoor is aangegeven, ligt de KRW-norm voor chronische blootstelling,

⁹ De Beslisboom Water is een voorstel voor een nieuwe systematiek voor het beoordelen van de risico's voor waterecosystemen bij de toelating van gewasbeschermingsmiddelen. Dit voorstel wordt gemaakt in opdracht van de huidige ministeries van Infrastructuur en Milieu (voorheen VROM en VenW) en Economische zaken, Landbouw en Innovatie (voorheen EZ en LNV).

de JG-MKN, op een niveau dat vergelijkbaar is met het 'oude' MTR. Voor bodem wordt voor persistente gewasbeschermingsmiddelen bij de toelating ook uitgegaan van het MTR. Toetsing aan streefwaarde of VR in de toelatingsprocedure van gewasbeschermingsmiddelen wordt niet gezien als realistische optie voor de nabije toekomst.

2.8 Nationaal stoffenbeleid

In de Milieubeleidsplannen (zie paragraaf 2.2) is het beleid rond verontreinigende stoffen ingebed in het bredere geheel, tussen andere thema's (verzuring, vermisting, verstoring, et cetera). Chemische stoffen, in het bijzonder de prioritair stoffen, hebben vanaf het begin bijzondere aandacht gehad (zie de doelen in het NMP, paragraaf 2.2.2). Het nationaal stoffenbeleid geeft invulling aan de manier waarop de doelen uit de NMP's kunnen worden bereikt. Het huidige beleid heeft zijn basis in de Strategienota Omgaan met Stoffen, vastgesteld door de Ministerraad in maart 2001 [53], ook bekend als SOMS. De nota gaat vooral over een nieuwe manier van werken, de doelen uit de NMP's blijven onverminderd van kracht:

Omdat de milieubeleidsdoelen zoals geformuleerd in het NMP3 logische tussenstappen zijn op weg naar het uiteindelijke doel blijven deze doelen gelden, namelijk dat voor alle stoffen op zeer korte termijn, zo mogelijk voor 2000, het MTR niet meer overschreden mag worden als gevolg van emissies, en dat op langere termijn, zo mogelijk voor 2010, de streefwaarde niet meer overschreden mag worden als gevolg van emissies.'

Het nieuwe beleid wordt opgehangen aan drie uitgangspunten: verstandig, voorzichtig en met voorzorg omgaan met stoffen. De streefwaarde komt bij alle drie aan bod. Verstandig omgaan met stoffen betekent aandacht voor preventie en risicomanagement. De normen die de overheid aanreikt, waaronder de streefwaarde, zijn hiervoor een instrument. Voorzichtig omgaan met stoffen betekent dat er rekening moet worden gehouden met potentiële effecten die niet allemaal in een norm (kunnen) zijn meegewogen. Te denken valt aan accumulatie in het milieu en gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen. Met voorzorg omgaan met stoffen betekent dat bepaalde stoffen in principe onaanvaardbaar zijn, tenzij aan strenge voorwaarden is voldaan. Hierbij valt te denken aan het op termijn bereiken van de streefwaarde. De kernelementen uit SOMS, prioritering, creëren van kennis, delen van kennis en zorgplicht, zijn terug te vinden in het Europese REACH-kader (Registration, evaluation, authorisation and restriction of chemicals [54]).

De specifieke nationale beleidsdoelen ten aanzien van (prioritaire) stoffen (zie ook [55]) komen terug in de rijksbegrotingen. In de toelichting op de begrotingen van de directie Risicobeheer van de afgelopen jaren tot nu (2008-2011) staat steeds expliciet de streefwaarde vermeld als doel [51, 52, 56, 57]. In Tabel 1 is de tekst uit de memories van toelichting (beknopt) weergegeven. In de begroting voor 2011 wordt in hoofdstuk 6.2 Operationele doelstellingen, onderdeel Gebruik van chemische stoffen, als motivering gegeven:

De doelstelling is om een situatie te bereiken waarin mens en milieu hooguit verwaarloosbare risico's lopen als gevolg van de schadelijke effecten van chemische stoffen en van nanotechnologie (...).'

Het tijdstip waarop het doel moet worden gehaald is afhankelijk van de categorie stoffen: voor prioritair stoffen is dat 2010, voor overige chemische stoffen 2020 en voor nanodeeltjes per direct.

Tabel 1 De streefwaarde in de begrotingen voor het nationaal stoffenbeleid van 2008-2011

Indicator	2008	2009	2010	2011
Beleidsindicator emissies prioritair stoffen en beleidsindicator milieukwaliteit prioritair stoffen.	Doel: in 2010 lopen mens en milieu geen of verwaarloosbaar risico (streefwaarde) omdat verstandig, voorzichtig en met voorzorg wordt omgegaan met de prioritair stoffen (met andere woorden: voor elke prioritair stof die geproduceerd, geïmporteerd, gebruikt en/of geëmitteerd wordt, is het risico kleiner dan de vastgestelde norm, zijnde het verwaarloosbaar risico).	Doel: in streefjaar 2010 lopen mens en milieu geen of verwaarloosbaar risico (= streefwaarde) als gevolg van prioritair stoffen, omdat door het bedrijfsleven verstandig, voorzichtig en met voorzorg wordt omgegaan met de prioritair stoffen (met andere woorden: voor elke prioritair stof die geproduceerd, geïmporteerd, gebruikt en/of geëmitteerd wordt, is het risico kleiner dan de vastgestelde norm zijnde het verwaarloosbaar risico).	zie 2009	Doel: in streefjaar 2010 lopen mens en milieu geen of verwaarloosbaar risico (= streefwaarde) als gevolg van de ZEZ-stoffen ¹⁰ en de prioritair stoffen. Of de streefwaarde gehaald is, zal pas na 2011 duidelijk worden als de indicatoren berekend zijn met de benodigde (meet)waarden.
Beleidsindicator emissies stoffen en beleidsindicator milieukwaliteit stoffen.	Doel: in 2020 lopen mens en milieu geen of verwaarloosbaar risico (streefwaarde) omdat verstandig, voorzichtig en met voorzorg wordt omgegaan met stoffen (met andere woorden: voor elke stof die geproduceerd, geïmporteerd, gebruikt en/of geëmitteerd wordt is het risico kleiner dan de vastgestelde norm, zijnde het verwaarloosbaar risico).	Doel: in 2020 lopen mens en milieu geen of verwaarloosbaar risico (= streefwaarde) als gevolg van stoffen. Zelfde doel als bij prioritair stoffen maar dan 10 jaar later bereikt.	zie 2009	Doel: in 2020 lopen mens en milieu geen of verwaarloosbaar risico's (= streefwaarde) als gevolg van alle chemische stoffen tezamen.
Beleidsindicator emissies nanodeeltjes en beleidsindicator milieukwaliteit nanodeeltjes.	Doel: mens en milieu lopen geen of verwaarloosbaar risico omdat verstandig, voorzichtig en met voorzorg wordt omgegaan met nanodeeltjes (met andere woorden: voor elk nanodeeltje dat geproduceerd, geïmporteerd, gebruikt en/of geëmitteerd wordt, is het risico kleiner dan de vastgestelde norm, zijnde het verwaarloosbaar risico).	Doel: mens en milieu lopen per direct (= doeljaar) geen of verwaarloosbaar risico (= streefwaarde) als gevolg van nanodeeltjes. Zelfde doel als bij prioritair stoffen, maar dan per direct gerealiseerd omdat het nieuwe toepassingen betreft.	zie 2009	Doel: mens en milieu lopen per direct (= doeljaar) geen of verwaarloosbaar risico (= streefwaarde) als gevolg van nanodeeltjes. Zelfde doelstelling als bij de ZEZ-stoffen en de prioritair stoffen, maar dan per direct gerealiseerd omdat het nieuwe toepassingen betreft.

¹⁰ Zeer-ernstige-zorgstoffen

3 De balans

3.1 Inleiding

Uit het hiervoor gepresenteerde overzicht blijkt dat vanaf de jaren tachtig van de vorige eeuw de streefwaarde altijd in beeld is geweest als doel voor het milieubeleid. Wel verschuift het tijdstip waarop aan de doelstellingen moet zijn voldaan. Waar eerst 2000 als streven wordt genoemd, wordt dit in latere plannen 2010 of 2030. Het waterbeleid sluit in de loop der jaren steeds meer aan bij de systematiek van het algemene stoffenbeleid en introduceert vanaf 1989 ook de streefwaarde als kwaliteitsniveau voor de langere termijn. Het zelfde geldt voor het bodembeleid. Vanaf het begin van deze eeuw veranderen zowel het water- als het bodembeleid, deels vanwege Europese verplichtingen. In sommige gevallen is het beleidsdoel impliciet vergelijkbaar gebleven, maar de gewenste milieukwaliteit wordt niet meer aangeduid in termen van streefwaarde of verwaarloosbaar risiconiveau (VR). De streefwaarde als instrument verdwijnt dan ook grotendeels uit beleidsdocumenten voor die terreinen. Op dit moment worden streefwaarde of VR alleen toegepast in het kader van bodemsanering (streefwaarde grondwater), als norm voor luchtkwaliteit (asbest in nieuwbouw), bij de toetsing van emissies door de industrie (emissietoetsing conform NeR) en bij de beoordeling van meststoffen. In het nationaal stoffenbeleid geldt de streefwaarde onverminderd als beleidsdoel. Dit hoofdstuk presenteert de balans: wat is de meerwaarde van streefwaarde of VR als getalsmatige invulling van het beleidsdoel en welke bezwaren kleven er mogelijk aan het toepassen ervan?

3.2 De meerwaarde van de streefwaarde

De streefwaarde ondersteunt als instrument een aantal uitgangspunten van het beleid en is een toetsbare maat voor het bereiken van een aantal beleidsdoelen. De streefwaarde kan met name een rol vervullen bij de volgende onderwerpen:

- de aanwezigheid van meerdere stoffen (mengseltoxiciteit);
- de aanwezigheid van meerdere bronnen;
- het uitfasen van ongewenste stoffen.

Gezamenlijk zijn dit de elementen die van belang zijn om voor chemische stoffen het begrip duurzaamheid vorm te geven.

3.2.1 *Bescherming tegen mengseltoxiciteit*

Uit het vorige hoofdstuk blijkt dat de bescherming tegen gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen (mengseltoxiciteit of combinatietoxiciteit genoemd) altijd een uitgangspunt is geweest voor het hanteren van de streefwaarde als milieudoelstelling in Nederland.

Ook internationaal staat mengseltoxiciteit de laatste tijd (weer) volop in de belangstelling. Mede naar aanleiding van studies naar de mogelijke invloed op de gezondheid van mensen, is het onderwerp nu actueler dan ooit (zie de voorbeelden in een studie van het Zweedse KEMI uit 2010 [58]). Er zijn recent diverse rapportages verschenen die benadrukken dat mengseltoxiciteit moet worden meegenomen bij de beoordeling van chemische stoffen [58-62]. De

Europese Unie financiert onderzoek naar mengseltoxiciteit (bijvoorbeeld NoMiracle¹¹; zie ook het informatieblad van DG Environment over beleidsrelevant onderzoek [63]). De Raad van de Europese Unie heeft in december 2009 de lidstaten gevraagd dit onderwerp hoog op de agenda te zetten [64]. Eind 2009 is het eindrapport verschenen van een onderzoek in opdracht van de Europese Commissie naar de stand van de wetenschap en beleid en regelgeving met betrekking tot mengseltoxiciteit [60]. De conclusie van dit rapport is dat er wetenschappelijk gezien voldoende methoden zijn om mengseltoxiciteit in te bouwen in risicobeoordeling van stoffen. Dit wordt bevestigd in andere rapporten, zie bijvoorbeeld [61, 65]. De verankering in (Europese) wetgeving is echter niet of nauwelijks aanwezig, de meeste regelgeving is nog steeds gericht op individuele stoffen.

De Zweedse KEMI-studie [58] geeft een helder overzicht van de wetenschappelijke uitgangspunten voor het beoordelen van mengseltoxiciteit. Op basis daarvan wordt een aantal suggesties gedaan voor integratie ervan in risicobeoordelingen, met name in de context van REACH. Het KEMI-rapport oppert de mogelijkheid om een vaste *mixture assessment factor* (MAF) te gebruiken bij de beoordeling individuele stoffen. De vraag is dan natuurlijk hoe groot de waarde van de MAF moet zijn. Het probleem is dat er weinig bekend is over de aantallen stoffen die tegelijkertijd aanwezig zijn in het milieu. Verder hoeft het niet zo te zijn dat alle stoffen in een mengsel ook evenredig bijdragen aan de toxiciteit. Er zijn aanwijzingen uit onderzoek dat een paar stoffen het effect van een mengsel bepalen, terwijl de andere stoffen nauwelijks bijdragen. In het licht hiervan wordt een MAF van 10 tot 100 als mogelijkheid geopperd (zie Bijlage 4 voor een verdere toelichting).

In feite is de Nederlandse streefwaarde een invulling van MAF: er wordt een vaste factor van 100 gebruikt om rekening te houden met eventuele mengseltoxiciteit. Op een andere manier gezegd: er wordt rekening gehouden met de mogelijkheid dat er 100 stoffen tegelijk aanwezig zijn in een concentratie van 1/100 van het MTR, waardoor ze gezamenlijk een risico vormen.

In 1997 heeft het RIVM een evaluatie uitgevoerd van de factor 100 met het oog op humane blootstelling [7]. Uit deze evaluatie blijkt dat voor de onderzochte stofgroepen de factor 100 ruim voldoende is om de gezamenlijke risico's van verschillende stoffen binnen zo'n groep af te dekken. Voor de meeste stofgroepen lijkt een factor 10 voldoende. De auteurs merken op dat mogelijke interacties *tussen* stofgroepen niet zijn meegenomen. Er zijn bovendien diverse stofgroepen waarvan de inname niet gereguleerd is, maar die vrijwillig worden ingenomen (bijvoorbeeld geneesmiddelen, genotmiddelen). Ook is er geen rekening mee gehouden dat de blootstelling aan andere milieuverontreinigende stoffen soms al boven de norm is. In 2008 heeft het RIVM op basis van meetgegevens voor gewasbeschermingsmiddelen en metalen geconcludeerd dat er voor een zeer groot aantal locaties een risico is dat soorten onvoldoende worden beschermd tegen deze mengsels van stoffen [66]. De conclusie is dat het nodig is om rekening te houden met mengseltoxiciteit. De factor 100 lijkt hiervoor voldoende te zijn.

