



Rapport 607340001/2008
A.C.M. de Nijs et al.

Risico's van toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren

RIVM Rapport 607340001/2008

Risico's van toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren

A.C.M. de Nijs, RIVM
A. Driesprong, Witteveen+Bos
H.A. den Hollander, RIVM
L.R.M. de Poorter, RIVM
W.H.J. Verweij, RIVM
J. A. Vonk, RIVM
D. de Zwart, RIVM

Contact:
Ton. C. M. de Nijs
RIVM/LER
ton.de.nijs@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving in het kader van de Ex ante evaluatie KRW

© RIVM 2008

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'.

Rapport in het kort

Risico's van toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren

De kwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater voldoet nog niet aan de voorschriften van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). De totale toxiciteit van het water is op veel locaties te hoog.

In het kader van de Ex-ante-evaluatie Kaderrichtlijn Water heeft het RIVM de risico's van toxische stoffen in beeld gebracht. Hiervoor is een overzicht gemaakt van normstelling, normoverschrijding en effecten op ecosystemen in water. Daarnaast geeft het rapport een overzicht van de maatregelen die de waterschappen en Rijkswaterstaat hebben voorgesteld om de chemische waterkwaliteitsdoelstellingen te halen. De kosten van deze maatregelen worden indicatief geschat op 600 miljoen euro.

Hoewel de waterkwaliteit de afgelopen decennia sterk is verbeterd, worden de waterkwaliteitsdoelen voor een groot aantal metalen, PAK's en bestrijdingsmiddelen in de Nederlandse wateren nog niet gehaald. De totale toxiciteit is op bijna 40% van de meetlocaties zo hoog dat de algemene doelstelling van het beleid niet wordt gehaald. Op deze locaties wordt namelijk minder dan 95% van de potentieel aanwezige soorten in een ecosysteem beschermd. Op een aantal locaties (182) is de totale toxiciteit zodanig dat plant- en diersoorten mogelijk verloren kunnen gaan. Aanvullend ecologisch onderzoek naar het functioneren van het aquatisch ecosysteem op deze locaties is gewenst. Naast koper en zink draagt een groot aantal andere stoffen bij aan de totale toxiciteit van het oppervlaktewater. Aangezien meestal een beperkt aantal stoffen is gemeten, zal de werkelijke toxiciteit van het oppervlaktewater veelal hoger zijn.

Trefwoorden :

Toxische stoffen, normen, bronnen, maatregelen, drinkwater, klimaatverandering

Abstract

Risks of toxic substances in Dutch surface waters

The current quality of Dutch surface waters does not meet the criteria of the Water Framework Directive. The total toxicity of the surface water is too high at many locations.

Within the scope of the 'Ex ante evaluation Water Framework Directive', RIVM has reviewed the risks of toxic substances in the Dutch surface waters, including the derivation of water quality standards, the exceedence of such standards and the potential effects of toxic substances on aquatic ecosystems. The report also provides an overview of the measures proposed by the Ministry of Waterways and Public Works and local Water Boards to reach the prescribed water quality standards. The total (investment) costs are estimated to be 600 million euro.

Water quality has improved significantly during the last decades, but the quality criteria for a large number of metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides have not yet been met. The total toxicity at nearly 40% of the sampling sites is so high that the general objective of Dutch governmental policy has not been reached. As a result, less than 95% of the species potentially able to inhabit the ecosystem are not protected against toxic substances at these sites. At a number of sites (182) the total toxicity is so high that there may be a potential loss in both plant and animal species. Additional ecological research on the functioning of the aquatic ecosystem is advisable at these sites.

Both copper and zinc as well as a large number of other substances contribute to the total toxicity of the surface water. As only a limited number of substances have been measured in most samples, the actual toxicity of the surface waters will be higher in most cases.

Keywords:

Toxic substances, water quality standards, total toxicity, measures, drinking water, climate change

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Normen en toxische druk	11
2.1 Normenstelling in Nederland	11
2.2 De 'oude situatie' voor de komst van de KRW	12
2.3 De nieuwe situatie onder de KRW	13
2.4 De (ms)PAF	15
2.5 Vergelijking van methoden	16
3 Overschrijding van oppervlaktewaternormen	19
3.1 Prioritaire stoffen	19
3.2 Overige stroomgebiedsrelevante stoffen	21
4 Potentiële effecten op het aquatisch ecosysteem	25
4.1 De biologische beschikbaarheid	25
4.2 De potentieel aangetaste fractie	27
4.3 De toxische druk per stof	29
4.3.1 Zware metalen	32
4.3.2 Bestrijdingsmiddelen	37
4.3.3 PAK's	39
4.4 De totale toxische druk	40
4.4.1 Oppervlaktewater	40
4.4.2 Natuurgebieden	41
4.5 De onzekerheid in de toxische druk	43
5 Bronnen, maatregelen en kosten	46
5.1 Selectie van probleemstoffen	46
5.2 Bronnenanalyse	46
5.2.1 Zware metalen	46
5.2.2 Bestrijdingsmiddelen	47
5.2.3 PAK's	48
5.3 Inventarisatie van mogelijke maatregelen	48
5.3.1 Rijkswaterstaat	48
5.3.2 Waterschappen	49
5.3.3 Aanvullend nationaal en Europees beleid	52
5.4 Inventarisatie van kosten van maatregelen	53
6 Drinkwater	55
6.1 Drinkwater in de KRW	55
6.2 Probleemstoffen	56
6.3 Huidig beleid	58
6.4 Aanbevelingen	58
7 Klimaatverandering en aquatische toxiciteit	59
7.1 Inleiding	59
7.2 De klimaatscenario's	59

7.3	Gevolgen van temperatuurstijging	61
7.4	Gevolgen van veranderingen in het neerslagpatroon	63
8	Discussie en conclusies	65
	Referenties	69
	Bijlage 1. Overzicht beschikbare meetgegevens & toxiciteit data ms-PAF	73

Samenvatting

Het voorliggende rapport schetst vanuit de Kaderrichtlijn Water (KRW, richtlijn 2000/60/EC) een beeld van de huidige, chemische toestand van het Nederlandse oppervlaktewater en de mogelijke ontwikkelingen. Het geeft een overzicht van de huidige kennis ten aanzien van toxische stoffen, de normstelling, de overschrijding van normen, de effecten op de aquatische ecosystemen, alsook de bronnen, maatregelen en kosten die binnen de KRW van belang zijn. Daarnaast wordt specifiek aandacht besteed aan de problemen ten aanzien van drinkwater en de mogelijke invloed van klimaatverandering op de toxiciteit van het oppervlaktewater.

De afgelopen jaren is er veel veranderd in de normstelling van stoffen. De huidige afleiding van de normen verschilt op een groot aantal punten. Meest opvallend is het aantal soorten op basis waarvan de Species Sensitivity Distribution (SSD) geschat kan worden. Voorheen kon dat op basis van vier verschillende taxonomische groepen, nu moet dat op basis van minimaal tien verschillende soorten. Voor de prioritaire stoffen ligt er een concept voorstel met nieuwe normen (EU, 2006b). Voor een aantal stroomgebiedsrelevante stoffen zijn nieuwe normen afgeleid en wettelijk verankerd. De nieuwe EU-normen liggen voor de meeste stoffen lager dan de huidige nationale normen, maar vallen soms ook hoger uit. Door verhoging van de norm zou de waterkwaliteit voor deze stoffen achteruit kunnen gaan. Gezien het 'stand-stillprincipe' zoals omschreven in artikel 4 van de KRW is het de vraag in hoeverre deze versoepeling van de normen mogelijk is. Daarnaast houdt de KRW geen rekening met de totale toxiciteit van het mengsel aan toxische stoffen in het oppervlaktewater.

Meetgegevens van zowel de rijks- als regionale wateren zijn getoetst aan de normen. De nieuwe EU-normen worden voor slechts een gering aantal stoffen op een beperkt aantal locaties overschreden. De huidige normen worden het meest overschreden door koper en zink, bij de PAK's zorgt benzo[a]anthraceen voor de meeste overschrijdingen en bij de bestrijdingsmiddelen laten carbendazim en pirimicarb de meeste overschrijdingen zien. Voorts is er een groot aantal bestrijdingsmiddelen dat zo moeilijk te analyseren is dat de detectielimiet hoger is dan de norm. Hierdoor kan het werkelijke aantal normoverschrijdingen vele malen hoger zijn dan het aantal dat nu geconstateerd is.

Om de negatieve effecten van toxische stoffen op het aquatisch ecosysteem te bepalen zijn de PAF en de msPAF berekend. De PAF geeft de potentieel aangetaste fractie van het aquatisch ecosysteem per stof, de msPAF de potentieel aangetaste fractie van het aquatisch ecosysteem van alle (gemeten) stoffen in het watermonster. Ondanks correctie voor de biologische beschikbaarheid is de maximale PAF-Chronisch¹ voor koper op 29% van de locaties (585 locaties) groter dan 0,05 en voor zink op 16% van de locaties (311 locaties). In die gevallen ondervindt 5% of meer soorten van het aquatisch ecosysteem potentieel negatieve effecten. De msPAF-Chronisch is op bijna 1000 locaties groter dan 0,05. De maximale msPAF-Acuut¹ is op 33 locaties groter dan 0,05. Op deze locaties zou aanvullend ecologisch onderzoek plaats moeten vinden naar het functioneren van het aquatisch ecosysteem in relatie tot de totale toxiciteit van het oppervlaktewater.

Voorts blijkt dat de msPAF toeneemt als het aantal gemeten stoffen per mengsel hoger is. Aangezien op de meeste locaties slechts een beperkt aantal stoffen is gemeten, zal de werkelijke totale toxiciteit in het oppervlaktewater veelal hoger zijn. Naast koper en zink, waarvoor relatief veel meer metingen beschikbaar waren, is een groot aantal stoffen potentieel verantwoordelijk voor de totale toxiciteit in

¹ De (ms)PAF-Chronisch is gebaseerd op zogenaamde no-effect-concentraties (NOEC), de (ms)PAF-Acuut op lethale concentraties waarbij 50% van de individuen doodgaat (LC50).

het oppervlaktewater. Het gaat dan veelal om bestrijdingsmiddelen en andere zware metalen, zoals cadmium, chroom, nikkel en zilver.

De meeste van bovengenoemde stoffen zijn direct of indirect gerelateerd aan de landbouw of de bouw. Om de doelen van de KRW te bereiken hebben de waterschappen en Rijkswaterstaat een groot aantal maatregelen voorgesteld. De meeste van deze maatregelen zijn gericht op de reductie van de nutriëntenbelasting, maar ook op emissiereductie van toxische stoffen. De kosten van de verschillende maatregelen worden indicatief geschat op 600 miljoen euro.

Vanuit de KRW dient ook de drinkwaterfunctie van het (oppervlakte)water te worden beschermd. De KRW geeft in artikel 7.3 aan dat de kwaliteit van water dat bestemd is voor drinkwater niet mag verslechteren. Een groot aantal oppervlaktewaternormen ligt echter hoger dan de drinkwaternormen. Hierdoor zou de concentratie van deze stoffen in het oppervlaktewater nog kunnen stijgen en zou het niveau van zuivering verder toe kunnen nemen. Om de normen voor het oppervlaktewater beter af te stemmen op de drinkwaterproductie zou de afleiding van de maximaal toegestane concentraties uitgebreid moeten worden met een drinkwaterspoor.

Klimaatverandering zal een grote invloed hebben op de waterkwantiteit, maar de invloed op de waterkwaliteit, zeker als het gaat om toxische stoffen, is veel minder duidelijk. Door de hogere temperatuur zullen de afbreekbare stoffen sneller afbreken. Anderzijds zou de biologische beschikbaarheid van toxische stoffen in het water toe kunnen nemen omdat het opgelost organisch koolstofgehalte daalt. Wellicht het meest onvoorspelbaar is de invloed van klimaatverandering op gewaskeuzes en het daarmee samenhangende gebruik van bestrijdingsmiddelen.

1 Inleiding

Het RIVM is in het kader van de Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water door het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) gevraagd een overzicht te geven van de huidige kennis ten aanzien van toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren, de normstelling, de overschrijding van normen, de risico's en effecten op de aquatische ecosystemen, alsook de maatregelen en kosten die binnen de Kaderrichtlijn Water (KRW) relevant zijn.

Het rapport brengt een groot aantal verschillende aspecten rond toxische stoffen in oppervlaktewater bij elkaar. Voor sommige aspecten geeft het een overzicht van de stand van het beleid (normen), in andere gevallen de toestand van het watersysteem (effecten) of slechts een overzicht van de stand van het onderzoek (klimaatverandering).

Ten aanzien van de normstelling van stoffen is er veel veranderd in de afgelopen jaren. Het is de vraag hoe de bestaande normstelling in Nederland zich verhoudt ten opzichte van het normstelsel dat binnen de KRW wordt ontwikkeld. Wat zijn de belangrijkste verschillen tussen deze normstellingskaders?

Terwijl deze normstelsels een grens stellen aan de concentratie van één stof in het oppervlaktewater, zijn er binnen de aquatische toxicologie nieuwe rekenmethoden ontwikkeld om de effecten van mengsels van stoffen op het aquatisch ecosysteem te onderzoeken.

Hoofdstuk 2 beschrijft het stelsel van normen in Nederland alsook de msPAF-methode (meer stoffen Potentieel aangetaste fractie), om de toxische druk van een mengsel van stoffen te bepalen.

Daarnaast is het de vraag welke toxische stoffen welke problemen veroorzaken. Welke stoffen kwamen de afgelopen jaren in (bijna) normoverschrijdende concentraties voor? Welke stoffen hebben het grootste effect op de aquatische ecosystemen in Nederland? Hiertoe zijn de meetgegevens van alle stoffen in zowel de nationale als regionale oppervlaktewateren verzameld over de jaren 2005 en 2006 en geanalyseerd. Hoofdstuk 3 beschrijft de normoverschrijdingen van een groot aantal toxische stoffen in Nederland. Niet al deze stoffen hebben direct negatieve effecten op het aquatisch ecosysteem. De belangrijkste negatieve effecten van toxische stoffen op het aquatisch ecosysteem worden beschreven in hoofdstuk 4.

Naast het aquatisch ecosysteem dient vanuit de KRW ook de drinkwaterfunctie van het (oppervlakte)water beschermd te worden. Hoofdstuk 5 beschrijft welke eisen de KRW aan het water bestemd voor drinkwater stelt en in hoeverre Nederland aan deze eisen voldoet.

Klimaatverandering zal waarschijnlijk een grote invloed hebben op het waterbeheer in Nederland. De aandacht gaat daarbij vooral uit naar de invloed van het klimaat op de waterkwantiteit, zeespiegelstijging en toename van rivierafvoeren. Ten aanzien van de waterkwaliteit beschrijven de meeste studies de invloed van klimaatverandering op nutriënten en de soortensamenstelling van verschillende aquatische ecosystemen, zoals meren, plassen of rivieren. Vooralsnog zijn er weinig studies gedaan die de invloed van klimaatverandering op de concentratie aan toxische stoffen in het oppervlaktewater beschrijven. Hoofdstuk 6 geeft een overzicht van deze studies.

Hoofdstuk 7 beschrijft globaal de belangrijkste bronnen van een beperkt aantal toxische stoffen die verantwoordelijk zijn voor de grootste effecten op het aquatisch ecosysteem alsook de belangrijkste maatregelen en, voor zover mogelijk, de kosten. Ten slotte komen in hoofdstuk 8 de conclusies en aanbevelingen aan bod.

2 Normen en toxische druk

2.1 Normenstelling in Nederland

De afgelopen decennia hebben verschillende wijzigingen plaatsgevonden in de nationale normstelling en de toesting aan de gemeten concentraties. Deze hangen samen met de ontwikkeling van het waterbeleid en met de toegenomen kennis over effecten van stoffen op mens en milieu. Het rapport Normen in het Waterbeheer van de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW, 2000) beschrijft de ontwikkelingen in de jaren negentig. Sinds 2001 wordt voor de afleiding van normen de INS-methode gebruikt (Traas, 2001). ‘INS’ staat daarbij voor Inter(nationale) Normstelling Stoffen. Deze methode omvat onder andere de controle of de getalswaarde voor het ene milieucompartiment voldoende bescherming biedt aan de organismen in andere compartimenten.

Sindsdien zijn er verschillende wijzigingen geweest in de normstelling in Nederland. De huidige methode voor het afleiden van normen is feitelijk organisch gegroeid en wordt beschreven door Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). Deze methode combineert de methoden zoals die vanuit de KRW (EU, 2000) zijn beschreven door Lepper (2005), de beoordeling van nieuwe en bestaande stoffen (EU/JRC, 2003) en de Nederlandse methode voor het afleiden van normen (VROM, 2004). De methode zoals die is beschreven door Lepper is daarbij leidend geweest.

Het RIVM is begonnen met het afleiden van normen volgens de nieuwe KRW-systematiek. Inmiddels zijn voor een aantal stoffen nieuwe normen vastgesteld en wettelijk verankerd. Conform het ‘standstillprincipe’ in artikel 4 van de KRW mogen deze nieuwe normen niet leiden tot een verslechtering van de oppervlaktewaterkwaliteit.

Bovengenoemde methoden controleren of de concentratie van één stof in oppervlaktewater potentieel geen negatieve effecten veroorzaakt. In het milieu komen echter meestal mengsels van verschillende toxische stoffen voor. Met de recente msPAF-methode (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie) van De Zwart en Posthuma (2005) wordt de toxiciteit van mengsels van stoffen bepaald zoals die in het milieu voorkomen.

Dit hoofdstuk gaat in op de vraag hoe de methode voor het afleiden van normen en het toetsen aan de gemeten concentraties is veranderd door de komst van de KRW. Wat zijn de overeenkomsten en wat de belangrijkste verschillen? Omdat de methode voor het afleiden van normen in de tijd regelmatig is bijgesteld, wordt, om praktische redenen, hier teruggegrepen naar de methode zoals die is beschreven in Traas (2001). Deze wordt vergeleken met de nieuwe methode zoals die wordt beschreven door Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). Het toetsen aan de normen wordt beschreven in de het CIW-rapport Normen in het Waterbeheer (2000) en op de Leidraad Monitoring (LBOW, 2006). Onder de KRW wordt het onlangs vastgestelde protocol ‘Toetsen en Beoordelen’ gebruikt (LBOW, 2008).

Paragraaf 2.2 beschrijft de ‘oude situatie’ zoals die voor de komst van de KRW werd gebruikt voor het afleiden van en toetsen aan de normen, paragraaf 2.3 beschrijft de ‘nieuwe situatie’ onder de KRW en paragraaf 2.4 schetst de berekening van de toxiciteit van mengsels van stoffen, de ms-PAF. Voor ieder van deze drie methoden wordt zowel de afleiding van de norm besproken als de manier waarop deze gebruikt wordt om de kwaliteit van het oppervlaktewater te toetsen. Ten slotte worden in paragraaf 2.5 de verschillende methoden puntsgewijs met elkaar vergeleken.

2.2 De ‘oude situatie’ voor de komst van de KRW

De normen

Voor de afleiding van de normen onder de ‘oude situatie’ is teruggegrepen naar de INS-methode zoals die is beschreven in Traas (2001). Hierbij worden een MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico) en een VR (Verwaarloosbaar Risico) afgeleid.

Uitgangspunt voor het afleiden van de MTR is de HC5 (Hazardous Concentration), de concentratie waarbij voor ecosystemen geen nadelig te waarden effect te verwachten is. Deze concentratie wordt bepaald aan de hand van de beschikbare toxiciteitsgegevens van een stof. Bij vier of meer taxonomische groepen kan de HC5 afgeleid worden uit de SSD-curve, de Species Sensitivity Distribution. Bij minder dan vier taxonomische groepen worden zogenaamde ‘Assessments Factors’ gebruikt volgens het ‘modified EPA-schema’.

Bij het afleiden van de MTR wordt ook rekening gehouden met doorvergiftiging en de humane toxiciteit. Voor de mens is hierbij het maximale risiconiveau vastgesteld op de concentratie van een stof in een milieucompartiment waar beneden 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 (VROM, 1990).

Het VR is 1% van het MTR. De factor 100 tussen MTR en VR is gekozen omdat in het milieu vele stoffen tegelijkertijd worden aangetroffen. De Europese regelgeving kent geen VR. Het VR is vooral bedoeld om rekening te houden met de mogelijke effecten van combinatietoxiciteit. Het VR staat in allerlei beleidstukken en bestaat als dusdanig nog steeds als streefwaarde. Conform de Voortgangsrapportage Prioritaire Stoffen (VROM, 2006) is ‘het overheidsbeleid gericht op het behalen van de streefwaarde, omdat mens en milieu aan vele stoffen tegelijk worden blootgesteld. Bovendien veroorzaken kankerverwekkende stoffen, zoals asbest, ook beneden het MTR gezondheidseffecten. Met andere woorden: de totale blootstelling van mens en milieu aan vele stoffen tegelijk is acceptabel als de blootstelling per stof ruim onder het MTR-niveau is.’