¹¹ NOvel Methods for Integrated Risk Assessment of CumULative stressors in Europe, een 6e kaderprogramma dat liep van 2004 tot en met 2009 en waaraan is deelgenomen door diverse Nederlandse universiteiten (VU, WUR en Radboud) en onderzoeksinstituten (RIVM, Alterra), zie <http://nomiracle.jrc.ec.europa.eu/default.aspx>.

3.2.2 *Bescherming tegen meerdere bronnen*

In het voorgaande is de aandacht vooral uitgegaan naar mengseltoxiciteit, dat wil zeggen: de risico's van de gelijktijdige aanwezigheid van stoffen. In de praktijk is er ook sprake van opeenvolgende blootstelling aan dezelfde of verschillende stoffen¹². Bij de risicobeoordeling van gewasbeschermingsmiddelen voor de mens wordt wel rekening gehouden met de bijdrage van verschillende routes aan de totale blootstelling; voor het ecosysteem is dit niet het geval. Er zijn inmiddels wel diverse modellen beschikbaar om dit te doen [65]. Het gelijktijdig of opeenvolgend gebruik van verschillende gewasbeschermingsmiddelen is dan ook een punt van aandacht bij de Beslisboom water, een nieuwe systematiek voor het beoordelen van de risico's voor waterecosystemen bij de toelating van gewasbeschermingsmiddelen, in opdracht van de huidige ministeries van Infrastructuur en Milieu (voorheen VROM en VenW) en Economische zaken, Landbouw en Innovatie (voorheen EZ en LNV). Er zijn aanwijzingen dat bij sommige teelten enkele tientallen stoffen per seizoen worden toegepast.

Ook bij andere stoffen kan meervoudige blootstelling in de tijd spelen en is er altijd de mogelijkheid dat een stof door meerdere bronnen in het zelfde gebied wordt geloosd. Zeker in een land als Nederland, met een hoge dichtheid aan activiteiten en intensief gebruik van de ruimte, is dit een punt van aandacht. Wanneer in al deze situaties vooraf afzonderlijk aan een MTR per stof wordt getoetst, bestaat het risico dat de gezamenlijke activiteiten leiden tot een overschrijding of opvulling van het MTR. Er zou moeten worden onderzocht of de streefwaarde een rol kan vervullen als antwoord op deze problematiek en op welke manier dit zou kunnen.

3.2.3 *Uitfaseren van ongewenste stoffen*

Het simpele feit dat emissies van sommige stoffen ongewenst zijn, is een reden om de streefwaarde als norm of beleidsinstrument te gebruiken. De motivering die indertijd binnen SOMS is genoemd om de streefwaarde als doel te hanteren sluit hierbij aan (zie paragraaf 2.8):

'met voorzorg omgaan met stoffen betekent dat bepaalde stoffen in principe niet aanvaardbaar zijn, tenzij aan strenge voorwaarden is voldaan.'

Het is ook de reden waarom voor synthetische stoffen het VR wordt toegepast bij het afleiden van drempelwaarden voor grondwater (zie paragraaf 2.4.4). In 2010 heeft het RIVM geanalyseerd in hoeverre (inter)nationale regelgeving kan bijdragen aan het bereiken van de doelstellingen van het prioritaire stoffenbeleid, namelijk het behalen van de streefwaarde in 2010 [67]. Het is duidelijk dat dit het geval is voor regelgeving die rechtstreeks leidt tot een productie- of emissiestop, bijvoorbeeld voor stoffen die onder de verdragen van OSPAR¹³ of UNEP/UNECE-POP¹⁴ vallen. Andersom geredeneerd kan het toepassen van de streefwaarde in vergunningverlening worden gebruikt als invulling van een (door Europa) vereiste minimalisatieverplichting. Bij

¹² In Europese wet- en regelgeving wordt de term 'cumulative risk assessment' soms gebruikt voor het beoordelen van de risico's van één stof als gevolg van herhaalde blootstelling of blootstelling via verschillende routes, terwijl in de USA deze term is gereserveerd voor het effect van blootstelling aan meerdere stoffen via verschillende routes en over verschillende tijdperiodes [58,60].

¹³ Het OSPAR-verdrag heeft als doel door internationale samenwerking het maritieme milieu in de Noord-Oostelijke Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee) te beschermen.

¹⁴ Deze verdragen van United Nations Environment Programme (UNEP) en United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) zijn gericht op het verminderen van productie en gebruik van persistente organische verontreinigende stoffen, met als uiteindelijk doel het uitbannen van emissies.

concentraties onder de streefwaarde is de kans dat zich effecten voordoen als gevolg van de desbetreffende stof immers verwaarloosbaar. De streefwaarde kan daarmee dienen als instrument om het begrip minimalisatieverplichting concreet en operationeel te maken. Te denken valt bijvoorbeeld aan de SVHC-stoffen (*substances of very high concern*) die vallen onder Annex XIV van REACH en de prioritair gevaarlijke stoffen uit de Richtlijn prioritaire stoffen onder de KRW (2008/EC/105, geïmplementeerd in [22]).

3.3 Beperkingen van de streefwaarde

Naast voordelen kent de streefwaarde ook beperkingen. Hierbij valt vooral te denken aan het volgende:

- het ontbreken van internationale afstemming;
- het ontbreken van wettelijke status;
- de praktische consequenties van lage waarden.

Hierna wordt ingegaan op deze beperkingen en worden mogelijke oplossingen aangedragen.

3.3.1 Internationale afstemming

Internationaal is er geen equivalent van de Nederlandse streefwaarde of VR. REACH koppelt veilig gebruik aan een *predicted no effect concentration* (PNEC) voor het ecosysteem en een *derived no effect level* (DNEL) voor de mens [68]. De PNEC is getalsmatig vergelijkbaar met het MTR-niveau; het zelfde geldt voor de meeste humane normen. Ook binnen de KRW toetst men aan milieukwaliteitsnormen die getalsmatig meestal vergelijkbaar zijn met het MTR-niveau. Dit geldt ook voor de internationale normen voor lucht. Binnen de toelating van gewasbeschermingsmiddelen is er evenmin een equivalent van de Nederlandse streefwaarde of het VR. Een uitzondering zijn de humane normen voor genotoxisch carcinogenen (zie Bijlage 3). Voor deze stoffen wordt internationaal een risiconiveau van 10^{-6} per leven (10^{-8} per jaar) gebruikt, dit komt overeen met het Nederlandse VR. Het oorspronkelijke motief voor de streefwaarde, namelijk rekening houden met gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen, wordt internationaal zeker wel als belangrijk erkend. Uitdragen van de streefwaarde als pragmatische oplossing voor dit probleem verdient dan ook aanbeveling. Er zal ook moeten worden nagedacht over een eventuele andere term, om verwarring met de Europese wettelijke streefwaarde voor lucht te vermijden. Een optie is om alleen nog maar over het VR te spreken, maar dit zou dan wel in alle kaders moeten gebeuren waar de term streefwaarde nu nog wordt gebruikt (bijvoorbeeld streefwaarde grondwater en toetsing meststoffen).

3.3.2 Ontbreken wettelijke status

De streefwaarde heeft nooit een wettelijke status gehad, dat wil zeggen: de streefwaarde is niet opgenomen in ministeriële besluiten of regelingen. Dit vermindert niet automatisch de (juridische) kracht ervan. Bij bodemsanering speelt de niet-wettelijke interventiewaarde een belangrijke rol. De streefwaarde als norm voor asbest en de toekomstige toetsing van emissies aan het VR volgens de NeR brengen ook duidelijke verplichtingen met zich mee. Op andere terreinen, bijvoorbeeld rond het verlenen van lozingsvergunningen, lijkt het ontbreken van een wettelijke status het opleggen van maatregelen te bemoeilijken. Dit blijkt ook bij een procedure bij de Raad van State. Dit is op zichzelf geen probleem, maar het handhaven van de streefwaarde als

beleidsdoel vraagt daarom wel om inzet van andere instrumenten en afstemming tussen de diverse betrokken beleidsterreinen. Een hernieuwde duidelijke toepassing in het brongerichte beleid kan hierbij helpen. Toetsing aan de streefwaarde levert informatie over in hoeverre de beleidsdoelen (kunnen) worden gehaald. De streefwaarde wordt dan niet alleen neergezet als doel voor de kwaliteit van het ontvangende milieu op de lange termijn, maar ook om de hoogte van de toegestane emissies te bepalen. Zoals hiervoor al is aangegeven, kan de streefwaarde op deze manier bijdragen aan (inter)nationale eisen, zoals de minimalisatieverplichting. Bovendien kunnen streefwaarde of VR worden gebruikt bij het ontwikkelen van *best available techniques/best environmental practices* (BAT of BBT/BEP).

3.3.3 *Praktische consequenties van lage waarden*

Beperkingen van analysemethoden

De streefwaarde wordt bepaald door het toepassen van een vaste veiligheidsfactor van 100 op het MTR. Dit kan een getalswaarde opleveren die onder de detectielimiet ligt. Er kan dan met bestaande (chemische) technieken niet worden gecontroleerd of de norm of het beleidsdoel inderdaad wordt gehaald. Als de stof wordt aangetoond is er per definitie een probleem, maar als de stof niet wordt aangetroffen betekent dit niet dat de norm is gehaald. Dit probleem treedt op bij de toetsing van emissies naar lucht in het kader van de NeR. Een pragmatische oplossing zou kunnen zijn om de streefwaarde op de (natuurlijke) achtergrond ofwel op de detectielimiet te zetten, maar dit betekent in de praktijk vaak dat elke toevoeging een overschrijding van de emissie-eis betekent.

Bij een risicobeoordeling op basis van berekende of gemodelleerde concentraties zijn metingen in eerste instantie niet nodig en kan *wel* worden getoetst of een concentratie in het milieu de streefwaarde zal overschrijden. Met het oog op de beoordeling van risico's van mengsels binnen REACH noemt het KEMI-rapport [58] zo'n risicobeoordeling ook als alternatief voor een vaste *mixture assessment factor*. Er wordt voorgesteld om een cumulatieve risicobeoordeling uit te voeren (in de zin van de Amerikaanse definitie, zie noot 12). Hierbij wordt de informatie uit REACH dossiers gebruikt om, net als bij gewasbeschermingsmiddelen en biociden, specifieke blootstellingsscenario's te definiëren en door te rekenen. Dit is een vorm van een verfijnde risicobeoordeling met expliciete aandacht voor mengseltoxiciteit.

In meer algemene zin kan het concept van een verfijnde, scenario gestuurde risicobeoordeling worden gebruikt als er op basis van streefwaarde of VR een potentieel risico wordt geïdentificeerd. Dit opent de mogelijkheid om preciezer inzicht te krijgen in de werkelijke risico's. Deze informatie is van belang om een goede kosten-batenafweging te maken op basis waarvan eventueel verdere maatregelen kunnen worden genomen.

Achtergrondconcentraties en biobeschikbaarheid

Voor bodem speelde in het verleden dat de streefwaarde dusdanig laag was dat een groot gedeelte van de Nederlandse bodem als verontreinigd beschouwd zou moeten worden (zie paragraaf 2.2.1). Mede daarom zijn de bestaande (gemeten) concentraties in relatief schone gebieden nu het uitgangspunt (de zogenoemde Achtergrondwaarden, zie paragraaf 2.4). In zijn algemeenheid vraagt het afleiden van normen voor stoffen die van nature voorkomen en/of wijd verspreid zijn om een speciale benadering, zeker als het om essentiële elementen gaat.

Zoals in paragraaf 2.4 vermeld is voor metalen de toegevoegd-risicobenadering ontwikkeld, waarbij de concentraties worden berekend die aan de natuurlijke achtergrond mogen worden toegevoegd om het gewenste beschermingsniveau te bereiken [31-33]. Deze maximaal toelaatbare toevoeging (MTT) en verwaarloosbare toevoeging ($VT = MTT/100$) leveren, opgeteld bij de natuurlijke achtergrondconcentratie, het MTR en VR op.

Een probleem is dat er voor veel stoffen geen of onvoldoende informatie over de natuurlijke achtergrondconcentratie bekend is. De Achtergrondwaarde zoals gebruikt in het bodembeleid is gebaseerd op de gemeten concentratie in relatief onverdachte gebieden en het is moeilijk om in te schatten welk deel hiervan het gevolg is van antropogene invloed en welk deel van nature aanwezig is. Er zijn wel methoden in ontwikkeling [34], maar er is geen overeenstemming over de beste methode [35]. Daarnaast is het een probleem dat de huidige methoden kunnen leiden tot MTT- en/of VT-waarden die zo klein zijn dat ze wegvallen tegen de achtergrondconcentratie. Dit betekent in de praktijk dat elke toevoeging leidt tot een overschrijding van MTR of VR. Dit speelt bijvoorbeeld bij de MTR-afleiding voor borium, zie [69].

In de gevallen die hiervoor zijn aangestipt, is een generieke benadering vanuit praktisch oogpunt moeilijk bruikbaar. In gevallen waarbij toetsing aan MTT of VT tot problemen leidt, is verder onderzoek noodzakelijk. Dit kan bestaan uit een verdere verfijning van achtergrondconcentraties of het ontwikkelen van locatiespecifieke normen. Achtergrondconcentraties kunnen van plaats tot plaats verschillen en als gevolg van de variaties in de samenstelling van water of bodem is een stof meer of minder beschikbaar voor opname. Vanwege dit laatste aspect, dat wordt aangeduid als biologische beschikbaarheid, heeft men voor waterorganismen voor een aantal metalen een andere methode ontwikkeld. Er wordt niet een norm afgeleid op basis van het in absolute zin laagste toxiciteitsgetal, maar de relatie tussen toxiciteit en waterkarakteristieken wordt beschreven. Deze relaties worden vervolgens gebruikt om risicogrenzen af te leiden die horen bij de eigenschappen van een specifiek watersysteem [70-73]. Bij deze methode is het beschermingsniveau op alle locaties hetzelfde, maar de concentraties waarbij dit niveau wordt bereikt, kunnen van plaats tot plaats verschillen. Het is de vraag of het haalbaar is om een soortgelijke methode ook voor de bodem te ontwikkelen. Een andere optie is het inzetten van andere toetsingsmethoden dan het vergelijken van chemische concentraties met normen. Te denken valt aan het inzetten van bioassays. Dit zijn experimenten waarin organismen direct in het veld worden blootgesteld, of in het laboratorium in contact worden gebracht met grond- of watermonsters. Het wel of niet optreden van effecten met deze technieken kan waardevolle informatie opleveren over de mate van beschikbaarheid van stoffen en over de aan- of afwezigheid van combinatietoxiciteit.

Op basis van maatschappelijke overwegingen kan er ook voor worden gekozen om het beschermingsniveau aan te passen, of om op pragmatische gronden voor een andere norm te kiezen. Dit zijn keuzes die onder de verantwoordelijkheid van het beleid vallen. Wel is het van groot belang om de gemaakte keuzes op inzichtelijke manier vast te leggen. Het NOBO-rapport [35] is een goed voorbeeld van zo'n verantwoording.

4 Conclusies en aanbevelingen

De streefwaarde heeft vanaf de jaren tachtig van de vorige eeuw een duidelijke rol gespeeld in het algemene stoffenbeleid en het water- en bodembeleid. Vanaf het begin van deze eeuw verandert dit, deels vanwege Europese verplichtingen. De gewenste milieukwaliteit wordt in de meeste beleidsterreinen niet meer aangeduid in termen van streefwaarde of verwaarloosbaar risiconiveau (VR). In het nationaal stoffenbeleid lijkt de streefwaarde echter onverminderd als beleidsdoel te gelden. Als het nationaal stoffenbeleid kaderscheppend of richtinggevend is voor andere beleidsterreinen, is aandacht nodig voor een betere samenhang tussen beleidsdoelen. Direct hieraan gekoppeld is de noodzaak het normstellingstraject te herzien zodat het inhoudelijk en procesmatig aansluit op de behoeften van vandaag. Hierbij hoort ook een discussie over de wenselijkheid de term streefwaarde te blijven gebruiken voor Nederlands beleidsdoelen, terwijl er ook een wettelijke Europese luchtnorm met die naam bestaat. Een mogelijkheid is om voortaan alleen de term verwaarloosbaar risiconiveau te hanteren, maar dit moet dan wel consequent in alle kaders gebeuren.

Het oorspronkelijke doel van de streefwaarde is om bij normstelling rekening te houden met gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen. Dit onderwerp staat onverminderd sterk in de belangstelling in verschillende (Europese) kaders, waaronder REACH, KRW en de toelating van gewasbeschermingsmiddelen. Er is niet alleen sprake van gelijktijdige aanwezigheid van verschillende stoffen. Meervoudige blootstelling in de tijd en de mogelijkheid dat een stof door meerdere bronnen in hetzelfde gebied wordt geloosd, zijn ook relevant. Een pragmatische manier om hiermee rekening te houden is het toepassen van een vaste veiligheidsfactor, zoals gebeurt in de streefwaarde. Als toetsing aan de streefwaarde of het VR leidt tot het vermoeden dat er een risico is, kan het concept van een verfijnde, scenario gestuurde risicobeoordeling worden ingezet. De streefwaarde of het VR kunnen ook worden ingezet als instrument om de doelen te bereiken voor die stoffen waarvoor op basis van Europese of (inter)nationale regelgeving een verplichting tot nulemissie, een minimalisatieverplichting of een wens tot uitfaseren bestaat. Toetsing van concentraties in het milieu aan de streefwaarde of het VR levert informatie in hoeverre de eisen worden gehaald. Bij concentraties onder de streefwaarde is de kans dat zich effecten voordoen als gevolg van de desbetreffende stof immers verwaarloosbaar. De streefwaarde kan daarmee dienen als instrument om het begrip minimalisatieverplichting concreet en operationeel te maken.

De streefwaarde is een instrument dat het verantwoord gebruik van chemische stoffen kan stimuleren en zo bijdraagt aan een gezond en veilig milieu. De streefwaarde is momenteel vooral een beleidsdoel. Dit hoeft op zichzelf de kracht ervan niet te verminderen, maar het vraagt wel inzet van andere instrumenten (bijvoorbeeld vergunningverlening) en afstemming tussen diverse betrokken beleidsterreinen. Een zeer belangrijk punt hierbij is de haalbaarheid van de streefwaarde als aanvullende eis of doel voor die stoffen waarvoor het (toelatings)beleid op Europees niveau wordt vormgegeven, bijvoorbeeld gewasbeschermingsmiddelen. Het uitdragen van de streefwaarde of VR als instrument verdient dan ook aanbeveling.

Dankwoord

Diverse collega's binnen en buiten het RIVM hebben commentaar gegeven op (onderdelen) van dit rapport, suggesties gedaan voor aanvullingen en verbeteringen, of de tijd genomen om zaken te verduidelijken tijdens een overleg. Ik wil alle betrokkenen hiervoor hartelijk bedanken.

Els Smit

Literatuur

1. Tweede Kamer der Staten Generaal. Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990. Vergaderjaar 1985-1986, 19 204, 1-2.
2. Tweede Kamer der Staten Generaal. Nationaal Milieubeleidsplan (NMP). Vergaderjaar 1988-1989, 21 137, 1-2.
3. Tweede Kamer der Staten Generaal. Tweede Nationaal Milieubeleidsplan. Vergaderjaar 1993-1994, 23 560, 2.
4. VROM. 1998. Nationaal Milieubeleidsplan 3. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, EZ, LNV, VenW, Financiën en BZ.
5. VROM. 2001. Een wereld en een wil - werken aan duurzaamheid. Nationaal milieubeleidsplan 4. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, in samenwerking met BZK, EZ, LNV, VenW, BZ, Financiën. OCW en VWS.
6. Tweede Kamer der Staten Generaal. Nationaal Milieubeleidsplan (NMP). Notitie Omgaan met risico's. Vergaderjaar 1988-1989, 21 137, 5.
7. Pieters MN, Könemann WH. 1997. Mengseltoxiciteit: een algemeen overzicht en evaluatie van de veiligheidsfactor van 100 toegepast in het stoffenbeleid. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 620110004.
8. VROM. 1997. Integrale Normstelling Stoffen - milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Notitie onder verantwoordelijkheid van de Interdepartementale Werkgroep Integrale Normstelling Stoffen. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, Directoraat-Generaal Milieubeheer.
9. VROM. 2004. (Inter)nationale Normen Stoffen. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
10. Tweede Kamer der Staten Generaal. Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Vergaderjaar 1990-1991, 21 990, 1.
11. INS. 1999. Integrale Normstelling Stoffen - milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht (geactualiseerde versie INS-notitie 1997). Den Haag, Nederland: Interdepartementale Stuurgroep INS (Ministeries van VROM, V&W, LNV en EZ).
12. VROM. 2002. Vaste waarden, nieuwe vormen. Milieubeleid 2002-2006. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
13. LNV. 2004. Duurzame Gewasbescherming. Beleid voor gewasbescherming tot 2010. Den Haag: Ministerie van LNV.
14. Rijkswaterstaat. 1968. De waterhuishouding van Nederland. Den Haag, Nederland: Staatsuitgeverij.
15. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1985. De waterhuishouding van Nederland 1984. Den Haag, Nederland: Staatsuitgeverij.
16. Tweede Kamer der Staten Generaal. Derde Nota Waterhuishouding. Vergaderjaar 1988-1989, 21 250, 1-2.
17. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1998. Vierde Nota Waterhuishouding.
18. Van de Guchte C, Beek M, Tuinstra J, Van Rossenberg M. 2000. Normen voor het waterbeheer. Den Haag, Nederland: Commissie Integraal Waterbeheer.
19. VROM, VenW. 2004. Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren. Staatscourant 247: 34.

20. VenW. 2009. Nationaal waterplan. Den Haag, Nederland: Ministerie van VenW, VROM en LNV.
21. EC. 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.
22. Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Staatsblad 15, 2010.
23. VROM, VenW/LNV. 2010. Regeling monitoring kaderrichtlijn water. Staatscourant 5615.
24. InfoMil. Toetsingskader waterkwaliteit in de waterwetvergunning na implementatie van de KRW (leidraad voor de waterschappen). Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, Agentschap NL. <http://www.infomil.nl/>.
25. Souren AFMM. 2006. Standards, soil, science and policy. Labelling usable knowledge for soil quality standards in the Netherlands 1971-2000. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam
26. Besluit bodemkwaliteit. Staatsblad 469, 2007.
27. VROM. 2007. Regeling bodemkwaliteit. Staatscourant 247: 67.
28. VROM. 2006. Circulaire bodemsanering 2006. Staatscourant 83: 34.
29. VROM. 2008. Circulaire bodemsanering 2006, zoals gewijzigd per 1 oktober 2008. Staatscourant 131
30. VROM. 2009. Circulaire bodemsanering. Staatscourant 67
31. Peijnenburg WJGM, Van den Hoop MAGT, Van de Meent D, Struijs J. 1996. Een conceptuele basis voor het omgaan met risicogrenzen en achtergrondgehalten bij het afleiden van milieukwaliteitsdoelstellingen. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 719101018.
32. Crommentuijn T, Polder MD, Van de Plassche EJ. 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601501001.
33. Struijs J, Van de Meent D, Peijnenburg WJGM, Van den Hoop MAGT, Crommentuijn T. 1997. Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: how to take natural background levels into account. Ecotoxicol Environ Saf 37: 112-118.
34. Spijker J, Van Vlaardingen PLA, Mol G. 2008. Achtergrondconcentraties en relatie met bodemtype in de Nederlandse bodem. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 711701074.
35. VROM. 2008. NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
36. Bodem+. 2007. Handreiking Besluit Bodemkwaliteit. Den Haag, Nederland: SenterNovem/Bodem+.
37. Wezenbeek J. 2007. Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk. Grontmij. Rapport nr. 3BODM0704.
38. VROM. 2008. Wijziging rectificatie Circulaire bodemsanering 2008. Staatscourant 147.
39. VROM. 2007. Informatiefolder Besluit bodemkwaliteit. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
40. EC. 2006. Richtlijn 2006/118/EG van het Europees parlement en de Raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand.

41. Verweij W, Reijnders HFR, Prins HF, Boumans LJM, Janssen MPM, Moermond CTA, De Nijs ACM, Pieters BJ, Verbruggen EMJ, Zijp MC. 2008. Advies voor drempelwaarden. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 607300005.
42. TCB. 2005. Advies drempelwaarden grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Den Haag, Nederland: Technische commissie bodembescherming.
43. Verschoor AJ, Lijzen JPA, Van den Broek HH, Cleven RFMJ, Comans RNJ, Dijkstra JJ, Vermij PHM. 2006. Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen. Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. Bilthoven, Nederland: RIVM/RIZA. Rapport nr. 71101043. RIZA rapport nr. 2006.029.
44. Spijker J, Comans RJN, Dijkstra JJ, Groenenberg B-J, Verschoor AJ. 2009. Uitloging van grond. Een modelmatige verkenning. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 711701077.
45. Claessens J, Zijp M, Van Rijswijk M, Veldkamp A, Verweij W, Otte P. 2010. Toepassing van uitzonderingsbepalingen GWR op verontreinigingspluimen: Handreiking ROSA en 'Points of Compliances'. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 607701002.
46. De Jong FMW, Janssen PJCM. 2010. Road-map Normstelling. Luchtnormen geordend. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601782026.
47. Van Dijk TA, Driessen JJM, Ehlert PAI, Hotsma PH, Montforts MHMM, Plessius SF, Oenema O. 2009. Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet - versie 2.1. WOt-werkdocument 167. Wageningen, Nederland: Wageningen UR.
48. TCB. 2010. Advies covergisting. Den Haag, Nederland: Technische commissie bodem. Rapport nr. TCB A065(2010).
49. Tweede Kamer der Staten Generaal. Meerjarenplan Gewasbescherming. Vergaderjaar 1990-1991, 21 677, 3-4.
50. Tweede Kamer der Staten Generaal. Zicht op gezonde teelt. Gewasbeschermingsbeleid tot 2010. Vergaderjaar 2000-2001, 27 858, 1-2.
51. Tweede Kamer der Staten Generaal. Vaststelling van de begrotingsstaten van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (XI) en van de begrotingsstaat van het Waddenfonds voor het jaar 2010. Memorie van toelichting. Vergaderjaar 2009-2010, 32 123 Hoofdstuk XI, 2; www.rijksbegroting.nl.
52. Tweede Kamer der Staten Generaal. Vaststelling van de begrotingsstaten van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (XI) en van de begrotingsstaat van het Waddenfonds voor het jaar 2011. Memorie van toelichting. Vergaderjaar 2010-2011, persexemplaar, Hoofdstuk XI, 2; www.rijksbegroting.nl.
53. Anon. 2001. Strategienota Omgaan met Stoffen. Den Haag, Nederland.
54. VROM. 2003. Nederlands stoffenbeleid in internationaal perspectief. Uitvoeringsnota SOMS. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
55. VROM. 2006. Voortgangsrapportage Milieubeleid voor Nederlandse Prioritaire Stoffen. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.

56. Tweede Kamer der Staten Generaal. Vaststelling van de begrotingsstaten van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (XI) en van de begrotingsstaat van het Waddenfonds voor het jaar 2009. Memorie van toelichting. Vergaderjaar 2008-2009, 31 700 Hoofdstuk XI, 2; www.rijksbegroting.nl.
57. Tweede Kamer der Staten Generaal. Vaststelling van de begrotingsstaten van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (XI) en van de begrotingsstaat van het Waddenfonds voor het jaar 2008. Vergaderjaar 2007-2008, 31 200 Hoofdstuk XI, 2; www.rijksbegroting.nl.
58. Backhaus T, Blanck H, Faust M. 2010. Hazard and Risk Assessment of Chemical Mixtures under REACH. State of the Art, Gaps and Options for Improvement. Sundbyberg, Zweden: Swedish Chemicals Agency (KEMI).
59. Altahir M, Blanck H, Oskarsson A. 2009. Combination Effects in Ecotoxicology and Toxicology - Science and Regulation A seminar and poster presentation in English, organized by The Swedish Toxicological Council in co-operation with the Swedish Research Council Formas, 17 November 2009, Stockholm, Sweden.
60. Kortenkamp A, Backhaus T, Faust M. 2009. State of the art report on mixture toxicity. Londen, Engeland: School of Pharmacy, University of London. Rapport nr. 070307/2007/485103/ETU/D.1.
61. Kortenkamp A, Hass U. 2009. Expert workshop on combination effects of chemicals, 28-30 January 2009, Hornbæk, Denmark. Organized under the auspices of the Danish Ministry of the Environment and the Danish Environmental Protection Agency.
62. Syberg K, Jensen TS, Cedergreen N, Rank J. 2009. On the use of mixture toxicity assessment in REACH and the Water Framework Directive: a review. *Human Ecol Risk Ass* 15: 1257-1272.
63. European Commission. 2010. Combination effects of chemicals. Science for Environmental Policy. DG Environment News Alert Service 21
64. Council conclusions on combination effects of chemicals. 2988th ENVIRONMENT Council meeting Brussels, 22 December 2009 http://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms_data/docs/pressdata/en/envir/112043.pdf,
65. Verbruggen EMJ, Van den Brink PJ. 2010. Review of recent literature concerning mixture toxicity of pesticides to aquatic organisms. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601400001.
66. De Nijs ACM, Driesprong A, Den Hollander HA, De Poorter LRM, Verweij WHJ, Vonk JA, De Zwart D. 2008. Risico's van toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 607340001.
67. Van Herwijnen R, De Poorter LRM, Dang Z. 2010. Impact of (inter)national substance framework on the policy on Dutch priority substances. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601783001.
68. Bodar CWM, Janssen MPM, Zweers PGPC, Sijm DTHM. 2010. Road-map quality standard setting. Interactions REACH and other chemical legislation. Setting of environmental quality standards. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601375001.
69. Van Herwijnen R, Smit CE. 2010. Environmental risk limits for boron. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601782030.