Voor metalen wordt de achtergrondconcentratie (AC) bij het risicogetal opgeteld. In dit geval heet het risicogetal het MTT, de maximaal toelaatbare toevoeging. Het MTR is dan $AC + MTT$; het VR is dan $AC + 1/100 MTT$.

MTR en VR worden uitgedrukt als concentraties in oppervlaktewater, sediment en grondwater. De invulling van de genoemde risiconiveaus is gebaseerd op ecotoxicologisch en humaan toxicologisch onderzoek. Op basis van het ecotoxicologisch onderzoek, zowel chronische als acute experimenten, wordt bepaald bij welke concentratie van een stof een organisme een negatief effect gaat ondervinden. Op basis van beschikbare humaan toxicologische gegevens wordt bepaald vanaf welke concentratie voor de mens een negatief effect is te verwachten.

Kenmerkend voor deze methode is de controle of de getalswaarde voor het ene milieucompartiment voldoende bescherming biedt aan de organismen in andere compartimenten.

De toetsing

Op nationaal niveau zijn er binnen de CIW (2000) afspraken gemaakt over de toetsmethode, deze zijn onder meer vastgelegd in de Leidraad Monitoring. De norm wordt getoetst aan maximale concentratie op jaarbasis tenzij er meer dan tien keer per jaar gemeten is, dan wordt het 90-percentiel van de meetwaarden gebruikt.

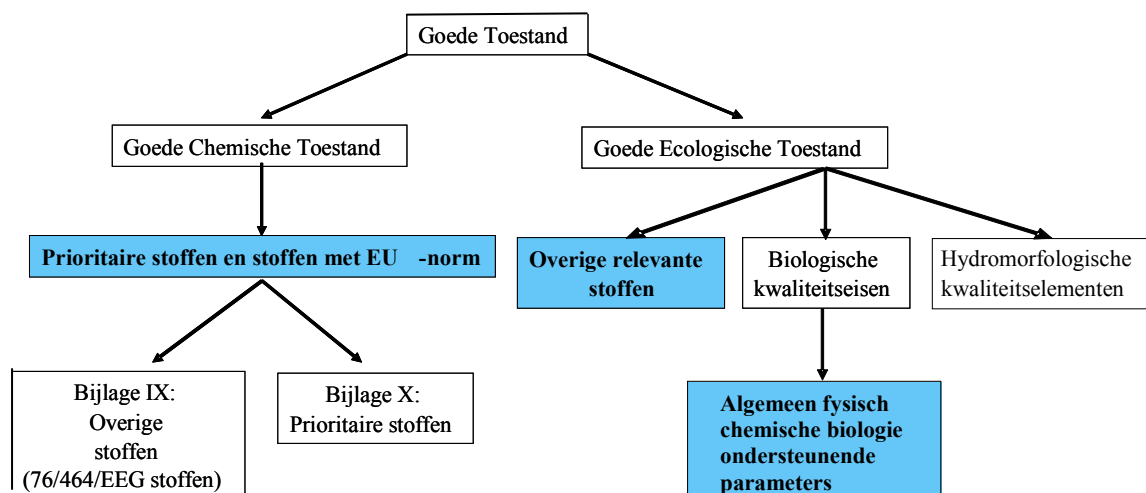
Door de waterschappen worden bij de toetsingen de totaalgehalten in het water gebruikt, maar op nationaal niveau worden voor de rijkswateren totaalconcentraties afgeleid door de verontreiniging van het zwevend stof/slib te bepalen en deze om te rekenen naar het totaalgehalte in water. Voor stoffen die goed binden aan zwevend stof, zoals PAK's en PCB's, is dit veelal een nauwkeuriger methode dan het direct meten in de waterfase.

De getalswaarden voor de totale concentratie in water gelden voor een zwevend stof concentratie van 30 mg/l. De getalswaarden voor sediment gelden voor de standaard van 10% organische stof en 25% lutum. De gemeten gehalten dienen volgens de nationale methode (CIW, 2000) gecorrigeerd te worden voor het lutum-, organische stof- en zwevend stof gehalte.

2.3 De nieuwe situatie onder de KRW

In de Europese Kaderrichtlijn Water wordt onderscheid gemaakt in het behalen van de goede chemische toestand en het behalen van de goede ecologische toestand (zie Figuur 2.1). Onder de chemische toestand vallen de zwarte lijst stoffen (76/464/EEG stoffen) en de KRW-prioritaire stoffen. Voor de prioritaire stoffen worden zeer binnenkort Europese normen vastgesteld. De concept getalswaarden zijn reeds beschikbaar in de Proposed Directive setting Environmental Quality Standards for Priority Substance and other Pollutant (EU, 2006b). Als op Europees niveau een norm is vastgesteld, dan neemt de Nederlandse overheid deze over.

Voor de overige relevante stoffen en algemeen fysisch chemische biologie ondersteunende parameters (stroomgebiedrelevante stoffen) gelden nationale normen. Deze worden afgeleid met de nieuwe KRW-methode. Tot het moment dat deze 'KRW'-normen zijn vastgesteld, gelden de 'oude' normen, MTR's en VR's, die op basis van de oude INS-methode uit 2001 zijn afgeleid.



Figuur 2.1. Stoffgroepindeling conform Kaderichtlijn Water.

De normen

De KRW kent twee typen milieunormen (Environmental Quality Standards, EQS):

1. AA, annual average of MPC maximum permissible concentration of JG-MKN, jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm: een norm voor de chronische blootstelling van het aquatisch ecosysteem. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt naar AA-Inland voor de zoete oppervlaktewateren en de AA-Other, voor de brakke & zoute oppervlaktewateren;
2. MAC maximum acceptable concentration: een norm die moet beschermen tegen kortdurende blootstelling, piekconcentraties.

De KRW kent ook een norm voor sedimenten die ook geldt voor het zwevend stof in het oppervlaktewater om het nieuwe sediment te beschermen. Deze norm dient voor alle stoffen die sterk aan het zwevend stof binden ($\log K_{p, \text{susp-water}} \geq 3$) afgeleid te worden. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen zoetwater en brak- tot zoutwater sedimenten.

Omdat in het milieu vele stoffen tegelijkertijd worden aangetroffen, worden voor het nieuwe normenstelsel in Nederland een NC (negligible concentration), vergelijkbaar met het VR, en een SRC (serious risk concentration) afgeleid. De KRW zelf houdt geen rekening met de toxiciteit van het mengsel aan stoffen in het oppervlaktewater.

De methode om deze normen af te leiden is ontwikkeld bij het Fraunhofer Institute en wordt beschreven door Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). De methode omvat de volgende sporen, waarvan de strengste de uiteindelijke getalswaarde bepaalt:

- toxische effecten op aquatische organismen;
- bioaccumulatie en doorvergiftiging;
- menselijke consumptie van vis en schelpdieren;

Voor de toxische effecten op ecosystemen wordt uitgegaan van de HC5. Bij het gebruik van de SSD-curve om de HC5 te bepalen worden toxicologische gegevens van minimaal tien soorten gebruikt, waarbij een assessmentfactor tussen de 1 en 5 wordt toegepast.

De methode controleert niet meer of de getalswaarde voor het ene milieucompartiment voldoende bescherming biedt aan de organismen in andere compartimenten. Wel wordt er een evenwichtsmethode gebruikt als er onvoldoende toxiciteitsgegevens zijn.

Qua opzet verschillen de oude en de nieuwe methoden voor het afleiden van normen niet veel, maar in de uitwerking zijn er vele kleine en grotere verschillen. Het valt niet op voorhand te zeggen welke normen strenger zullen zijn. Dat hangt af van welk spoor de norm bepaalt, maar ook van de toxiciteitsgegevens. Sinds de normen op basis van de oude INS-methode zijn afgeleid, kan de set met toxiciteitsgegevens zijn toegenomen

De toetsing

De AA wordt getoetst aan de jaargemiddelde concentratie. Als de meetwaarden die onder de detectielimiet liggen worden vervangen door de detectielimiet, dan wordt dat de AA1 genoemd, als deze waarden door een 0 worden vervangen, dan wordt het een AA0 genoemd.

De MAC-waarde wordt getoetst aan de maximale concentratie per jaar die gemeten is.

De KRW schrijft voor de prioritaire stoffen voor om het totaalgehalte in de waterfase te meten met uitzondering van de metalen, kwik, nikkel, cadmium en lood, die getoetst worden aan het gehalte in water na filtratie over een filter van 45 µm (EU, 2006b). Voor cadmium is de norm daarbij ook afhankelijk van de hardheid van het water.

Voor de overige relevante stoffen schrijft het protocol toetsen en beoordelen (LBOW, 2008) dat 'de 90-percentielwaarde moet worden berekend. Bij meerdere metingen per maand moeten eerst gemiddelde maandwaarden worden uitgerekend. Zodra de normen KRW-proof worden vastgesteld, medio 2008 of later, dan zal voor de overige stroomgebiedsrelevante stoffen ook met jaargemiddelden (en MAC-waarden) worden gerekend'. Deze overige relevante stoffen moeten wettelijk gezien minimaal vier maal per jaar gemeten worden.

Zolang de nieuwe KRW-proof normen nog niet zijn vastgesteld, kan, volgens het protocol toetsen en beoordelen, de totaalconcentratie voor zowel de zware metalen als de organische stoffen gecorrigeerd worden naar een zwevend stof concentratie van 30 mg/l en een organisch stofgehalte van 20% en 40% lutum (cf. Bijlage 8 en 9, (CIW, 2000). Als de KRW-proof normen zijn vastgesteld, verandert de situatie. Het protocol geeft aan dat 'de EU vooralsnog ruimte heeft gegeven om voor zware metalen de gemeten concentratie te koppelen aan de maximaal belastbare hoeveelheid van het specifieke metaal op de locatie gebaseerd op biologische beschikbaarheid. Het is de bedoeling dat hiervoor ook een

Europese handleiding komt. Thans zijn de volgende rekenregels beschikbaar om op basis van DOC (organisch oplosbaar koolstof) een aangepaste – locatiespecifieke – □ norm voor nikkel, koper en zink te herleiden'. Hierbij worden de regressies gebruikt die door Zwolsman en De Schamphelaere (2007) zijn afgeleid voor koper, nikkel en zink. Voor deze locatiespecifieke correctie moet worden uitgegaan van de waarden na filtratie. Als de Europese Commissie met een andere, verplichte methode komt, dient Nederland die over te nemen.