70. Paquin PR, Gorsuch JW, Apte S, Batley GE, BKC, Campbell PGC, Delos CG, Di Toro DM, Dwyer RL, Galvez F, Gensemer RW, Goss GG, Hogstrand C, Janssen CR, McGeer JC, Naddy RB, Playle RC, Santore RC, Schneider U, Stubblefield WA, Wood CM, Benjamin Wu KB. 2002. The biotic ligand model: a historical overview. *Comp Biochem Physiol Part C* 133: 3-35.
71. De Koning A, Vijver M. 2006. 'Biotic Ligand Models' voor de effectmodellering van metalen in enkele Nederlandse oppervlaktewateren. Leiden, Nederland: CML. Rapport nr. 168.
72. De Schampelaere K, Zwolsman G, Wanningen H, Talsma M, Janssen C. 2007. Biobeschikbaarheid van zware metalen in oppervlaktewater: een cruciale factor voor ecologisch relevante milieukwaliteitsnormen en risico-evaluatie. *Water. Congres Watersysteemkennis 2006-2007*
73. Vink JPM, Verschoor A. 2009. BLM berekeningen voor zware metalen in oppervlaktewateren. Speciatieberekeningen en NOEC/HC5 afleiding voor koper en zink voor verschillende taxonomische groepen. Deltares.
74. Van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601782001.
75. Quintens. 2009. Normstelling stoffen. Inhoudelijke systeemanalyse normenbouwwerk stoffen. Utrecht, Nederland: Quintens advies & management. Rapport nr. 08_005 R010.
76. Smit CE, Janssen MPM, Janssen PJCM, Lijzen J. 2009. Road-map Normstelling. Normafleiding voor genotoxisch carcinogene stoffen - Humaan toxicologische risicogrenzen en het MTR. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601782027.

Bijlage 1 De streefwaarde in beleidsdocumenten

Deze bijlage bespreekt een aantal belangrijke beleidsnota's waarin de streefwaarde een rol speelt. Dit betreft nota's over het nationale milieubeleid, ook wordt een aantal beleidsnota's op het gebied van waterkwaliteit besproken.

IMP-Milieubeheer '86-'90 (1985)

Risicobenadering

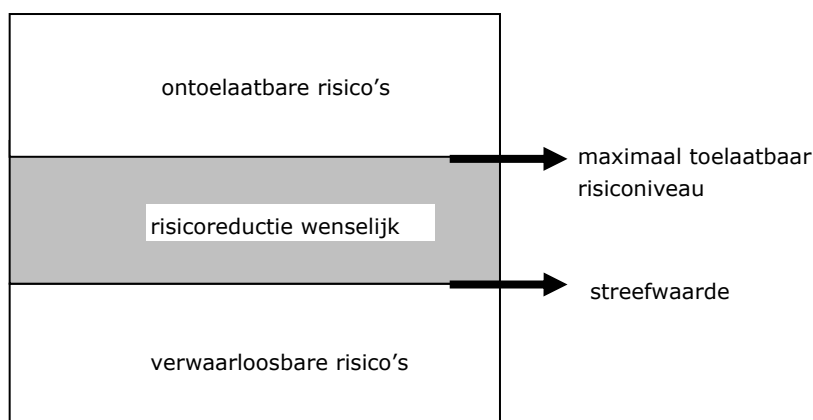
Het Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990 [1] legt de basis voor een milieubeleid waarin risicobeheersing een voorname plaats inneemt. Gerichte risicoanalyses zullen voortaan een belangrijk instrument zijn bij het formuleren van het milieubeleid:

'Met het oog daarop zullen in de toekomst, zoveel als mogelijk is, per type risico een 'verwaarloosbaar' niveau (streefwaarde) en een 'maximaal toelaatbaar' niveau worden vastgesteld'.

Het IMP-milieubeheer '86-'90 onderscheidt vervolgens twee sporen: het effectgericht en het brongericht beleid. Het effectgericht beleid moet bepalen in hoeverre risico's aanvaardbaar zijn en vervolgens in grote lijnen aangeven hoe zij beheerst moeten worden. Hieruit volgen taakstellingen voor de aanpak van 'bronnen', die een belangrijk aanknopingspunt zijn voor de formulering van een brongericht beleid. Als basis voor het effectgericht beleid worden een algemene en een bijzondere milieukwaliteit onderscheiden. De algemene milieukwaliteit is: 'een zodanige milieukwaliteit (..) dat de gezondheid en het welbevinden van mensen en de instandhouding van dieren, planten, goederen en vormen van gebruik in algemene zin zijn gewaarborgd'.

Aanvullend op de algemene milieukwaliteit kan het in bepaalde gebieden nodig zijn om een bijzondere milieukwaliteit te bereiken of te handhaven. Het gaat dan om het veiligstellen van bijzondere levensgemeenschappen, soorten of vormen van gebruik, die gebonden zijn aan bepaalde gebieden en/of specifieke milieucondities vereisen.

Volgens het IMP-milieubeheer '86-'90 zullen de algemene milieukwaliteit in Nederland en de bijzondere milieukwaliteit in bepaalde gebieden uiteindelijk op een zodanig niveau moeten liggen dat de risico's voor de te beschermen belangen verwaarloosbaar klein zijn. Dit kwaliteitsniveau wordt aangeduid als de streefwaarde. Omdat de streefwaarde voor de meeste milieucondities (concentraties van stoffen et cetera) pas op de lange termijn bereikt kan worden, zullen in de tussenliggende periode een of meer stappen in de richting van de streefwaarde gezet moeten worden. Dit gebeurt met behulp van milieukwaliteitsdoelstellingen die op korte of middellange termijn gerealiseerd kunnen worden en redelijkerwijs zullen garanderen dat de risico's tot een aanvaardbare omvang beperkt blijven. Hierbij is er altijd een afweging tussen wat vanuit milieuoogpunt wenselijk is en wat technisch, economisch of anderszins (bij voorbeeld planologisch) mogelijk is. De ruimte voor deze afweging (het grijze gebied) wordt begrensd door aan de ene kant het niveau waarop het risico voor mensen, dieren, planten en goederen en voor vormen van gebruik ten hoogste toelaatbaar is, en aan de andere kant het niveau waarop het risico verwaarloosbaar klein is (zie Figuur B1.1).



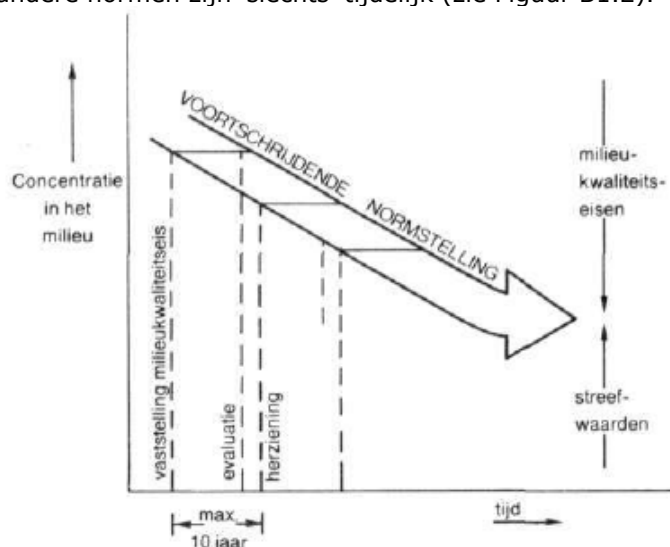
Figuur B1.1. De risicobenadering in het milieubeleid, figuur op basis van IMP-Milieubeheer '86-'90

Voortschrijdende normstelling

Milieukwaliteitsdoelstellingen kunnen de vorm krijgen van wettelijk vastgelegde milieukwaliteitseisen. Ze worden in het IMP-milieubeheer '86-'90 aangeduid als grenswaarde en richtwaarde, met elk een eigen (juridische) reikwijdte. De grenswaarde is een norm die in acht moet worden genomen, de richtwaarde is een norm waarmee rekening moet worden gehouden. Het is goed om te beseffen dat grenswaarde en richtwaarde dus niet gelijk zijn aan het maximaal toelaatbare risiconiveau (MTR) en de streefwaarde. Wel kan worden aangenomen dat de grenswaarde niet hoger kan zijn dan het MTR, maar dit wordt nergens expliciet gemeld. Er wordt in de verdere uitwerking alleen verwezen naar de streefwaarde:

'zolang het in een milieukwaliteitseis omschreven kwaliteitsniveau nog niet overeenkomt met de streefwaarde (= de uiteindelijk beoogde kwaliteit), zal de normstelling een voortschrijdend karakter hebben'.

De streefwaarde wordt dus duidelijk neergezet als het uiteindelijke doel, de andere normen zijn 'slechts' tijdelijk (zie Figuur B1.2).



Figuur B1.2. Normstelling in de tijd, figuur uit IMP-Milieubeheer '86-'90

Maximaal toelaatbaar risiconiveau en streefwaarde

De risiconiveaus MTR en streefwaarde zijn ingevuld voor wat betreft de risico's voor de mens in bijlage 2 bij het IMP-milieubeheer '86-'90, getiteld Omgaan met risico's¹⁵. In die bijlage is het verschil tussen verwaarloosbaar risiconiveau (VR) en MTR gedefinieerd als een factor 100. Uit de tekst van de bijlage valt op te maken dat het VR als uitgangspunt is genomen voor deze factor. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen stoffen zonder drempelwaarde en stoffen met drempelwaarde. Bij stoffen zonder drempelwaarde verhoogt elke dosis, hoe klein ook, het risico op overlijden door kanker. Het VR wordt gelijk gesteld aan de concentratie van een stof die een kans op overlijden oplevert van 10^{-8} per jaar. Deze kans is ongeveer gelijk aan een kankerrisico van 10^{-6} per leven, dat door de Gezondheidsraad als verwaarloosbaar is beschouwd. Dit niveau zal in een aantal gevallen niet kunnen worden gehaald, bijvoorbeeld omdat de achtergrondconcentraties al hoger zijn, of omdat een zekere blootstelling moet worden geaccepteerd omdat de activiteit van groot belang is. Daarom moet ook een bovengrens worden gedefinieerd. Vervolgens wordt de internationale norm voor straling aangehaald, die overeenkomt met een maximaal toelaatbaar risiconiveau van ca. 10^{-5} per jaar. Deze norm heeft betrekking op alle vormen van straling tezamen, terwijl stoffen afzonderlijk moeten worden beoordeeld. Daarom wordt voor stoffen het MTR op 10^{-6} per jaar gesteld (10^{-4} per leven)¹⁶. Het resultaat is een factor 100 verschil tussen VR en MTR.

Voor stoffen met een drempelwaarde kan het lichaam een zekere dosis verwerken zonder dat er effect optreedt. Het MTR voor de mens wordt gelijkgesteld aan de advieswaarden die voor lange termijnblootstelling worden afgeleid, zoals een *acceptable* of *tolerable daily intake* (ADI, TDI). Het VR is 1/100 hiervan. Zie voor een verdere uitleg over humane normstelling het RIVM-rapport van Pieters en Könemann uit 1997 [2].

Nationaal Milieubeleidsplan (1989)

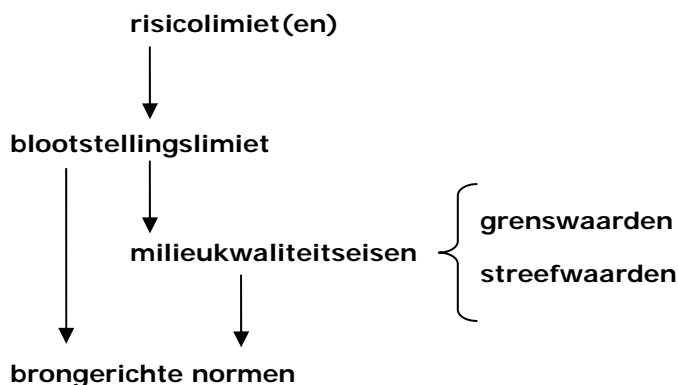
Een paar jaar later verschijnt het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP) voor de planperiode 1990-1994 [3], waarin de ingezette lijn van het IMP-milieubeheer '86-'90 wordt voortgezet. In het risicobeleid wordt geprobeerd via integrale risiconormering tot een consistente aanpak voor het hele milieubeleid te komen. Risicolimieten zijn de grondslag voor het opstellen van blootstellingslimieten en van milieukwaliteitseisen, die vervolgens kunnen worden 'terugvertaald' naar brongerichte normen en maatregelen. Het uitgangspunt voor de risicobenadering wordt als volgt omschreven:

'De risicobenadering heeft als uitgangspunt dat er een niveau is waarboven het risico onaanvaardbaar is (maximaal toelaatbare niveau) en een niveau waaronder het risico verwaarloosbaar is. Hiertussen ligt het grijze gebied.'

¹⁵ Dit is de voorloper van een notitie met dezelfde naam uit 1989.

¹⁶ De risiconiveaus voor genotoxisch carcinogenen zijn onderwerp van discussie in het kader van (Inter)nationale Normstelling Stoffen (INS, zie bijlage 2). In de INS-guidance [24] wordt in navolging van de Kaderrichtlijn Water een kans van 1 op 10^6 per leven (10^{-6} per jaar) gehanteerd voor het berekenen van milieurisicogrenzen. Zie ook [25, 26] en Bijlage 3 voor een verdere toelichting.

In Figuur B1.3 wordt dit als volgt weergegeven:



Figuur B1.3. De risicobenadering in het milieubeleid, figuur uit het NMP.