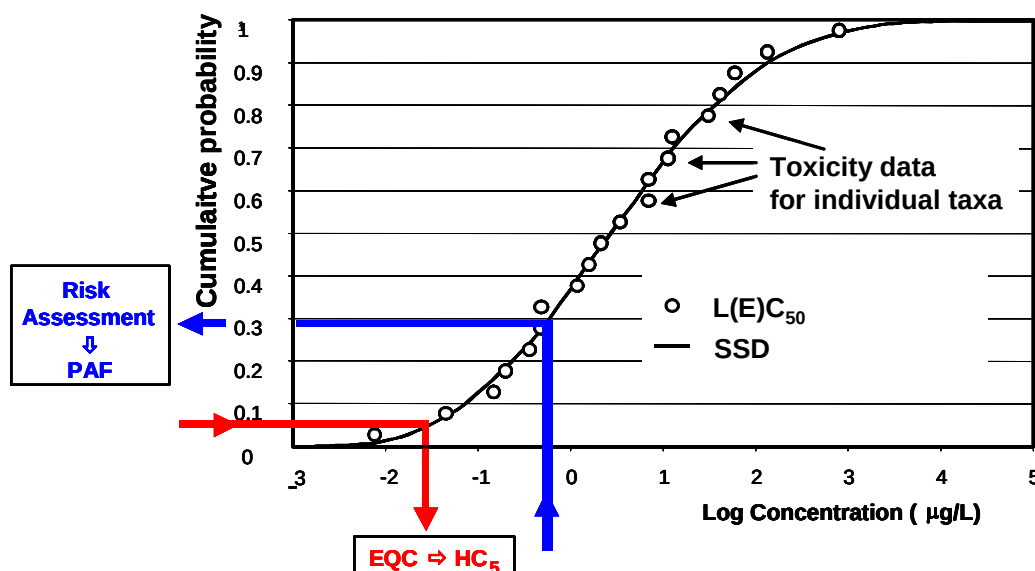
Vooralsnog zijn er volgens het protocol geen methoden beschikbaar om ook voor andere stoffen te corrigeren voor de biologisch beschikbare concentratie. Voor een bredere toepassing van de correctie op biologische beschikbaarheid is aanvullend onderzoek noodzakelijk, onder andere 'naar de mate waarin mogelijke afwenteling benedenstrooms en naar zee plaatsvindt'. Uit Peijnenburg et al. (2007) blijkt dat het DOC-gehalte van het oppervlaktewater in polderslootjes en kleine rivieren en beken sterk afneemt met de afstroming richting kanalen, meren en de grote rivieren.

2.4 De (ms)PAF

Voorgaande methoden bepalen de maximale concentratie van één stof in het water, boven deze concentratie is er sprake van (onaanvaardbare) toxische druk en dus ecologisch risico. In het algemeen zitten een groot aantal verschillende toxische stoffen in het oppervlaktewater. Afhankelijk van de stofconcentraties en de geldende normen kan de ecotoxicologische druk van alle stoffen in het oppervlaktewater aanzienlijk hoger zijn.

Om inzicht te krijgen in de ecotoxicologische druk van een mengsel van stoffen op het aquatisch ecosysteem heeft het RIVM de msPAF-methode ontwikkeld. (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie, de Zwart, 2002, de Zwart and Posthuma, 2005, Posthuma et al., 2002)

Voor de bepaling van de toxische druk van het mengsel van stoffen in water, wordt voor iedere stof de biologisch beschikbare concentratie bepaald worden.



Figuur 2.2 Voorbeeld van een SSD-curve.

Vervolgens wordt per stof de PAF (potentieel aangetaste fractie) berekend op basis van de SSD (Species Sensitivity Distribution). De SSD-curve legt het verband tussen de concentratie van een stof in

het water en de potentieel aangetaste fractie soorten (Figuur 2.2). Deze, meestal lognormale, curve is gebaseerd op de set aan toxiciteitsgegevens die voor de stof beschikbaar is. Er dienen minimaal toxiciteitsgegevens beschikbaar te zijn uit vier verschillende taxonomische groepen.

Om het effect van alle stoffen in het mengsel te bepalen worden de PAF-waarden van de verschillende stoffen afhankelijk van hun werkingsmechanisme gesommeerd tot een msPAF. Hiertoe worden eerst de stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme gesommeerd tot de totale ecotoxicologische druk per werkingsmechanisme. Daarna worden de verschillende werkingsmechanismen op responsadditieve wijze gesommeerd om de totale ecotoxicologische druk te berekenen. De volledige berekeningsmethode is uitgewerkt in paragraaf 4.1.

2.5 Vergelijking van methoden

In Tabel 2.1 zijn de verschillen tussen de oude, de nieuwe situatie onder de KRW en op basis van de msPAF puntsgewijs samengevat. Vooralsnog wordt onder de KRW de MTR getoetst aan het 90-percentiel waarbij gecorrigeerd mag worden voor de standaard zwevend stof gehalten. Om Tabel 2.1 overzichtelijk te houden is dit daar niet in opgenomen.

Tabel 2.1. Belangrijkste kenmerken van normstelling in de oude situatie, nu onder de KRW en de msPAF-methode.

	Oude situatie	Onder de KRW	msPAF-methode
Methode van afleiding	- 3 sporen: toxische effecten op aquatische organismen; bioaccumulatie en doorvergiftiging; humane blootstelling. - SSD o.b.v. 4 taxonomische groepen - Check andere milieucompartimenten	- 4 sporen: toxische effecten op aquatische organismen; bioaccumulatie en doorvergiftiging; menselijke consumptie van vis en schelpdieren. - Gebruik van andere assessment-factoren. - SSD op basis van min 10 soorten - Alleen check op ander milieucompartimenten bij onvoldoende tox. gegevens	1 spoor: toxische effecten op aquatische organismen
Normen <> Toetswaarde	MTR <> maximale concentratie en bij meer dan 10 metingen het 90-percentiel VR <>?	MAC <> maximale concentratie AA <> jaargemiddelde concentratie + Sediment norm	msPAF > 5% (niet wettelijk vastgesteld)
Correctie van gemeten waarden	Correctie naar standaard oppervlaktewater met 30mg/l zwevend stof	<u>Organische stoffen</u> : gemeten totaal concentratie, metalen: gemeten concentratie na filtratie over 0,45µm, voor cadmium ook voor hardheid Voor Hg, Cd, Pb & Ni: locatiespecifieke correctie voor biobeschikbaarheid mogelijk Voor Cu, Ni & Zn: vooralsnog locatiespecifieke correctie o.b.v. DOC-gehalte. Voor overige stoffen: geen correctie voor biobeschikbaarheid	Biologisch beschikbare concentratie, gecorrigeerd voor zwevend stof en DOC-gehalte

De afleiding van normen op basis van Traas (2001) en Van Vlaardingen en Verbruggen (2007) verschilt op een groot aantal punten. De KRW kent geen verwaarloosbaar risico (VR), maar wel een

maximale concentratie (MAC) waaraan voldaan moet worden. In de msPAF-methode wordt uitsluitend gekeken naar de effecten op het aquatisch ecosysteem. Aangezien bij de vaststelling van de norm veelal naar meerdere sporen wordt gekeken, kan de norm in het oppervlaktewater vele malen overschreden worden zonder dat er direct sprake is van negatieve effecten op het aquatisch ecosysteem. Daarnaast wordt in de msPAF-methode rekening gehouden met het mengsel van stoffen in het oppervlaktewater, bij beide INS-methoden wordt alleen naar de individuele stoffen gekeken.

Onder de KRW wordt getoetst aan de jaargemiddelde concentratie terwijl voorheen, in de oude situatie, getoetst werd aan de maximale concentratie danwel het 90-percentiel waarbij voor alle stoffen gecorrigeerd mag worden voor een standaardgehalte aan zwevend stof. Voor metalen wordt onder de KRW getoetst na filtratie, maar voor alle andere stoffen wordt getoetst aan de totaalconcentratie.

In aanvulling op de methodologische verschillen kunnen de conceptnormen voor de prioritaire stoffen worden vergeleken met de MTR-waarden die voorsnog in Nederland gelden.

Tabel 2.2. Overzicht van de concept AA-, MAC- en MTR-waarden en de verhouding tussen de AA0 en MTR.

Stof	AA	MAC	AA	MAC	MTR	Ratio MTR
	Inland	Inland	Other	Other		/AAInland
Chloorfenvinfos	0,1	0,3	0,1	0,3	0,002	0,02
Hexachloorbutadien	0,1	0,6	0,1	0,6	4,00E-03	0,04
Chloorpyrifos	0,03	0,1	0,03	0,1	0,003	0,10
Simazine	1	4	1	4	0,14	0,14
Nikkel-nf	20		20		5,1	0,26
Naftaleen	2,4		1,2		1,2	0,50
Antraceen	0,1	0,4	0,1	0,4	0,08	0,80
Hexachloorbenzeen	0,01	0,05	0,01	0,05	0,009	0,90
Isoproturon	0,3	1	0,3	1	0,32	1,07
Trifluraline	0,03		0,03		0,038	1,27
Lood-nf	7,2		7,2		11	1,53
Diuron	0,2	1,8	0,2	1,8	0,43	2,15
Atrazine	0,6	2	0,6	2	2,4	4,00
Benzo(a)pyreen	0,05	0,1	0,05	0,1	0,2	4,00
Endosulfan	0,005	0,01	5,00E-04	0,004	0,02	4,00
Kwik-nf	0,05	0,07	0,05	0,07	0,2	4,00
Cadmium-nf	0,09	0,6	0,2	0,6	0,4	4,44
Fluorantheen	0,1	1	0,1	1	0,5	5,00
Pentachloorfenol	0,4	1	0,4	1	4	10,0
Benzeen	10	50	8	50	240	24,0
Tetrachlooretheen (per)	10		10		330	33,0
Pentachloorbenzeen	0,007		7,00E-04		0,3	42,9
Gamma-hexachloorcyclohexaan	0,02	0,04	0,002	0,02	0,92	46,0
Tributyltin	2,00E-04	0,0015	2,00E-04	0,0015	0,014	70,0
Tetrachloormethaan (tetra)	12		12		1100	91,7
Trichloormethaan (chloroform)	2,5		2,5		590	236,0
Trichlooretheen (tri)	10		10		2400	240,0
Alachloor	0,3	0,7	0,3	0,7		
Chlooralkanen	0,4	1,4	0,4	1,4		
Nonyl-fenol	0,3	2	0,3	2		
Som-HCH	0,02	0,04	0,002	0,02		

Tabel 2.2 geeft een overzicht van de nieuwe conceptnormen, de AA en de MAC, zoals die vanuit de KRW voor de prioritaire stoffen worden voorgesteld (EU, 2006b) en de oude MTR-waarde. Voor een groot aantal stoffen is de AA-norm lager dan de huidige MTR, in een aantal gevallen is de voorgestelde AA echter ongeveer gelijk en soms hoger dan de huidige MTR. De waterkwaliteit voor deze stoffen zou door verhoging van de norm achteruit kunnen gaan, zeker omdat de AA getoetst wordt aan de jaargemiddelde waarde en de MTR aan de maximale waarde of het 90-percentiel. Het is de vraag in hoeverre deze versoepeling van de normen mogelijk is gezien het ‘stand still principe’ zoals omschreven in artikel 4 van de KRW.