Deze figuur is verwarrend omdat grenswaarde en streefwaarde hier beide als milieukwaliteitseis worden genoemd, terwijl het IMP-milieubeheer '86-'90 alleen de grenswaarde als (wettelijke) milieukwaliteitseis omschreef, maar de streefwaarde als beleidsdoel. Uit de tekst van het NMP valt op te maken dat de grenswaarde, net als in het IMP-milieubeheer '86-'90, een norm is die niet hoger kan zijn dan het MTR en soms strenger is. Dit wordt bevestigd door de tabel met streef- en grenswaarden voor prioritaire stoffen, waarbij in veel gevallen het verschil tussen streef- en grenswaarden kleiner is dan de factor 100 die tussen streefwaarde en MTR zit. Verder valt op dat er voor veel prioritaire stoffen wel streefwaarden zijn vastgesteld, maar geen grenswaarden.

De beleidsdoelen ten aanzien van stoffen worden besproken in het thema Verspreiding (paragraaf 6.2.4 van het NMP). De milieudoelstelling is als volgt geformuleerd:

'De risico's voor mens en milieu van individuele of groepen van stoffen tot een aanvaardbaar en zo mogelijk tot een verwaarloosbaar niveau reduceren.(...).'

Als specifieke doelen voor prioritaire stoffen worden genoemd:

'Vaststellen van milieukwaliteitseisen en te nemen maatregelen voor prioritaire stoffen. Milieudoelstelling voor 2000 voor prioritaire stoffen: geen overschrijding van maximaal toelaatbare risiconiveaus, streven naar verwaarloosbare risico's.'

Twee notities die in het kader van het NMP zijn gepubliceerd verdienen nadere aandacht: Omgaan met risico's uit 1989 en MILBOWA uit 1991.

Omgaan met risico's (1989)

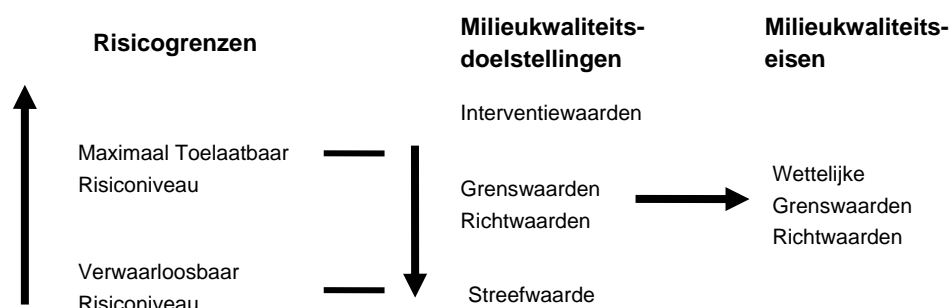
Voor de invulling van de risicobenadering wordt in het NMP verwezen naar de notitie Omgaan met risico's, die korte tijd later is gepubliceerd [4]. Deze notitie is een verdere uitwerking van de bijlage die eerder onder dezelfde naam bij het IMP-milieubeheer '86-'90 was verschenen (zie hiervoor). In de herziene versie worden naast de risicogrenzen voor de mens, ook de risicogrenzen voor het ecosysteem omschreven. De risicogrenzen voor de mens zijn hetzelfde als in de eerdere versie: voor stoffen zonder drempelwaarde is het MTR gelijk aan 10^{-6} per jaar (10^{-4} per leven) en het VR gelijk aan 10^{-8} per jaar (10^{-6} per leven). Voor stoffen met een drempelwaarde geldt de ADI of TDI als MTR en is het VR 1/100 daarvan (zie ook [2]). Voor het ecosysteem wordt het MTR gedefinieerd als de

concentratie waarbij aan tenminste 95% van de soorten in een ecosysteem bescherming wordt geboden, om zo de functie van het ecosysteem te beschermen. Het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) wordt in deze notitie wederom vastgesteld op 1% van het MTR en nu ook overgenomen voor effecten op het ecosysteem. Het verschil tussen beide risiconiveaus wordt als volgt gemotiveerd:

'Het verschil tussen maximaal en verwaarloosbaar niveau moet zo groot zijn om voldoende rekening te kunnen houden met meervoudige blootstelling, onzekerheden in de risicoschattingen en om voldoende ruimte te hebben om maximaal toelaatbaar en verwaarloosbaar niveau te kunnen onderscheiden.'

MILBOWA (1991)

De notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water [5] is in 1991 verschenen als invulling van een van de actiepunten van het NMP. Het is een van de eerste producten van het project INS (zie Bijlage 2). In deze notitie wordt het begrippenkader nogmaals uiteengezet: streefwaarden geven het einddoel voor de milieukwaliteit, grenswaarden en richtwaarden zijn tussendoelen. Door aanscherping van de grenswaarde per periode zal uiteindelijk de streefwaarde moeten worden bereikt. Er zijn twee risicogrenzen: de bovengrens is het MTR en de ondergrens is het VR. De streefwaarden liggen in principe op het VR, grenswaarden liggen in principe op of onder het MTR. In het gebied van de ontoelaatbare risico's, dat wil zeggen boven het MTR, kunnen interventiewaarden geformuleerd worden. De niet-wettelijke milieukwaliteitsdoelstellingen kunnen omgezet worden in wettelijke milieukwaliteitseisen. De verhouding tussen risicogrenzen, milieukwaliteitsdoelstellingen en -eisen zijn in Figuur B1.4 weergegeven. Met de MILBOWA-notitie wordt een aantal bestaande normen uit het (water)bodembeleid in het systeem van grens- en streefwaarden opgenomen. Dit geldt bijvoorbeeld voor de referentiewaarden bodemkwaliteit en de zogenoemde A-waarden uit de Leidraad Bodemsanering, die voortaan als streefwaarden worden aangeduid, en voor de waterkwaliteitsdoelstellingen uit de Derde Nota Waterhuishouding (zie ook paragraaf 2.3.1). Voor een aantal andere stoffen is een ecotoxicologische risico-evaluatie uitgevoerd en worden streefwaarden vastgesteld op basis van het rapport Streven naar waarden van het RIVM [6]. Het Beleidsstandpunt over de notitie MILBOWA [7] bevat de normen zoals vastgesteld in de Tweede Kamer.



Figuur B1.4. Risicogrenzen, milieukwaliteitsdoelstellingen en -eisen, figuur op basis van MILBOWA.

Nationaal Milieubeleidsplan 2 (1993)

In het NMP2 [8], dat in december 1993 verschijnt, speelt de streefwaarde een bescheiden rol. Onder het thema verspreiding wordt gemeld:

'Het thema verspreiding is gericht op het niet meer overschrijden van het maximaal toelaatbaar risiconiveau voor mens en milieu in 2000 voor alle stoffen ten gevolge van nieuwe emissies, en verder op het streven naar zo laag als redelijkerwijs mogelijke risico's.'

De enige directe verwijzing naar de streefwaarde staat in de paragraaf over het bodembeleid:

'Het beleid is gericht op het handhaven van de streefwaarde als maat voor de duurzame bodemkwaliteit.'

Nationaal Milieubeleidsplan 3 (1998)

In het NMP3 [9], dat in februari 1998 aan de Tweede Kamer wordt aangeboden en in juni 1998 in werking treedt, komt de streefwaarde weer duidelijk in beeld.

In het NMP3 is als beleidsdoel geformuleerd dat:

'voor alle stoffen op zeer korte termijn, zo mogelijk voor 2000, het MTR niet meer overschreden mag worden als gevolg van emissies', en dat 'op langere termijn, zo mogelijk voor 2010, de streefwaarde niet meer overschreden mag worden als gevolg van emissies.'

Bij de uitvoering van het beleid moeten de betrokken overheden de streef- en MTR-waarden als uitgangspunt hanteren bij de volgende aspecten:

- de beoordeling van de milieukwaliteit;
- de formulering van het brongericht beleid en de prioritering daarbinnen;
- de beoordeling van de noodzaak van wettelijke milieukwaliteitsnormen;
- de normstelling voor producten- en bestrijdingsmiddelenbeleid;
- de herijking en formulering van doel- en taakstellingen voor doelgroepen;
- de herijking en formulering van overheidsdoelstellingen;
- de vergunningverlening.

De terminologie die hiervoor in Figuur B1.4 is weergegeven is iets aangepast. Waar in MILBOWA over milieukwaliteitsdoelstellingen werd gesproken, spreekt men nu van milieukwaliteitsnormen die al dan niet wettelijk kunnen zijn vastgelegd. Net als voorheen in het IMP-milieubeheer '86-'90 (zie hiervoor), zijn de termen grens- en richtwaarde (die in MILBOWA ook voor milieudoelstellingen werden gebruikt), voortaan gereserveerd voor wettelijke normen. De volgende milieukwaliteitsnormen worden onderscheiden in het NMP3:

Wettelijk:

- grenswaarde: een norm die in acht moet worden genomen;
- richtwaarde: een norm waar rekening mee gehouden dient te worden.

Niet-wettelijk:

- maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR): een wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die aangeeft bij welke concentratie *of* geen negatief effect te verwachten is *of* een kans van 10^{-6} op sterfte voorspeld kan worden¹⁷;
- streefwaarde: een waarde die aangeeft wanneer er sprake is van verwaarloosbare effecten op het milieu.

¹⁷ Gezien de eerder gepubliceerde definities wordt een kans van 10^{-6} per jaar bedoeld.

Deze definitie laat nogal wat ruimte over voor interpretatie. Zo lijkt het alsof het MTR alleen over humane risico's gaat en de streefwaarde alleen is bedoeld voor effecten op het ecosysteem. In het NMP3 wordt verwezen naar de notitie *Integrale Normstelling Stoffen*¹⁸ [10]. In de herziene versie van deze notitie uit 1999 [11] zijn de definities van MTR en VR wat uitgebreider aangegeven dan in het NMP3. De desbetreffende tekst is hierna letterlijk overgenomen.

'MTR

Het MTR wordt in het stoffenbeleid gedefinieerd als de op basis van wetenschappelijke gegevens afgeleide norm voor een stof die aangeeft bij welke concentratie in een milieucompartiment:

- 1 voor ecosystemen geen nadelig effect te verwachten is,
- 2a voor de mens geen nadelig te waarden effect te verwachten is (voor niet-carcinogene stoffen),
- 2b voor de mens niet meer dan een kans van 10^{-6} per jaar op overlijden berekend kan worden (voor carcinogene stoffen) .

Het MTR wordt vastgesteld per stof. Met het MTR voor ecosystemen wordt beoogd de soorten binnen een ecosysteem te beschermen. Aangenomen wordt dat dan ook het ecosysteem beschermd is.

VR

Het VR is de ondergrens voor een stof en wordt in principe gesteld op 1/100 van het MTR. De factor 100 tussen MTR en VR is gekozen omdat in het milieu vele stoffen tegelijkertijd worden aangetroffen. Zij is met name bedoeld om rekening te houden met de mogelijke effecten van combinatietoxiciteit.'

Er is onderzocht of er ruimte was om de vaste factor van 100 verder uit te werken. In de INS-notitie [11] staat daarover het volgende:

'Hoewel het wenselijk lijkt de vaste factor 100 te differentiëren (bijvoorbeeld naar stofgroep en/of milieusituatie) is op grond van adviezen van de Gezondheidsraad en de Technische Commissie Bodembescherming besloten de factor 100 tussen het MTR en VR te handhaven.'

In het eerdergenoemde RIVM-rapport uit 1997 [2] wordt de achtergrond van de wens tot differentiatie verder toegelicht: met name in het bodembeleid leidt het strak hanteren van de factor 100 tussen MTR en VR tot dusdanig lage streefwaarden, dat een groot gedeelte van de Nederlandse bodem als verontreinigd beschouwd zou moeten worden. Voor de ecotoxicologie is een voorstel tot differentiatie uitgewerkt, maar de Gezondheidsraad was van oordeel dat de keuze van de veiligheidsfactor beleidsmatig is en niet empirisch kan worden onderbouwd [2]. Op wetenschappelijke gronden is er dan ook geen differentiatie mogelijk.

Nationaal Milieubeleidsplan 4 (2001)

Het NMP4 [12] verschijnt in juni 2001 en presenteert de beleidsdoelen voor een langere periode, namelijk 30 jaar. Het NMP4 is niet de vervanging van NMP3. De doelen die in NMP3 zijn gesteld blijven van kracht, tenzij anders vermeld. Voor de streefwaarde betekent dit concreet dat de doelstelling zoals hiervoor

¹⁸ Zie Bijlage 2 voor een verdere toelichting op INS.

weergegeven blijft gelden, specifiek voor landbouw en natuur worden de volgende doelen gesteld:

'de grens- en streefwaarden voor het grondwater, het oppervlaktewater en de bodem (zie paragraaf 3.2 van NMP4) zijn in 2030 bereikt, evenals de doelen voor de emissies van nitraat, fosfaat en zware metalen die samenhangen met het mestgebruik. De blootstelling aan bestrijdingsmiddelen is teruggebracht tot het niveau van een verwaarloosbaar risico.'

Tussendoel voor bestrijdingsmiddelen is het halen van het MTR in 2010 [13,14], zie verder paragraaf 2.7.

Wederom wordt als motivering voor de streefwaarde het tegelijkertijd aanwezig zijn van verschillende stoffen opgevoerd:

'Stoffen, waaronder bestrijdingsmiddelen, worden doorgaans op individuele basis beoordeeld. Dit betekent dat dan geen rekening wordt gehouden met mogelijke combinatie-effecten bij blootstelling aan meer stoffen tegelijk. (...) In het milieubeleid is uit voorzorg een extra veiligheidsfactor geïntroduceerd voor individuele stoffen (dit is de streefwaarde) om dit probleem van combinatiewerking te voorkomen.'

Waterkwaliteitsbeleid

De eerste kwaliteitsnormen voor oppervlaktewater worden gepresenteerd in het tweede Indicatief Meerjarenprogramma Water uit 1981 [15] in de vorm van de zogenoemde basiskwaliteit voor oppervlaktewater. De basiskwaliteit is erop gericht een bepaald minimumkwaliteitsniveau te bereiken. Het aantal stoffen waarvoor een basiskwaliteit is gedefinieerd, is klein en beperkt zich tot een aantal zware metalen, olie, PAK's, oppervlakteactieve stoffen, organochloor pesticiden en PCB's. In de Tweede Nota Waterhuishouding (NW2) uit 1984 [16] wordt ook getoetst aan deze normen.

De Derde Nota Waterhuishouding (NW3) verschijnt in 1989 en beschrijft de plannen voor de periode 1990-1994 [17]. De nota presenteert effectgerichte normen voor een groot aantal stoffen. De Algemene Milieukwaliteitsdoelstelling (AMK 2000) geeft het kwaliteitsniveau aan dat op de korte termijn (in het jaar 2000) zou moeten zijn bereikt. De streefwaarde geeft het kwaliteitsniveau aan voor de langere termijn.

In NW3 wordt ook aangegeven dat zal worden aangesloten bij de risicobenadering van IMP-Milieubeheer '86-'90 ([1]; zie hiervoor). In de toekomst zullen twee risiconiveaus worden gehanteerd: het MTR en het VR. Verder wordt gerefereerd aan de notities Omgaan met risico's en MILBOWA (zie hiervoor), waarin voor een aantal stoffen grens- en streefwaarden worden vastgesteld. NW3 meldt:

'Op termijn zullen wettelijke normen voor stoffen worden vastgesteld in de vorm van grens- en streefwaarden, daarnaast kunnen in beleidsplannen kwaliteitsdoelstellingen worden vastgelegd, als voorlopers of als nadere invulling van kwaliteitseisen.'

Het is verwarrend dat hier de streefwaarde wordt opgevoerd als wettelijke norm, terwijl dit in MILBOWA expliciet niet zo is.

In NW4 [18], die de periode 1998-2006 beslaat, wordt de grenswaarde als voortschrijdende norm (zie Figuur B1.2) verlaten. De reden hiervoor is dat:

'de waarde voor microverontreinigingen namelijk vrij willekeurig ligt tussen het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) en het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) als streefwaarde. Deze ongelijkwaardige positionering per stof leidt tot een weinig eenduidige beoordeling van de water- en waterbodembodemkwaliteit en maakt de grenswaarde daardoor minder geschikt voor een op risico's gebaseerde prioritering van de emissiereducties.'

In het waterkwaliteitsbeleid wordt in het vervolg uitgegaan van twee vaste ijkpunten. Voor microverontreinigingen wordt het minimumkwaliteitsniveau gebaseerd op het MTR en de streefwaarde op het VR, waarbij rekening wordt gehouden met het natuurlijke achtergrondgehalte. NW4 meldt vervolgens dat het MTR en het VR op wetenschappelijke gronden worden vastgesteld en nationaal afgestemd. Daarbij wordt rekening gehouden met internationale normenkaders. Het VR is een factor 100 beneden het MTR, waardoor een veiligheidsmarge is ingebouwd rekening houdend met combinatietoxiciteit. Het MTR wordt periodiek alleen bijgesteld als er nieuwe wetenschappelijke inzichten zijn of internationale afstemming van de normen hiertoe aanleiding geeft. Voor bestrijdingsmiddelen is de getalswaarde voor het MTR-niveau technisch wetenschappelijk afgestemd op het toelatingsbeleid.

Over de status van het MTR wordt het volgende opgemerkt:

'Het nastreven van het MTR geldt voor de waterbeheerder als een inspanningsverplichting. Daarbij vormt de mate van overschrijding van het MTR een belangrijk toetsinstrument voor het brongericht beleid. Prioriteit wordt op basis van risicobeoordeling gegeven aan de beperking van de emissies van stoffen waarvan de overschrijding van de MTR en de effecten het grootst zijn.'

Met betrekking tot de streefwaarde wordt gesteld dat het bereiken hiervan als lange termijn doel richtinggevend blijft. Daarom mag voor stoffen beneden het MTR-niveau geen normopvulling plaatsvinden, zodat afwenteling naar andere watersystemen wordt voorkomen. Voor de Noordzee is de situatie anders: hier geldt primair de streefwaarde als milieukwaliteitsnorm, zowel voor de kortere als de lange termijn [19]. De belangrijkste verandering in NW4 ten opzichte van de eerdere nota's is dat er ruimte wordt gemaakt voor een gebiedsgerichte aanpak. MTR en streefwaarde blijven vaste ijkpunten, maar fasering en prioritering van de aanpak van problemen kunnen per gebied verschillen. Ook wordt voor systeemeigen stoffen (nutriënten, metalen) de mogelijkheid geboden voor een differentiatie in streefwaarden. Een groot aantal MTR's uit de NW4 is in 2004 als wettelijke milieukwaliteitseis voor oppervlaktewater opgenomen in de Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren [20].

Een invulling van de wens tot prioritering en een brongerichte aanpak levert het rapport van de Commissie Integraal Waterbeheer [21]. De mate van overschrijding van MTR en streefwaarde is bij deze systematiek het belangrijkste criterium voor prioritering. De hoogste prioriteit hebben stoffen waarvan de concentratie op of boven het MTR ligt, gevolgd door stoffen met concentraties tussen streefwaarde en MTR. Stoffen waarvan de concentratie beneden de streefwaarde ligt hebben geen prioriteit. Met de zogenoemde emissie-immissietoets kan worden nagegaan of een lozing significant bijdraagt aan een verslechtering van de waterkwaliteit. Als de concentratie in het effluent van een bestaande directe puntbron lager is dan het MTR, is verdere toetsing niet nodig. Voor nieuwe lozingen wordt eerst getoetst aan het VR. Als niet aan MTR

respectievelijk VR wordt voldaan, kan met een aantal vervolgstappen worden bepaald of aanvullende eisen nodig zijn. (Zie het CIW-rapport [21] voor details.) Ook met het Nationaal Waterplan [22] blijft het brongerichte beleid uitgangspunt (zie paragraaf 2.3.2), maar toetsing aan het VR is komen te vervallen [23].

Literatuur Bijlage 1

1. Tweede Kamer der Staten Generaal. Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990. Vergaderjaar 1985-1986, 19 204, 1-2.
2. Pieters MN, Könemann WH. 1997. Mengseltoxiciteit: een algemeen overzicht en evaluatie van de veiligheidsfactor van 100 toegepast in het stoffenbeleid. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 620110004.
3. Tweede Kamer der Staten Generaal. Nationaal Milieubeleidsplan (NMP). Vergaderjaar 1988-1989, 21 137, 1-2.
4. Tweede Kamer der Staten Generaal. Nationaal Milieubeleidsplan (NMP). Notitie Omgaan met risico's. Vergaderjaar 1988-1989, 21 137, 5.
5. Tweede Kamer der Staten Generaal. Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Vergaderjaar 1990-1991, 21 990, 1.
6. Van de Meent D, Aldenberg T, Canton JH, Van Gestel CAM, Slooff W. 1990. Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota Milieukwaliteitsnormering water en bodem. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 670101001.
7. Tweede Kamer der Staten Generaal. Beleidsstandpunt MILBOWA. Vergaderjaar 1991-1992, 21 990 en 21 250, 3.
8. Tweede Kamer der Staten Generaal. Tweede Nationaal Milieubeleidsplan. Vergaderjaar 1993-1994, 23 560, 2.
9. VROM. 1998. Nationaal Milieubeleidsplan 3. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, EZ, LNV, VenW, Financiën en BZ.
10. VROM. 1997. Integrale Normstelling Stoffen - milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Notitie onder verantwoordelijkheid van de Interdepartementale Werkgroep Integrale Normstelling Stoffen. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, Directoraat-Generaal Milieubeheer.
11. INS. 1999. Integrale Normstelling Stoffen - milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht (geactualiseerde versie INS-notitie 1997). Den Haag, Nederland: Interdepartementale Stuurgroep INS (Ministeries van VROM, V&W, LNV en EZ).
12. VROM. 2001. Een wereld en een wil - werken aan duurzaamheid. Nationaal milieubeleidsplan 4. Den Haag: Ministerie van VROM, in samenwerking met BZK, EZ, LNV, VenW, BZ, Financiën. OCW en VWS.
13. VROM. 2002. Vaste waarden, nieuwe vormen. Milieubeleid 2002-2006. Den Haag: Ministerie van VROM.
14. LNV. 2004. Nota duurzame gewasbescherming. Den Haag: Ministerie van LNV.
15. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1981. Indicatief Meerjarenprogramma Water 1980-1984 (IMP2). Den Haag, Nederland: Staatsuitgeverij.
16. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1985. De waterhuishouding van Nederland 1984. Den Haag, Nederland: Staatsuitgeverij.
17. Tweede Kamer der Staten Generaal. Derde Nota Waterhuishouding. Vergaderjaar 1988-1989, 21 250, 1-2.
18. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 1998. Vierde Nota Waterhuishouding.

19. Van de Guchte C, Beek M, Tuinstra J, Van Rossenberg M. 2000. Normen voor het waterbeheer. Den Haag, Nederland: Commissie Integraal Waterbeheer.
20. VROM, VenW. 2004. Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren. Staatscourant 247: 34.
21. CIW. 2000. Emissie-immissie. Prioritering van bronnen en de immissietoets. Den Haag, Nederland: Commissie Integraal Waterbeheer.
22. VenW. 2009. Nationaal waterplan. Den Haag, Nederland: Ministerie van VenW, VROM en LNV.
23. InfoMil. Toetsingskader waterkwaliteit in de waterwetvergunning na implementatie van de KRW (leidraad voor de waterschappen). Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, Agentschap NL. <http://www.infomil.nl/>.
24. Van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601782001.
25. Quintens. 2009. Normstelling stoffen. Inhoudelijke systeemanalyse normenbouwwerk stoffen. Utrecht, Nederland: Quintens advies & management. Rapport nr. 08_005 R010.
26. Smit CE, Janssen MPM, Janssen PJCM, Lijzen J. 2009. Road-map Normstelling. Normafleiding voor genotoxisch carcinogene stoffen - Humaan toxicologische risicogrenzen en het MTR. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601782027.

Bijlage 2 Integrale/(Inter)nationale normstelling stoffen

Inleiding

Integrale Normstelling Stoffen (INS) is de algemene aanduiding voor het proces dat rond 1990 is gestart en dat leidt tot het vaststellen van beleidsnormen voor stoffen (algemene milieukwaliteitsnormen), ten behoeve van de uitvoering van het milieubeleid. In 2004 is de naam veranderd in (Inter)nationale Normstelling Stoffen. Het INS-proces wordt gestuurd door een samenwerkingsverband tussen de betrokken departementen. De Werkgroep INS werkt momenteel aan een herziening van het normstellingstraject. Dit betreft zowel inhoudelijke als procesmatige aanpassingen.

Notitie Integrale Normstelling Stoffen (1997/1999)

In het NMP3 (zie paragraaf 2.2.2) wordt verwezen naar de notitie Integrale Normstelling Stoffen [1]. Deze notitie bevat voorstellen voor streef- en MTR-waarden voor ca. 150 stoffen. Met de INS-notitie vervallen alle normen uit de MILBOWA-notitie (zie Bijlage 1). Een herziene versie van de INS-notitie is in 1999 uitgebracht [2]. Wat betreft de status van de normen benadrukt de INS-notitie nog eens dat:

‘aan de MTR’s (en streefwaarden) dus geen “harde” realisatietermijn is verbonden. Toepassing c.q. doorwerking van de waarden in deze notitie, bijvoorbeeld naar taakstellingen voor doelgroepen, is dan ook pas een feit indien de waarden uit deze notitie overgenomen worden in specifieke beleidsdocumenten.’

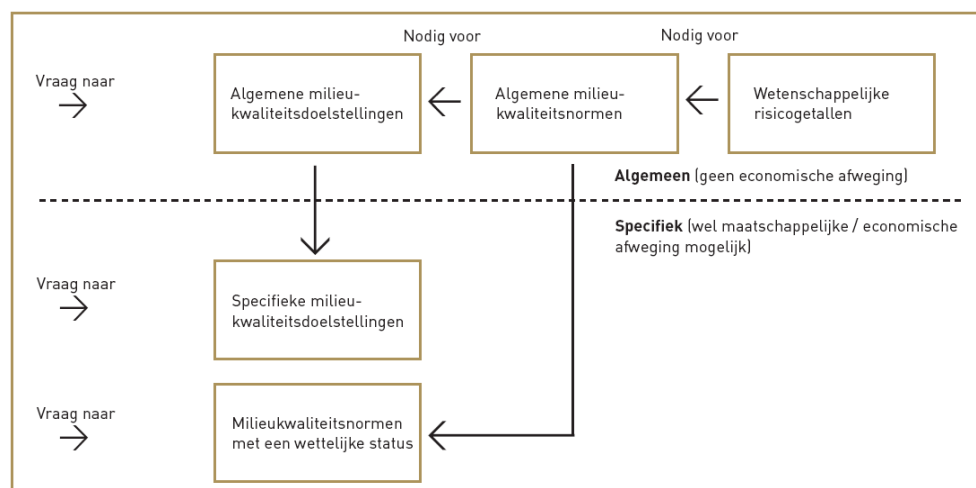
Als voorbeeld wordt expliciet verwezen naar het regeringsvoornemen Vierde Nota Waterhuishouding (NW4, zie ook paragraaf 2.3).

Notitie (Inter)nationale Normen Stoffen (2004)

In 2004 verschijnt de notitie (Inter)nationale Normen Stoffen [3]. In deze notitie wordt een nieuwe werkwijze voor INS gepresenteerd die deels te maken heeft met veranderingen in de procedure, maar ook een aantal inhoudelijke wijzigingen betreft. De kernactiviteit van INS is het vaststellen van algemene milieukwaliteitsnormen (MTR en streefwaarde). Onder verwijzing naar het NMP3 [4] (zie paragraaf 2.2.2) wordt uitgebreid ingegaan op de betekenis van het MTR en de streefwaarde in het milieubeleid:

‘Algemene milieukwaliteitsnormen, gebaseerd op wetenschappelijke risicogrenzen, dienen als uitgangspunt bij de uitvoering van het stoffenbeleid, inclusief vergunningverlening, in brede zin. Het milieubeleid streeft naar het terugdringen van risico’s voor mens en milieu. De risicobenadering geeft het gemeenschappelijke kader aan voor prioriteitsstelling van maatregelen en normstelling binnen het milieubeleid. De essentie van de risicobenadering is een beoordeling van de mate van risico op basis van een bovengrens: het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR). Nederland hanteert daarnaast een grens die aangeeft wanneer er sprake is van aanvaardbare effecten op mens en milieu: het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR), dat beleidsmatig wordt vastgesteld als streefwaarde.’

De algemene milieukwaliteitsnormen, zoals afgeleid en vastgesteld door INS kunnen dus worden gebruikt voor beleid of voor wetgeving, waarmee er bepaalde verplichtingen aan kunnen worden verbonden. Figuur B2.1 geeft deze verbanden weer.



Figuur B2.1. Relatie tussen risicogetallen (of –grenzen), milieukwaliteitsnormen en –doelstellingen, figuur overgenomen uit Notitie INS [5].

De algemene milieukwaliteitsnormen (MTR en streefwaarde) zijn het product van INS. Deze normen hebben een beleidsmatige status (en geen wettelijke) en dienen als referentiekader voor de algemene milieukwaliteit en als gemeenschappelijk uitgangspunt om het beleid verder vorm te geven. De stuurgroep stelt deze normen vast. Er zijn ook streefwaarden, of afgeleiden daarvan, met een wettelijke status. Voor deze normen zijn de algemene milieukwaliteitsnormen als basis gebruikt, maar zij kunnen getalsmatig afwijken vanwege eventuele overige meegewogen aspecten. Een voorbeeld hiervan zijn de streefwaarden die waren opgenomen in de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering [6].