3 Overschrijding van oppervlaktewaternormen

Vanuit verschillende kaders zijn normen gedefinieerd voor de toxische concentraties van stoffen in het oppervlaktewater (zie hoofdstuk 2). Vanuit de KRW ligt er een conceptvoorstel met normen voor de prioritaire stoffen (EU, 2006b). Voor de overige stroomgebiedsrelevante stoffen dienen opnieuw normen afgeleid te worden op basis van de KRW-systematiek. Vooralsnog gelden voor deze stoffen de MTR-waarden die met INS-methode zijn afgeleid en gepubliceerd zijn in de staatcourant. Voor toetsing aan de oppervlaktewaternormen zijn meetgegevens voor de jaren 2005 en 2006 van de Waterdienst (RIZA) ontvangen van zowel de rijkswateren als de regionale wateren. Het betreft de prioritaire stoffen en de overige stroomgebiedsrelevante stoffen. Bijlage 1 geeft een overzicht van de stoffen die voor deze studie zijn gebruikt. Voor een overzicht van de normen wordt verwezen naar het Protocol Toetsen en Beoordelen voor de operationele monitoring en toestand en trendmonitoring Toetsjaar 2007 (LBOW, 2008)

3.1 Prioritaire stoffen

Vanuit de KRW wordt er voor prioritaire stoffen getoetst aan de jaargemiddelde waarde (Annual Average = AA) en de maximaal toegestane concentratie (Maximum Allowable Concentration = MAC).

Op basis van de jaargemiddelde concentratie kan de chronische blootstelling worden onderzocht. In deze analyse is getoetst met de AA0 Inland, de waarde voor de binnenlandse oppervlaktewateren waarbij alle meetgegevens die onder de detectielimiet liggen als 0 worden beschouwd. De resultaten zijn opgenomen in Tabel 3.1.

Uit het onderzoek blijkt dat het percentage normoverschrijdingen van cadmium 38% is van het aantal jaargemiddelden (Tabel 3.1). De overschrijdingsfactoren zijn hoog in de waterschappen Peel en Maasvallei en Roer en Overmaas (Figuur 3.1). De maximale overschrijdingsfactor is 59. Overigens, voor cadmium waren in vergelijking met bijvoorbeeld koper en zink opvallend weinig metingen beschikbaar in de dataset.

Voor diuron voldoet 3% van de jaargemiddelden niet aan de norm, dit komt uitsluitend voor in Zeeuws-Vlaanderen, de maximale overschrijdingsfactor is 1,9. Voor benzo[a]pyreen voldoet 27% van de jaargemiddelden niet aan de norm. De maximale overschrijdingsfactoren voor benzo[a]pyreen is 5,2.

Tabel 3.1 Overschrijding van de AA0 Inland voor de prioritaire stoffen in Nederland voor de jaren 2005 en 2006.

Stof	> 0,3 AA0 ¹	> AA0 ¹	> 3 AA0 ¹	MOF ²	N ³	% ⁴
Cadmium	42	21	6	15,9	56	38
Diuron	34	3	0	1,9	113	3
Benzo[a]pyreen	9	3	2	5,2	11	27
Fluorantheen	7	2	0	1,4	21	10
Chloorpyrifos	5	1	0	1,0	5	20
Anthraceen	2	1	0	1,7	5	20
Totaal	99	31	8	211		

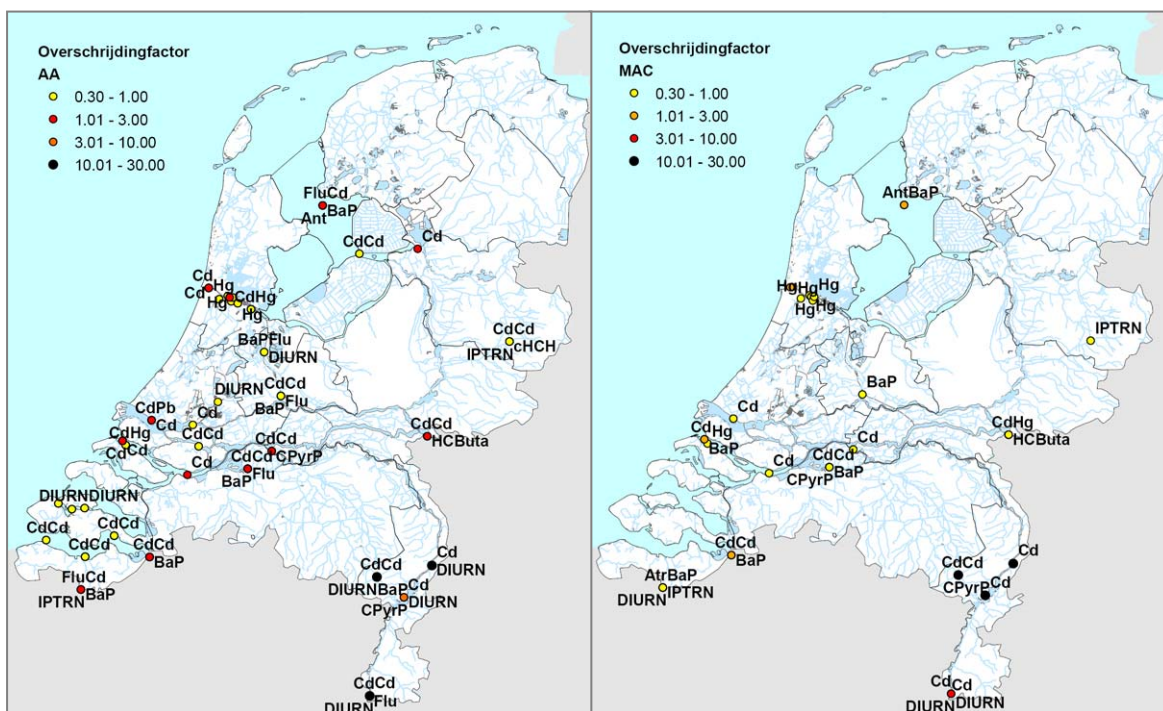
1. Het aantal locaties in 2005 en 2006 waar de jaargemiddelde concentratie groter was dan 0,3 AA0, c.q. groter dan de AA0 c.q. groter dan 3 AA0. 2. De maximale overschrijdingsfactor van de AA0. 3. Het aantal locaties met meetwaarden boven de detectielimiet. 4. Het percentage locaties boven de AA0.

Tabel 3.2 Overschrijding van de MAC voor de prioritaire stoffen in Nederland voor de jaren 2005 en 2006.

Stof	> 0,3 MAC ¹	> MAC ¹	> 3 MAC ¹	MOF ²	N ³	% ⁴
Cadmium	16	7	5	59	56	13
Benzo[a]pyreen	7	3	0	3	11	27
Kwik	8	0	0	0,8	43	0
Totaal	31	10	5		110	

1. Het aantal locaties in 2005 en 2006 waar de maximale concentratie groter was dan 0,3 MAC, c.q. groter dan de MAC c.q. groter dan 3 MAC. 2. De maximale overschrijdingsfactor van de MAC. 3. Het aantal locaties met meetwaarden boven de detectielimiet. 4. Het percentage locaties boven de MAC.

Tabel 3.2 geeft de resultaten van de toetsing ten opzichte van de maximaal toegestane concentratie, de MAC. De concentratie voor cadmium overschrijdt in 2005 en 2006, zeven maal de MAC-waarde en is van die zeven, vijf keer groter dan drie maal de MAC-waarde, de maximale overschrijding is 59 maal hoger dan de MAC-waarde. De hoogste overschrijdingen van de MAC-waarde voor cadmium komen voor op dezelfde locaties waar de overschrijding van de AA0 het hoogst is (Figuur 3.1). Voor benzo[a]pyreen wordt slechts drie maal de MAC-waarde overschreden, voor kwik wordt de MAC-waarde nergens overschreden, maar op acht locaties komt de maximale waarde wel boven 0,3 maal de MAC-waarde. Deze hoge waarden voor kwik komen met name voor in het Noordzeekanaal.



Figuur 3.1. Overschrijdingsfactor van de meetpunten in Nederland waar in 2005 en/of 2006 de AA0 (links) of de MAC (rechts) groter was 0,3 maal de betreffende norm. Per meetpunt kunnen eventueel meerdere stoffen dit criterium overschrijden.

Figuur 3.1 geeft de locaties weer waar de gemeten concentratie minimaal groter is dan 0,3 x AA0 (links) en 0,3 x MAC-waarde (rechts). Per locatie wordt aangegeven om welke stof of stoffen het gaat. Als op een locatie twee maal dezelfde stof wordt aangegeven, dan betekent dat dat de concentratie van die stof zowel in 2005 als in 2006 groter was dan de 0,3 x de norm. Naast de stoffen uit Tabel 3.2 worden in Figuur 3.1 ook alle andere stoffen weergegeven waarbij de maximale concentratie groter is dan 0,3 x AA0 en 0,3 x MAC.

3.2 Overige stroomgebiedsrelevante stoffen

Voor de overige gebiedsrelevante stoffen geldt voornamelijk het MTR zoals dat met INS-methode is afgeleid. Het RIVM is bezig met het afleiden van normen op basis van de KRW-methode, maar deze zijn nog niet formeel vastgesteld door de overheid. Voor de toetsing is het MTR van deze stoffen vergeleken met het 90-percentiel op jaarbasis, bij tien metingen of minder is de maximale concentratie op jaarbasis gebruikt. De stoffen zijn getoetst aan de MTR-totaal in oppervlaktewater en, na filtratie, tegen de MTR-opgelost (RIVM, 2008).

Tabel 3.3. Overschrijding van het MTR voor metalen in Nederland voor de jaren 2005 en 2006.