Zoals in hoofdstuk 2 van dit rapport is beschreven, is er inmiddels het een en ander veranderd aan de vraagkant van het schema in Figuur B2.1. Onder de Kaderrichtlijn Water worden andere normen afgeleid en de streefwaarde speelt niet meer in alle kaders een rol. De notitie uit 2004 sluit niet meer aan op de huidige praktijk. Bij de herziening van het normstellingstraject zal ook de nieuwe verdeling van taken bij de van oudsher betrokken ministeries (VROM en VenW, nu Infrastructuur en Milieu; LNV, nu Economische zaken, Landbouw en Innovatie) aan de orde komen.

Literatuur Bijlage 2

1. VROM. 1997. Integrale Normstelling Stoffen - milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Notitie onder verantwoordelijkheid van de Interdepartementale Werkgroep Integrale Normstelling Stoffen. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, Directoraat-Generaal Milieubeheer.
2. INS. 1999. Integrale Normstelling Stoffen - milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht (geactualiseerde versie INS-notitie 1997). Den Haag, Nederland: Interdepartementale Stuurgroep INS (Ministeries van VROM, V&W, LNV en EZ).

3. VROM. 2004. (Inter)nationale Normen Stoffen. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
4. VROM. 2001. Een wereld en een wil - werken aan duurzaamheid. Nationaal milieubeleidsplan 4. Den Haag: Ministerie van VROM, in samenwerking met BZK, EZ, LNV, VenW, BZ, Financiën. OCW en VWS.
5. VROM. 2003. Nederlands stoffenbeleid in internationaal perspectief. Uitvoeringsnota SOMS. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
6. VROM. 2000. Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. Staatscourant 39: 8.

Bijlage 3 Streefwaarde en MTR voor genotoxisch carcinogenen

Risicogrenzen voor genotoxisch carcinogenen

Het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) voor genotoxische carcinogenen is in Nederland sinds 1989 gelijk gesteld aan de concentratie in het milieu waarbij de kans op sterfte voor de mens kleiner is dan 10^{-6} per jaar [1-6]. Dit is ongeveer het zelfde als een kans van 10^{-4} per leven. Met een extra factor van 100 is het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) gelijk aan 10^{-8} per jaar of 10^{-6} per leven.

Deze risicogrenzen zijn afgeleid door middel van de zogenaamde non-threshold extrapolatie (QCRA, *quantitative cancer risk assessment*). Bij deze benadering worden tumorincidenties, zoals waargenomen in proefdierexperimenten (soms bij de mens) en uitgedrukt in procenten, geëxtrapoleerd naar de kans dat er bij 1 op 10^6 of 1 op 10^4 mensen kanker optreedt bij levenslange blootstelling. De *non-threshold* extrapolatie gaat uit van het idee dat genotoxisch werkende carcinogenen geen drempel in hun werking hebben: elke dosis, hoe gering ook, verhoogt het kankerrisico. De keuze van het afkappunt voor het nog te accepteren risico (1 op 10^6 , 10^5 , 10^4) valt onder het risicomanagement en is dus een beleidsbeslissing.

Het onderscheid dat Nederland maakt tussen MTR en VR is internationaal niet bekend. Voor zover bekend, hanteert Duitsland 10^{-6} per leven (10^{-8} per jaar) in verschillende kaders. In het Belgische milieubeleid hanteert men voor genotoxische carcinogenen 10^{-5} per leven (10^{-7} per jaar). In de Verenigde Staten is QCRA standaard bij de Environmental Protection Agency (US-EPA) maar de Food and Drug Administration (US-FDA) maakt er voor zover bekend geen gebruik van. De US-EPA hanteert een risicogrens van 1 op 10^6 per leven bij de beoordeling van bodemverontreiniging. Het Verenigd Koninkrijk maakt geen gebruik van QCRA vanwege wetenschappelijke bezwaren. Binnen het Europese kader van REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals [7]) mag voor genotoxisch carcinogene stoffen zowel een *non-threshold* extrapolatie worden uitgevoerd, als een *threshold* extrapolatie (met voldoende hoge veiligheidsfactoren). Wanneer een *non-threshold* benadering gedaan wordt, beveelt men een risiconiveau van een op een miljoen per leven aan voor de algemene bevolking:

'This risk level of very low concern has to be decided on a policy level. Although there is no EU legislation setting the 'tolerable' risk level for carcinogens in the society, cancer risk levels have been set and used in different contexts (...). Based on these experiences, cancer risk levels of 10^{-5} and 10^{-6} could be seen as indicative tolerable risks levels when setting DMELs¹⁹ for workers and the general population, respectively.'

Ook in het Nederlandse volksgezondheidsbeleid, dat valt onder de verantwoordelijkheid van het ministerie van VWS en de Voedsel en WarenAutoriteit (food, non-food), wordt de risicogrens van 10^{-6} per leven gehanteerd. In 1997 heeft het RIVM al gewezen op het verschil in risicoacceptatie tussen het ministerie van VWS en het toenmalige ministerie van VROM [6]. Dit geldt ook voor de normen voor lucht die in EU-verband worden

¹⁹ Derived Minimum Effect Level

vastgesteld. Ook de Kaderrichtlijn Water [8] gaat uit van deze risicogrens van 10^{-6} per leven. De KRW-guidance van het Fraunhofer Institut [9] vermeldt op dit punt:

'For effects for which a threshold level cannot be given, unit risk values corresponding to an additional risk of, e.g., cancer over the whole life of 10^{-6} may be used, if available.'

Dit wordt overgenomen in het voorstel voor de nieuwe guidance [10]:

'For some substances, a threshold level cannot be established (e.g. some non-genotoxic carcinogens). For these, risk values corresponding to an additional risk of, e.g., cancer over the whole life of 10^{-6} (one additional cancer incident in 10^6 persons taking up the substance concerned for 70 years) may be used, if available.'

De milieukwaliteitseisen volgens de KRW worden in Nederland aangeduid als milieukwaliteitsnorm (MKN). De MKN voor chronische blootstelling, de zogenoemde jaargemiddelde-MKN (JG-MKN), houdt rekening met drie beschermdoelen dan wel blootstellingsroutes: directe effecten op waterorganismen, doorvergiftiging van vogels en zoogdieren en humane blootstelling via consumptie van vis. De laagste waarde bepaalt de uiteindelijke norm. In het geval van directe effecten op waterorganismen en doorvergiftiging, is de afleiding van de JG-MKN vergelijkbaar met die van het 'oude' Nederlandse MTR. Soms is humane blootstelling echter bepalend voor de JG-MKN. Voor stoffen met een drempelwaarde geldt binnen de KRW de advieswaarde voor lange termijnblootstelling, zoals een *acceptable of tolerable daily intake* (ADI, TDI) en is het beschermingsniveau van JG-MKN vergelijkbaar met de Nederlandse definitie van het MTR. Voor stoffen zonder drempelwaarde (genotoxisch carcinogenen) wordt een kans van 10^{-6} per leven gebruikt en voor deze stoffen is de JG-MKN, qua beschermingsniveau dus vergelijkbaar met het Nederlandse VR. Toen de KRW werd ingevoerd is er binnen het project (Inter)nationale Normstelling Stoffen (INS, zie Bijlage 2) voor gekozen om voor genotoxisch werkende carcinogenen het niveau van 10^{-6} per leven (10^{-8} per jaar) te gebruiken als humane risicogrens voor alle compartimenten. Voor het afleiden van interventiewaarden wordt het niveau van 10^{-4} per leven (10^{-6} per jaar) gebruikt. Verwarrend genoeg wordt voor beide de term MTR gebruikt. Dit alles betekent dat de koppeling van normen (MKN voor water, MTR voor bodem) aan risiconiveaus (MTR, VR) niet duidelijk is. Dit is ook geconstateerd in de analyse van het normenbouwwerk stoffen door Quintens [11]. Het RIVM heeft in 2009 geadviseerd om bij een herziening van de beleidsdocumenten rond normstelling duidelijk te maken welk risiconiveau wordt gehanteerd voor de diverse milieurisicogrenzen in verschillende beleidskaders. Verder beveelt het RIVM aan om op de website Risico's van stoffen expliciet aandacht te geven aan het feit dat met de invoering van de KRW het humaan-toxicologische risiconiveau voor het afleiden van milieurisicogrenzen is gewijzigd. Via deze communicatieroute kan snel meer duidelijkheid komen voor de doelgroep [12].

Literatuur Bijlage 3

1. Tweede Kamer der Staten Generaal. Nationaal Milieubeleidsplan (NMP). Notitie Omgaan met risico's. Vergaderjaar 1988-1989, 21 137, 5.
2. Tweede Kamer der Staten Generaal. Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990. Vergaderjaar 1985-1986, 19 204, 1-2.

3. VROM. 1997. Integrale Normstelling Stoffen - milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Notitie onder verantwoordelijkheid van de Interdepartementale Werkgroep Intergrale Normstelling Stoffen. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM, Directoraat-Generaal Milieubeheer.
4. INS. 1999. Integrale Normstelling Stoffen - milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht (geactualiseerde versie INS-notitie 1997). Den Haag, Nederland: Interdepartementale Stuurgroep INS (Ministeries van VROM, V&W, LNV en EZ).
5. VROM. 2004. (Inter)nationale Normen Stoffen. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
6. Pieters MN, Könemann WH. 1997. Mengseltoxiciteit: een algemeen overzicht en evaluatie van de veiligheidsfactor van 100 toegepast in het stoffenbeleid. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 620110004.
7. EC. 2006. Verordening (EG) nr. 1907/2006 van het Europees Parlement en de Raad van 18 december 2006 inzake de registratie en beoordeling van en de autorisatie en beperkingen ten aanzien van chemische stoffen (REACH), tot oprichting van een Europees Agentschap voor chemische stoffen, houdende wijziging van Richtlijn 1999/45/EG en houdende intrekking van Verordening (EEG) nr. 793/93 van de Raad en Verordening (EG) nr. 1488/94 van de Commissie alsmede Richtlijn 76/769/EEG van de Raad en de Richtlijnen 91/155/EEG, 93/67/EEG, 93/105/EG en 2000/21/EG van de Commissie.
http://echa.europa.eu/legislation/reach_legislation_en.asp.
8. EC. 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.
9. Lepper P. 2005. Manual on the methodological framework to derive environmental quality standards for priority substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Schmallenberg, Germany: Fraunhofer-Institute for Molecular Biology and Applied Ecology.
10. Anon. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Draft version 6.0. 23 Februari 2010.
11. Quintens. 2009. Normstelling stoffen. Inhoudelijke systeemanalyse normenbouwwerk stoffen. Utrecht, Nederland: Quintens advies & management. Rapport nr. 08_005 R010.
12. Smit CE, Janssen MPM, Janssen PJCM, Lijzen J. 2009. Road-map Normstelling. Normafleiding voor genotoxisch carcinogene stoffen - Humaan toxicologische risicogrenzen en het MTR. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601782027.

Bijlage 4 Mengseltoxiciteit

Inleiding

Nederland heeft een zekere historie op het gebied van mengseltoxiciteit in het ecotoxicologisch onderzoek (zie bijvoorbeeld [1-5]). Ook vanuit waterkwaliteitsbeheer is het onderwerp regelmatig aan de orde gesteld. In de jaren negentig van de vorige eeuw heeft het toenmalige RIZA (nu Waterdienst) verschillende studies uitgevoerd naar toxiciteit van (onbekende) mengsels [6-9]. In een aantal onderzoeken werd geconstateerd dat de giftigheid van watermonsters voor onder andere watervlooien niet goed kon worden voorspeld op basis van chemische analyses. Onbekende (niet gemeten) stoffen dragen dus waarschijnlijk bij aan de waargenomen effecten, maar ook als de concentraties van stoffen wel bekend zijn, ontbreken echter vaak de ecotoxicologische gegevens die nodig zijn het voorspellen van de effecten [8, 9]. De resultaten van dit soort onderzoek zijn waarschijnlijk ook de reden dat het onderwerp al vroeg onder de aandacht is gekomen in het Nederlandse milieubeleid. Hoewel de milieukwaliteit de afgelopen jaren zeker is verbeterd, is de gelijktijdige aanwezigheid van stoffen in water, bodem en lucht natuurlijk nog steeds een punt van zorg. In 2008 heeft het RIVM een beeld geschetst van de toestand van het oppervlaktewater in Nederland [10]. Op basis van meetgegevens voor gewasbeschermingsmiddelen en metalen wordt geconcludeerd dat de normen volgens de Kaderrichtlijn Water voor slechts een gering aantal stoffen op een beperkt aantal locaties worden overschreden. Kanttekening hierbij is wel dat sommige bestrijdingsmiddelen moeilijk te analyseren zijn, waardoor de detectielimiet hoger is dan de norm. Het werkelijke aantal overschrijdingen zal dus hoger zijn. Als wordt gekeken naar de potentiële effecten van alle aanwezige stoffen tezamen, blijkt er voor een zeer groot aantal locaties een risico te zijn dat soorten onvoldoende worden beschermd. Op bijna 1000 locaties is er een kans dat 5% of meer van de soorten een effect ondervindt als gevolg van chronische blootstelling aan mengsels. Op 33 locaties is er een kans dat 5% van de soorten wordt blootgesteld aan concentraties die kunnen leiden tot sterfte.

Mengseltoxiciteit bij de beoordeling van stoffen

In een studie van het Zweedse KEMI [11] uit 2010 wordt een helder overzicht gegeven van de wetenschappelijke uitgangspunten voor het beoordelen van mengseltoxiciteit. Op basis daarvan wordt een aantal suggesties gedaan voor integratie daarvan in risicobeoordelingen, met name in de context van REACH. De meest voor de hand liggende manier om erachter te komen of mengseltoxiciteit een rol speelt, is direct te testen wat het effect van een bepaald monster is. Deze zogenoemde *whole-mixture-* of *whole-effluent* benadering wordt ook in Nederland toegepast [8, 12] en is zeker geschikt als moet worden onderzocht wat het actuele risico is in een situatie waarin de componenten niet bekend zijn, bijvoorbeeld in afvalwater. Omdat het mengsel beschikbaar moet zijn om te testen, is de bruikbaarheid voor risicoschatting vooraf echter beperkt.