Stof	> 0,3 MTR ¹	> MTR ¹	> 3 MTR ¹	MOF ²	N ³	% ⁴	> M-avg ⁵	%-avg ⁵	P90/Avg ⁶
Koper	2621	1720	147	26	2698	64	795	29	1,63
Koper-nf ⁷	210	177	26	9	210	84	157	75	1,37
Zink	2096	580	121	57	2601	22	242	9	1,70
Zink-nf	189	118	38	41	209	56	88	42	1,22
Titaan	50	29	8	7	55	53	19	35	1,97
Arseen	222	16	2	5	997	2	7	1	1,50
Vanadium	59	15	1	5	61	25	8	13	1,46
Vanadium-nf	31	2	0	2	36	6	1	3	1,34
Nikkel	63	13	0	3	65	20	3	5	1,42
Nikkel-nf	49	6	0	3	67	9	3	4	1,32
Uranium	53	13	0	2	56	23	6	11	1,23
Uranium-nf	36	8	0	2	36	22	5	14	1,20
Zilver	9	8	8	31	9	89	8	89	1,19
Boor	11	7	0	3	63	11	4	6	1,41
Boor-nf	8	5	0	3	36	14	4	11	1,34
Cadmium	11	5	2	21	58	9	3	5	3,29
Cadmium-nf	20	6	3	4	56	11	4	7	1,21
Kobalt	31	4	0	2	74	5	1	1	1,34
Beryllium	11	4	1	4	14	29	3	21	1,53
Chroom	22	2	0	2	1855	0	0	0	1,62
Chroom-nf	13	2	1	5	88	2	0	0	2,03
Lood-nf	1	1	0	1	48	2	0	0	2,50
Totaal	5816	2741	358		9392		1361		

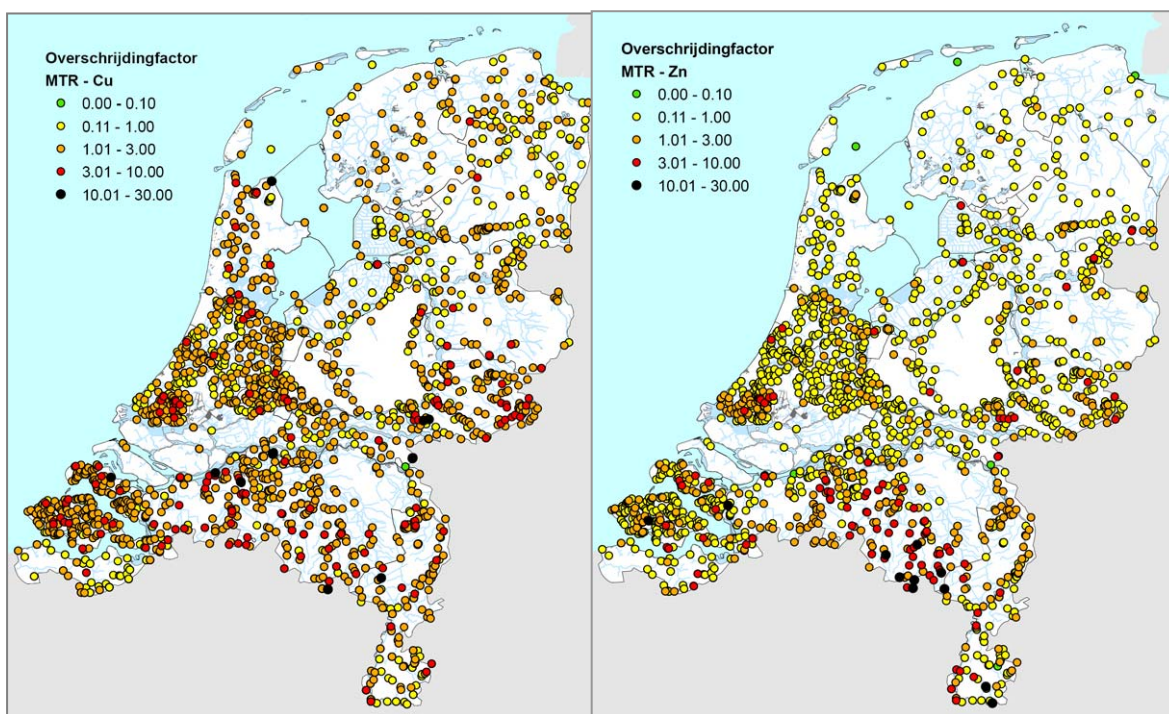
1. Het aantal locaties in 2005 en 2006 waar de 90-percentiel (of het maximum) groter was dan 0,3 MTR, c.q. groter dan de MTR c.q. groter dan 3 MTR. 2. De maximale overschrijdingsfactor van de MTR. 3. Het aantal locaties met meetwaarden boven de detectielimiet. 4. Het percentage locaties boven de MTR. 5. Het aantal en het percentage locaties in 2005 en 2006 waar de jaargemiddelde concentratie groter was dan de MTR. 6. De gemiddelde verhouding tussen de 90-percentiel (of het maximum) en de jaargemiddelde concentratie over alle meetlocaties. 7. nf = na filtratie

Tabel 3.3 geeft een overzicht van de overschrijding van het MTR voor de metalen. Bij de metalen speelt het grote aantal overschrijdingen van koper en zink. Deze stoffen worden op relatief veel locaties gemeten. Koper overschrijdt op 59% van de locaties het MTR, zink op 21% van de locaties. De maximale overschrijdingsfactor is voor koper 26 en voor zink 57, praktisch betekent dit dat de gemeten concentratie op die locaties in 2005 of 2006 ooit 26 respectievelijk 57 maal hoger was dan de wettelijk vastgestelde norm. Na filtratie neemt het percentage locaties waar de MTR wordt overschreden voor zowel koper als zink toe. Het aantal locaties waar titaan, zilver en beryllium wordt gemeten is relatief

beperkt, maar de MTR voor deze metalen wordt relatief vaak overschreden. Chroom en arseen komen relatief weinig boven het MTR-niveau uit.

De laatste kolommen in Tabel 3.3 geven de overschrijding van het MTR door de jaargemiddelde concentratie op de gemeten locaties. Door de MTR, vergelijkbaar met de Europese AA0-waarden, te toetsen aan de jaargemiddelde concentratie daalt het aantal overschrijdingen sterk. Het totale aantal locaties met overschrijding van de MTR neemt dan met bijna de helft af (1361 in plaats van 2741). De laatste kolom geeft de gemiddelde verhouding weer tussen de toetswaarde voor de MTR, het 90-percentiel of het maximum én de jaargemiddelde concentratie voor de gemeten locaties in deze dataset. De huidige toetswaarde voor de MTR is meestal ongeveer 1,7 maal groter dan de jaargemiddelde waarde, maar kan per stof sterk variëren.

Figuur 3.2 toont de ruimtelijke verdeling van de overschrijdingsfactoren voor koper en zink. De kaart voor koper laat geen specifiek patroon zien. Het MTR voor koper wordt praktisch in heel Nederland overschreden. Voor zink liggen de overschrijdingsfactoren in Oost-Brabant opvallend hoger. De hoogste overschrijdingsfactoren voor zink zijn aan de grens met België onder Eindhoven en zijn gerelateerd aan de historische verontreiniging van de bodem in dit gebied door de zinksmelterijen.



Figuur 3.2. Overschrijdingsfactor van het MTR voor koper (links) en zink (rechts).

Volgens het protocol zoals dat is vastgesteld door het LBOW (2008) kunnen de concentratie van koper, zink en nikkel gecorrigeerd worden voor de biologisch beschikbaarheid op basis van het lokale DOC-gehalte.

Tabel 3.4 geeft de overschrijding van het MTR door polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's). Bij deze stoffen valt het grote aantal overschrijdingen van het MTR door benzo[a]anthraceen op. Daarnaast is het percentage overschrijdingen van benzo[b]fluorantheen relatief hoog. De gehalten aan chryseen en phenantreen leiden relatief minder frequent tot overschrijding van de MTR. Ook voor deze stoffen zou het aantal overschrijdingen met bijna de helft afnemen als getoetst zou worden aan de jaargemiddelde concentratie

Tabel 3.4. Overschrijding van het MTR voor PAK's in Nederland voor de jaren 2005 en 2006.

Stof	>0,3 MTR ¹	>MTR ¹	>3 MTR ¹	MOF ²	N ³	% ⁴	>M-avg ⁵	%-avg ⁵	P90/Avg ⁶
Benzo[a]anthraceen	258	65	20	22	355	18	35	10	1,43
Phenantreen	60	10	3	16	715	1	2	0	1,85
Benzo[b]fluorantheen	9	5	3	10	9	56	3	33	1,07
Benzo[a]pyreen	3	2	0	1	11	18	2	18	1,07
Chryseen	8	1	0	2	433	0	0	0	1,49
Benzo[k]fluorantheen	3	1	0	1	8	13	1	13	1,02
Anthraceen	2	1	0	2	5	20	1	20	1,02
Totaal	343	85	26				44		

1. Het aantal locaties in 2005 en 2006 waar de 90-percentiel (of het maximum) groter was dan 0,3 MTR, c.q. groter dan de MTR c.q. groter dan 3 MTR. 2. De maximale overschrijdingsfactor van de MTR. 3. Het aantal locaties met meetwaarden boven de detectielimiet. 4. Het percentage locaties boven de MTR. 5. Het aantal en het percentage locaties in 2005 en 2006 waar de jaargemiddelde concentratie groter was dan de MTR. 6. De gemiddelde verhouding tussen de 90-percentiel (of het maximum) en de jaargemiddelde concentratie over alle meetlocaties.

Voor de bestrijdingsmiddelen (Tabel 3.5) is het relevant te weten dat alleen de metingen boven de detectielimiet in de analyse zijn meegenomen. Het grootste gedeelte van de metingen van de bestrijdingsmiddelen ligt beneden de detectielimiet (zie Bijlage 1). Opvallend is dat voor een groot aantal bestrijdingsmiddelen het percentage locaties waar de toetswaarde hoger is dan de MTR zeer hoog is, voor twaalf bestrijdingsmiddelen is dit zelfs 100%. Praktisch betekent dit dat de norm lager is dan de detectielimiet. Het werkelijke aantal overschrijdingen voor deze stoffen is waarschijnlijk hoger. Bij een deel van de bestrijdingsmiddelen worden de overschrijdingen ook veroorzaakt doordat er vooralsnog ad-hoc MTR's zijn bepaald die door het gebruik van grotere assessmentfactoren tot relatief lage risico grenzen leiden.

In absolute aantallen veroorzaken carbendazim, pirimicarb, metolachloor, linuron, propoxur, diazinon, malathion en methomyl 75% van de overschrijdingen, waarbij de zeer hoge maximale overschrijdingsfactoren voor carbendazim en propoxur in het oog springen. Daarnaast vallen ook de hoge maximale overschrijdingsfactoren voor 4,4'- DDT en tributyltin op. Als deze stoffen getoetst zouden worden op basis van de jaargemiddelde concentratie, zou het aantal overschrijdingen relatief minder afnemen dan bij de metalen en de PAK's. Dit komt enerzijds door de relatief hoge overschrijdingsfactoren, anderzijds doordat de MTR lager is dan de detectielimiet. Voor deze stoffen is de gemiddelde verhouding van het 90-percentiel en de jaargemiddelde concentratie 1,0 of bijna 1,0.

Tabel 3.5. Overschrijding van het MTR voor bestrijdingsmiddelen in Nederland voor de jaren 2005 en 2006.

Stof	>0,3 MTR ¹	>MTR ¹	>3 MTR ¹	MOF ²	N ³	% ⁴	>M-avg ⁵	%-avg ⁵	P90/Avg ⁶
Carbendazim	135	75	29	960	475	16	36	8	3,06
Pirimicarb	148	65	18	57	240	27	37	15	1,36
Metolachloor	79	36	8	10	249	14	13	5	2,01
Linuron	117	35	8	19	232	15	22	9	1,38
Propoxur	25	22	10	560	59	37	22	37	1,00
Diazinon	30	17	3	5	38	45	16	42	1,07
Malathion	17	15	7	12	17	88	15	88	1,01
Methomyl	15	10	3	13	17	59	9	53	1,62
Aldicarb	10	7	5	15	11	64	7	64	1,11
Methyl parathion	8	7	4	90	8	88	7	88	1,00
Parathion-ethyl	7	7	6	172	7	100	7	100	1,01
Triazofos	7	7	4	9	7	100	7	100	1,10
Carbofuran	23	5	1	3	80	6	0	0	1,94
Chloorpyrifos	5	5	5	13	5	100	5	100	1,24
Phenitrothion	5	5	1	3	5	100	5	100	1,00
Heptachloor	5	5	1	3	5	100	5	100	1,02
Heptenophos	5	5	4	45	5	100	5	100	2,02
Carbaryl	7	4	4	43	21	19	4	19	2,28
4,4'- DDT	4	4	4	5000	4	100	4	100	1,20
Coumafos	4	4	4	114	4	100	4	100	1,06
Mevinfos	3	3	3	15	3	100	3	100	1,00
Diuron	25	2	0	2	113	2	0	0	1,53
Isoproturon	16	2	0	2	115	2	0	0	2,18
Simazine	12	2	0	2	48	4	0	0	1,87
Azinfos-methyl	3	2	1	4	3	67	2	67	1,00
Metazachloor	2	2	0	1	165	1	1	1	1,64
Ethopropos	22	1	0	1	30	3	1	3	1,03
Cyanazine	3	1	0	1	3	33	1	33	1,00
(Oxy)demeton	1	1	0	2	2	50	1	50	1,07
Ethyl azinfos	1	1	0	2	1	100	1	100	1,00
Diazinon-nf	1	1	1	7	1	100	1	100	2,38
Oxamyl	1	1	0	2	2	50	0	0	1,73
Tributyltin	0	1	1	700	1	100	1	100	1,85
Totaal	747	360	135				242		

1. Het aantal locaties in 2005 en 2006 waar de 90-percentiel (of het maximum) groter was dan 0,3 MTR, c.q. groter dan de MTR c.q. groter dan 3 MTR. 2. De maximale overschrijdingsfactor van de MTR. 3. Het aantal locaties met meetwaarden boven de detectielimiet. 4. Het percentage locaties boven de MTR. 5. Het aantal en het percentage locaties in 2005 en 2006 waar de jaargemiddelde concentratie groter was dan de MTR. 6. De gemiddelde verhouding tussen de 90-percentiel (of het maximum) en de jaargemiddelde concentratie over alle meetlocaties.

4 Potentiële effecten op het aquatisch ecosysteem

Naast de overschrijding van de nationale en Europese normen zijn in dit onderzoek de potentiële effecten op het aquatisch ecosysteem bepaald. Hiervoor is per stof eerst de biologisch beschikbare fractie en vervolgens de potentieel aangetaste fractie (PAF) van soorten in het ecosysteem berekend (de Zwart, 2002, Posthuma et al., 2002). Op basis van de PAF is vervolgens de totale toxische druk van het mengsel van stoffen, de meer-stoffen PAF (msPAF) berekend. Omdat er grote onzekerheid is in de fractie die uiteindelijk biologisch beschikbaar is, zijn er drie varianten doorgerekend, een standaardsituatie, een lage en een hoge beschikbaarheid.

De onderstaande paragraaf beschrijft de biologisch beschikbare fractie en de keuzes die daarbij zijn gemaakt. Daarna wordt de berekening van de (ms)PAF beschreven waarna de resultaten worden gepresenteerd. De stoffen die, op basis van deze meetgegevens, potentieel de grootste toxische druk veroorzaken als ook de msPAF worden in kaartvorm gepresenteerd. Ten slotte wordt de onzekerheid, variabiliteit in de (ms)PAF beschreven aan de hand van de drie varianten.

4.1 De biologische beschikbaarheid

De biologische beschikbaarheid van een stof wordt bepaald door de fysisch-chemische eigenschappen van de stof, van het water en de kenmerken van de organismen in het ecosysteem. Afhankelijk van de samenstelling van het water hebben de organismen in het aquatisch ecosysteem slechts last van een deel van de aanwezige toxische stoffen. De biologisch beschikbare fractie van in het milieu aanwezige stoffen is variabel. De milieuomstandigheden kunnen in de tijd variëren. Zo spelen seizoensinvloeden een rol, maar ook gedurende de dag kan de samenstelling van het water veranderen door de dag-en-nachtcyclus van fotosynthese. Daarnaast is water een dynamisch compartiment. Het water in beken en sloten stroomt uiteindelijk via kleine en grote rivieren naar de zee. Aangezien de samenstelling van het water gedurende zijn tocht naar zee verandert, verandert ook de biobeschikbaarheid van deze stoffen in het water (Griffioen and van Weerdum, 2007).

De biologische beschikbaarheid van koper, lood en zink wordt vooral bepaald door de pH en het DOC-gehalte (Opgelost Organisch Koolstof), de aan de pH gerelateerde alkaliniteit en de waterhardheid. Van secundair belang zijn de watertemperatuur en de concentraties aan chloride, sulfaat en natrium.

Daarnaast is het organisme van belang aangezien het uiteindelijke effect van de toxische stoffen wordt bepaald door de hoeveelheid die door de organismen wordt opgenomen. Het effect van alle bovengenoemde factoren op de toxiciteit van een specifiek waterorganisme kan gekwantificeerd worden in de vorm van een zogenaamd 'Biotisch Ligand Model' (BLM).

Inmiddels bestaan er voor een beperkt aantal metalen BLM's. Voor koper zijn de meeste BLM's ontwikkeld, onder andere gefinancierd vanuit het 'European Copper Institute' (Welsh et al., 2008, Shoji, 2008, Van Genderen et al., 2007, Schwartz and Vigneault, 2007, Meyer et al., 2007, Arnold et al., 2005, de Schamphelaere and Janssen, 2002). Daarnaast zijn er BLM's ontwikkeld voor zink (Meyer et al., 2006, Brown et al., 2006), nikkel (Deleebeeck et al., 2008, Lock et al., 2007) zilver (McGeer and Playle, 2000, Bianchini et al., 2002), cadmium (Galvez et al., 2007, Francois et al., 2007, Wang et al., 2008) en lood (Slaveykova, 2007, Wilkinson and Slaveykova, 2003).

De huidige BLM's kennen echter nog veel onzekerheden. Meestal zijn ze nog maar voor een beperkt aantal organismen ontwikkeld, zoals planten, vissen, algen en Daphnia. Daarnaast is het nog onduidelijk in hoeverre de BLM's algemeen toepasbaar zijn op groepen van organismen waarvoor nog geen BLM is ontwikkeld en waarvoor in sommige gevallen slechts weinig toxiciteitsgegevens voorhanden zijn. Het onderliggende probleem is het gebrek aan kennis over de processen waarlangs

toxiciteit van zware metalen wordt geïnduceerd. Omdat het onduidelijk is hoe deze onzekerheden gekwantificeerd kunnen worden, is er bij de risicobeoordeling van stoffen nog geen eensgezindheid over de toepassing van BLM's.

Vanuit Europa wordt aan de implementatie van biobeschikbaarheid in de risicobeoordelingen gewerkt. Zo zijn er voor zink en koper een Europese risicobeoordeling (EU-RAR) geschreven (EU, 2006a, Van Sprang et al., 2007). Voor nikkel en lood worden vrijwillige risicobeoordelingen geschreven vanuit de industrie. In deze EU-RAR's wordt, indien mogelijk, rekening gehouden met biobeschikbaarheid. Onderstaande paragrafen geven een kort overzicht van de implementatie van biobeschikbaarheid voor de verschillende metalen in de individuele EU-RAR's en worden de uiteindelijk bepaalde biobeschikbaarheidsfactoren² kort samengevat. Biobeschikbaarheidsfactoren worden in de verschillende RAR's niet altijd op gelijke wijze afgeleid en toegepast. Meestal wordt de factor gebruikt om de HC5 mee te vermenigvuldigen. Als de biobeschikbaarheidsfactor anders moet worden toegepast, wordt dit in de tekst expliciet vermeld.

Zink

Voor zink zijn BLM's beschikbaar voor drie soorten organismen, namelijk vis (*O. mykiss*), ongewervelde organismen (*Daphnia magna*) en algen (*P. subcapitata*). In de EU-RAR worden enkele biobeschikbaarheidsfactoren voor Nederlandse watertypen beschreven (zie Tabel 4.1). De biobeschikbaarheidsfactoren liggen tussen 0,2 en 1, wat betekent dat de effectconcentraties afhankelijk van het watertype tot maximaal 5 maal hoger (minder streng) kunnen zijn.

Tabel 4.1. DOC, pH, Hardheid en biobeschikbaarheidsfactoren voor de meest relevante Nederlandse oppervlaktewateren (Europese Commissie, 2006). De HC5-waarden worden gedeeld door de biobeschikbaarheidsfactor.