Voor een aantal voor de hand liggende stoffen of stofgroepen (bijvoorbeeld PAK's, PCB's en chloorbenzenen) wordt al rekening gehouden met het gelijktijdig aanwezig zijn van de diverse verbindingen binnen zo'n groep, omdat bekend is dat ze altijd in combinatie voorkomen. Maar er wordt in de norm geen rekening

gehouden met de mogelijke aanwezigheid van PCB's en PAK's tegelijk. Het is wel mogelijk om wetenschappelijke modellen toe te passen in de risicobeoordeling.

Concentratieadditie

Algemeen wordt het model van concentratieadditie (CA) gezien als de aangewezen methode om rekening te houden met de bijdrage van verschillende stoffen aan het potentiële effect van een mengsel [11, 13-16]. Bij dit model wordt ervan uitgegaan dat de stoffen in een mengsel elkaars werking niet beïnvloeden (versterken of verzwakken), maar al naar gelang hun relatieve toxiciteit bijdragen aan het uiteindelijke effect van het mengsel. Het onderliggende idee is dat de verschillende stoffen in een mengsel een gelijk werkingsmechanisme hebben. Hoewel dit natuurlijk lang niet altijd zo is, blijkt het model in de praktijk voor die situaties toch ook goed te werken. Een zeer pragmatische uitwerking van dit model is het optellen van risicoquotiënten zoals een PEC/PNEC-ratio of de verhouding tussen gemeten concentratie en norm. Een voorbeeld is de *hazard index* (HI) [17]. De HI wordt als volgt berekend:

$$HI = \sum_{i=1}^n \frac{EL_i}{AL_i}$$

Waarin:

- EL_i = blootstellingsniveau (*exposure level*) van stof i ;
- AL_i = norm (*acceptable level*) van stof i ;
- n = het aantal stoffen in het mengsel.

In Denemarken wordt deze methode toegepast bij de beoordeling van afvalwater onder de KRW [12,15]. Een variant hierop is de *point of departure index* (PODI) [18], waarin niet de norm (AL) wordt gebruikt, maar een eindpunt zoals een NOEC (no observed effect concentration):

$$PODI = \sum_{i=1}^n \frac{EL_i}{POD_i}$$

Waarin:

- EL_i = blootstellingsniveau (*exposure level*) van stof i ;
- POD_i = eindpunt (*point of departure*) van stof i ;
- en n = het aantal stoffen in het mengsel.

Hiermee worden de veiligheidsfactoren die in een norm zijn verwerkt buiten beschouwing gelaten (voor verdere uitleg, zie [11]).

Als de HI of PODI, en dus de som van de risicoquotiënten groter is dan 1, overschrijdt het mengsel de somnorm. Natuurlijk is dit een enorme versimpeling van het CA-concept, want eigenlijk is de onderliggende aanname dat alle normen of eindpunten betrekking hebben op hetzelfde effectniveau (bijvoorbeeld 10%), voor hetzelfde organisme en onder vergelijkbare omstandigheden bepaald. Voor de HI moet bovendien de veiligheidsfactor gelijk zijn.

In de praktijk wordt vrijwel nooit aan deze voorwaarden voldaan. De normen voor verschillende stoffen zijn meestal gebaseerd op gegevens voor verschillende organismen en met verschillende veiligheidsfactoren. Voor stof 1 is het een NOEC voor watervlooiën met een veiligheidsfactor 10, voor stof 2 een

EC10 voor vissen met veiligheidsfactor 100, voor stof 3 een norm gebaseerd op humane visconsumptie, etc. Uiteindelijk betekent dit dat toepassing van een HI of PODI de effecten van een mengsel meestal overschat en kan worden toegepast als een conservatieve eerste schatting van het risico. Dat is niet direct een probleem: als een somrisico wordt berekend kan dit het startpunt zijn voor verder onderzoek naar de stoffen die de grootste bijdrage leveren, en/of de stoffen waarvoor de norm met de grootste veiligheidsfactor is afgeleid. Als gemeten of gemodelleerd is welke stoffen er tegelijk aanwezig zijn en in welke concentraties (EL_i in de formules) en er (eco)toxicologische gegevens beschikbaar zijn voor het afleiden van een norm of eindpunt (AL_i of POD_i in de formules), kan dus op relatief eenvoudige manier worden berekend wat het gecombineerde risico is. Dit zou bijvoorbeeld mogelijk zijn bij toelating van bestrijdingsmiddelen, als bekend is welke middelen gelijktijdig of opeenvolgend in een teelt worden gebruikt (zie ook [14]), of bij het verlenen van een vergunning wanneer bekend is welke stoffen met het afvalwater worden geloosd. Om praktische redenen zou het aantal stoffen dat wordt meegenomen in de beoordeling van mengseltoxiciteit kunnen worden beperkt, bijvoorbeeld door alleen die stoffen mee te nemen waarvan de ratio tussen concentratie en norm groter is dan 0,1, of een lagere ratio bij zeer grote aantallen stoffen in het mengsel [15].

Mixture assessment factor

Ook wanneer de blootstelling niet vooraf bekend is, bijvoorbeeld bij normstelling, biedt het concept mogelijkheden. Op basis van de hiervoor gegeven formules is te zien dat er bij n stoffen in een mengsel nooit een risico wordt gevonden voor het totale mengsel als de concentraties van de afzonderlijke componenten kleiner zijn dan $1/n$ maal de AL (norm) of POD (eindpunt). Als de concentraties tussen $1/n$ of $1/1$ maal AL of POD liggen, hangt het af van i) het aantal stoffen in het mengsel, ii) de actuele concentraties van deze stoffen en iii) de relatieve toxiciteit of er een potentieel risico wordt geïdentificeerd het mengsel.

Op basis van deze overwegingen noemt het KEMI-rapport [11] de mogelijkheid om een vaste *mixture assessment factor* (MAF) te gebruiken bij de beoordeling individuele stoffen. Die factor zou dan gelijk moeten zijn aan n , waarbij n het aantal stoffen is dat i) in een mengsel aanwezig is én ii) bijdraagt aan het gemeenschappelijk (eco)toxicologische effect. De vraag is dan natuurlijk hoe groot de waarde van de MAF moet zijn. Het probleem is dat er weinig bekend is over de aantallen stoffen die tegelijktijdig aanwezig zijn in het milieu. Verder hoeft het niet zo te zijn dat alle stoffen in een mengsel ook evenredig bijdragen aan de toxiciteit. Er zijn aanwijzingen uit onderzoek dat een paar stoffen het effect van een mengsel bepalen, terwijl de andere nauwelijks bijdragen. In het licht hiervan wordt een MAF van 10 tot 100 als mogelijkheid geopperd. In feite is Nederlandse streefwaarde een invulling van de MAF: er wordt een vaste factor van 100 gebruikt om rekening te houden met eventuele mengseltoxiciteit. In Amerika heeft de National Academy of Sciences in 1989 vanwege mengseltoxiciteit het gebruik van een extra onzekerheidsfactor tussen 1 en 100 aanbevolen voor het beoordelen van de risico's van verontreinigingen in drinkwater (geciteerd in [16]).

De veiligheidsfactor van 100 houdt rekening met de mogelijkheid dat er 100 stoffen tegelijk aanwezig zijn in een concentratie van $1/100$ van het MTR, waardoor ze gezamenlijk een risico vormen. Op het eerste gezicht lijkt dat veel, maar dat valt mee als het wordt afgezet tegen het totaal aantal stoffen van circa 150.000 dat onder REACH is gepreregistreerd voor mogelijk gebruik. Het KEMI-

rapport [11] refereert aan een studie van het Wereld Natuurfonds, waarin het bloed van Europarlementariërs is geanalyseerd op 101 verschillende stoffen. Het grootste aantal stoffen dat in een persoon werd aangetroffen was 54, de mediaan 41. In een studie naar bestrijdingsmiddelen in Zweden werden in verschillende riviertjes tussen de 10 en 22 stoffen tegelijkertijd gevonden (geciteerd in [11]). Van de locaties die in het al eerder genoemde RIVM-rapport uit 2008 over de toestand van het oppervlaktewater in Nederland zijn geanalyseerd, bevatte het merendeel 10 of minder stoffen, maar er zijn ook locaties waar meer dan 50 stoffen aanwezig waren [10]. Verder moet worden opgemerkt dat de meeste reguliere meetprogramma's zijn gericht op een vooraf bepaalde set stoffen, veelal ingegeven door de eisen vanuit wet- en regelgeving. Er wordt geen routinematig onderzoek gedaan naar nieuwe stoffen of metabolieten. Uit screeningsonderzoeken komen vaak lange lijsten van stoffen die worden aangetroffen (zie bijvoorbeeld [19, 20]), maar waarvan meestal niet bekend is wat de mogelijke (eco)toxicologische risico's zijn.

In 1997 heeft het RIVM een evaluatie uitgevoerd van de factor 100 met het oog op humane blootstelling [16]. Voor een groot aantal stoffen is de blootstelling geschat en voor verschillende stofgroepen een berekening uitgevoerd volgens de hazard-indexmethode (zie hiervoor). Hieruit blijkt dat voor de onderzochte stofgroepen de factor 100 ruim voldoende is. Voor de meeste stofgroepen lijkt een factor 10 voldoende om de gezamenlijke risico's van verschillende stoffen binnen zo'n groep af te dekken. Er wordt opgemerkt dat een dergelijke factor geen rekening houdt met interacties *tussen* stofgroepen. Er zijn bovendien diverse stofgroepen waarvan de inname niet gereguleerd is, maar die vrijwillig worden ingenomen (bijvoorbeeld geneesmiddelen, genotmiddelen). Ook is er geen rekening mee gehouden dat de blootstelling aan andere milieuverontreinigende stoffen soms al boven de norm is. Zoals hiervoor al is gemeld, heeft het RIVM in 2008 op basis van meetgegevens voor gewasbeschermingsmiddelen en metalen geconcludeerd dat er voor een zeer groot aantal locaties een risico is dat soorten onvoldoende worden beschermd tegen deze mengsels van stoffen [10]. De conclusie is dat het nodig is om rekening te houden met mengseltoxiciteit. Al met al lijkt de factor 100 voldoende bescherming te bieden [16].

Literatuur Bijlage 4

1. Hermens J, Broekhuizen E, Canton H, Wegman R. 1985. Quantitative structure activity relationships and mixture toxicity studies of alcohols and chlorohydrocarbons: effects on growth of *Daphnia magna*. *Aquat. Toxicol.* 6: 209-217.
2. Hermens J, Leeuwangh P, Musch A. 1985. Joint toxicity of mixtures of groups of organic aquatic pollutants to the guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecotoxicol Environ Saf* 9: 321-326.
3. Könemann H. 1981. Fish toxicity tests with mixtures of more than two chemicals: A proposal for a quantitative approach and experimental results. *Toxicol* 19: 229-238.
4. Deneer JW, Seinen W, Hermens JLM. 1988. Growth of *Daphnia magna* exposed to mixtures of chemicals with diverse modes of action. *Ecotoxicol Environ Saf* 15: 72-77.
5. Deneer JW, Sinnige TL, W. Seinen, J.L.M. Hermens. 1988. The joint acute toxicity to *Daphnia magna* of industrial organic chemicals at low concentrations. *Aquatic Toxicol* 12: 33-38.

6. Molenaar F. 1998. Combinatietoxiciteit van microverontreinigingen. Zijn de waterkwaliteitsnormen van de vierde nota waterhuishouding veilig genoeg? Lelystad, Nederland: RIZA.
7. Maas JL, Kamps MAAJ. 1998. Effecten op populaties van *Daphnia magna* van een combinatie aan bestrijdingsmiddelen op MTR-niveau. Lelystad, Nederland: RIZA. Rapport nr. WSCE-rapport 98-02.
8. Maas JL, De Bruijne E., Espeldoorn A, Foekema EM, Hendriks AJ. 2000. Validatie risicoschatting gifstoffen in uitslagwater bij drie gemalen in Flevoland. Lelystad, Nederland: RIZA. Rapport nr. RIZA werkdocument 2000.195.
9. Hendriks AJ. 1994. Monitoring concentrations of microcontaminants and response of waterfleas and fish in the Rhine Delta. Lelystad, Nederland: RIZA. Rapport nr. 94.027.
10. De Nijs ACM, Driesprong A, Den Hollander HA, De Poorter LRM, Verweij WHJ, Vonk JA, De Zwart D. 2008. Risico's van toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 607340001.
11. Backhaus T, Blanck H, Faust M. 2010. Hazard and Risk Assessment of Chemical Mixtures under REACH. State of the Art, Gaps and Options for Improvement. Sundbyberg, Zweden: Swedish Chemicals Agency (KEMI). http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/PM/KemI_PM_3_10.pdf.
12. Durand A, Rotteveel S, Collombon MT, Van der Grinten E, Maas JL, Verweij W. 2009. Toxicity measurements in concentrated water samples. Evaluation and validation. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601013010.
13. Kortenkamp A, Backhaus T, Faust M. 2009. State of the art report on mixture toxicity. Londen, Engeland: School of Pharmacy, University of London. Rapport nr. 070307/2007/485103/ETU/D.1.
14. Verbruggen EMJ, Van den Brink PJ. 2010. Review of recent literature concerning mixture toxicity of pesticides to aquatic organisms. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 601400001.
15. Syberg K, Jensen TS, Cedergreen N, Rank J. 2009. On the use of mixture toxicity assessment in REACH and the Water Framework Directive: a review. Human Ecol Risk Ass 15: 1257-1272.
16. Pieters MN, Könemann WH. 1997. Mengseltoxiciteit: een algemeen overzicht en evaluatie van de veiligheidsfactor van 100 toegepast in het stoffenbeleid. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 620110004.
17. Teuschler LK, Herzberg RC. 1995. Current and future risk assessment guidelines, policy, and methods for development for chemical mixtures. Toxicology 105: 137-144.
18. Wilkinson CF, Christoph GR, Julien E, Kelley JM, Kronenberg J, McCarthy J, Reiss R. 2000. Assessing the Risks of Exposures to Multiple Chemicals with a Common Mechanism of Toxicity: How to Cumulate? Regulatory Toxicology and Chemistry 31: 30-43.
19. RIWA. 2009. Jaarrapport 2009. De Rijn. Nederland, Nieuwegein: Vereniging van Rijnwaterbedrijven. http://www.riwa-rijn.org/e_publicaties/173_JR2009_Ned.pdf.
20. Loos R, Gawlik BM, Locoro G, Rimaviciute E, Contini S, Bidoglio G. 2009. EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. Environ Pollut 157: 561-568.

C.E. Smit

Rapport 601357002/2011

Dit is een uitgave van:

Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

mei 2011