	DOC (mg/l)		pH			Hardheid (CaCO ₃ mg/l)			BioF algen	BioF algen	BioF vis	BioF vis
	10P	50P	10P	50P	90P	10P	50P	90P	10P-90P*	50P-50P*	10P-10P*	50P-50P*
grote meren	5,3	7,6	8,3	8,6	8,9	160	220	280	0,5	0,3	0,4	0,1
kleine meren	4,1	9,9	7,6	7,8	8	160	220	280	0,6	0,3	0,8	0,3
beekje	13,9	18,2	7,3	7,4	7,5	118	220	322	0,3	0,2	0,6	0,2
greppel	15,3	27,5	6,1	6,9	7,7	260	350	440	0,2	0,1	0,6	0,2
zandige bron	1,2	2,2	6,6	6,7	6,8	76	79	82	0,7	0,6	1,0	1,0
Rijn	2,1	2,8	7,7	7,8	7,9	201	220	233	0,9	0,8	1,0	0,4
Maas	2,3	3,3	7,5	7,7	7,9	165	220	275	0,9	0,7	1,0	0,4
Gemiddeld'	6,3	10,2	7,3	7,6	7,8	163	218	273	0,4	0,2	0,8	0,3

* Realistische worst case (algen 10P DOC en 90P anorganisch en vis: 10P DOC en 10P anorganisch) en gemiddelde (50P DOC en 50P anorganisch voor vis en algen).

Koper

Voor koper is een V-RAR (Voluntary Risk Assessment Report) opgesteld (Van Sprang et al., 2007) waarbij BLM's worden gebruikt om de biobeschikbaarheidscorrectie in het aquatische compartiment te door te voeren. Voor de Nederlandse oppervlaktewateren zijn door (Peijnenburg et al., 2007) biobeschikbaarheidsfactoren bepaald op basis van de methode zoals die in de V-RAR voor koper wordt

² Biobeschikbaarheidsfactoren worden in de verschillende RAR's niet altijd op gelijke wijze afgeleid en toegepast. Meestal wordt de factor gebruikt om de HC5 mee te vermenigvuldigen. Als de biobeschikbaarheidsfactor anders moet worden toegepast dan wordt dit in de tekst expliciet vermeld.

beschreven. Voor zes verschillende watertypen zijn generieke HC5-waarden bepaald. In Tabel 4.2 zijn de berekende HC5-waarden voor de verschillende oppervlaktewateren en de bijbehorende BioF factoren beschreven.

Tabel 4.2 Biobeschikbaarheidsfactoren voor verschillende watertypen en mediaan en standaarddeviatie van de berekende HC5-waarde voor (Peijnenburg et al., 2007).

Watertype	HC5 Mediaan [µg/l]	HC5 Standaarddeviatie [µg/l]	Generieke BioF factor
I grote rivieren	9,7	2,9	1,33
II kanalen, grote en kleine meren	33,8	17,9	4,63
III kleine rivieren en beken	73,3	18,9	10,04
IV polders en slootjes	59,9	34,5	8,21
V sprengen	7,1	3,1	0,97
VI zure vennetjes	8,8	17,0	1,21

Lood

Voor lood is een V-RAR in ontwikkeling. Deze wordt opgesteld door de ‘Lead Development Association International’. In tegenstelling tot koper en zink is bij het bepalen van de risicowaarden voor lood geen biobeschikbaarheid geïmplementeerd. Uit een literatuuronderzoek is gebleken dat er geen goede basis is om een voor biobeschikbaarheid gecorrigeerde PNEC-waarde (predicted no-effect concentration) af te leiden. Uit het onderzoek blijkt wel de trend dat bij een toename van de hardheid van het water, percentage organische stof en de alkaliniteit de chronische toxiciteit van lood afneemt. Over de invloed van de pH op de toxiciteit van lood bestaat nog twijfel. In de RAR wordt geconcludeerd dat de effecten van lood en de bijbehorende abiotische factoren op aquatische organismen nader onderzocht dienen te worden voordat deze toegepast kunnen worden.

4.2 De potentieel aangetaste fractie

Voor de berekening van de PAF en msPAF voor aquatisch ecosystemen zijn dezelfde meetgegevens van de Waterdienst gebruikt als voor de bepaling van de overschrijding van de normen in Nederland in hoofdstuk 3. Het gaat daarbij om meetgegevens van zowel de rijkswateren als de regionale wateren voor de jaren 2005 en 2006. De stoffen betreffen de prioritaire stoffen alsook de overige stroomgebiedsrelevante stoffen. Bijlage 1 geeft een overzicht van de stoffen die in deze studie zijn gebruikt.

Voor de organische stoffen zijn de gemeten totaalconcentraties gecorrigeerd voor de complexatie met DOC. Voor de metalen zijn de gemeten totaalconcentraties gecorrigeerd voor adsorptie aan zwevend stof. Daarnaast is een correctie toegepast voor de biologische beschikbaarheid van de zware metalen. In deze studie is ervoor gekozen om een generieke biobeschikbaarheidsfactor te gebruiken omdat voor toepassing van BLM-modellen enerzijds meer invoergegevens noodzakelijk zijn (onder andere lokaal gemeten pH- en DOC-gehalten die meestal ontbraken in de dataset) en, anderzijds, naast koper, nikkel en zink de dataset nog 17 andere metalen omvat.

Om toch een idee te krijgen van de onzekerheid, variabiliteit in de (ms)PAF zijn er drie varianten doorgekend, waarbij naast de biobeschikbaarheidsfactor ook het zwevend stof en het DOC-gehalte is gevarieerd. Tabel 4.3 geeft de waarden die voor deze parameters in de verschillende varianten zijn gebruikt. De gehalten voor zwevend stof zijn gebaseerd op het standaard zwevend stof gehalte van 30 mg/l, waarbij de hoge en de lage variant respectievelijk ongeveer een factor drie lager en hoger zijn. Het standaard DOC-gehalte is gebaseerd op de mediane waarde van DOC-gegevens in de dataset. De

fractie die biologisch beschikbaar is, is gebaseerd op de gegevens in Tabel 4.1 en 4.2 voor koper en zink alsook de rekenregels die gelden voor koper, nikkel en zink in het nieuwe protocol toetsen (LBOW, 2008). Voor de overige metalen is het nog onduidelijk hoe groot de fractie is die biologisch beschikbaar is. Voor deze metalen zijn in deze studie dezelfde waarden gebruikt voor de fractie die biobeschikbaar is. Voor de berekening van de PAF zijn deze gecorrigeerde concentraties gebruikt. Alle metingen die beneden de detectielimiet liggen, met name bestrijdingsmiddelen, zijn niet meegenomen in de berekening van de PAF en msPAF. Deze keuze is gemaakt, omdat het gebruik van de helft van de detectielimiet voor een groot aantal bestrijdingsmiddelen tot zeer hoge PAF-waarden leidde.

Tabel 4.3. Waarden van DOC, zwevend stof en biobeschikbaarheidsfactor zoals die in de varianten zijn gebruikt. Fractie biobeschikbaar is de fractie van de opgeloste stof in het water waaraan het aquatisch ecosysteem wordt blootgesteld.

Variant	Zwevend stof [mg/l]	DOC [mg/l]	Fractie biobeschikbaar [-]
Hoog	10	2	1,00
Standaard	30	5	0,40
Laag	100	15	0,25

De PAF wordt berekend op basis van de SSD-curve (species sensitivity distribution). Deze SSD-curve legt het verband tussen de biologisch beschikbare concentratie van een stof in het water en de potentieel aangetaste fractiesoorten. Deze, meestal lognormale, curve is gebaseerd op de verzameling toxiciteitsgegevens die voor de stof beschikbaar is. De (ms)PAF-Chronisch wordt berekend op basis van NOEC-gegevens, de (ms)PAF-Acuut op basis van LC50-gegevens (zie Tekstbox 4.1). Deze SSD-curve wordt per stof gespecificeerd door de geometrisch gemiddelde chronische toxiciteit en de standaarddeviatie van de loggetransformeerde toxiciteitsgegevens die bepaald is op basis van alle toxiciteitsgegevens van de stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme, Toxic Mode of Action (TMoA). De waarden van deze stofgegevens worden gegeven in Bijlage 1. De PAF kan dan berekend worden volgens:

$$PAF = \int_{-\infty}^{C_{bb}} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma}} e^{-\left(\frac{(C_{bb}-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)} dC_{bb}$$

waarbij:

PAF	de potentieel aangetaste fractie	[-]
C_{bb}	de biologisch beschikbare concentratie	[mg/l]
μ	geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens	[-]
Σ	standaarddeviatie van de log-getransformeerde toxiciteitsgegevens	[-]

De berekening van de msPAF bestaat uit twee stappen waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme, TMoA en stoffen met een verschillende toxische werking. De stoffen met dezelfde TMoA worden eerst gesommeerd tot een $msPAF_{TMoA}$:

$$msPAF_{TMoA} = \int_{-\infty}^{lsHU_{TMoA}} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma}} e^{-\left(\frac{(lsHU_{TMoA})^2}{2\sigma^2}\right)} dlsHU_{TMoA}$$

waarbij:

$msPAF_{TMoA}$	de msPAF voor stoffen met dezelfde Toxic Mode of Action	[-]
$lsHU_{TMoA}$	de logsum voor stoffen met dezelfde Toxic Mode of Action	[-]
σ	de standaarddeviatie van de log-getransformeerde toxiciteitsgegevens	[-]

en

$$lsHU_{TMOA} = \log \sum \frac{C_{bb}}{\mu}$$

waarbij:

$lsHU_{TMOA}$	de logsum voor stoffen met dezelfde Toxic Mode of Action	[-]
C_{bb}	de biologisch beschikbare concentratie	[mg/l]
μ	geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens	[-]

Om het toxisch effect van het mengsel van stoffen te berekenen worden de bijdragen van de verschillende werkingsmechanismen, de $msPAF_{TMOA}$, op responsadditieve wijze gesommeerd volgens:

$$msPAF_{Overall} = 1 - \prod_{TMOA} (1 - msPAF_{TMOA})$$

waarbij:

$msPAF_{Overall}$	de msPAF voor alle stoffen	[-]
$msPAF_{TMOA}$	de ms PAF voor stoffen met dezelfde Toxic Mode of Action	[-]

Om de msPAF te berekenen moeten de watermonsters op meerdere stoffen geanalyseerd zijn. Op een locatie worden meestal wel meerdere stoffen gemeten, maar niet altijd op basis van hetzelfde monster. Daarom zijn er mengsels gevormd op basis van maandgemiddelde concentraties. Praktisch betekent dit dat de gemiddelde concentraties van stoffen die gemeten zijn in één maand bij elkaar zijn gevoegd en als één watermonster worden beschouwd. Voor iedere meetlocatie zijn op deze manier twaalf msPAF-waarden berekend voor 2005 en twaalf voor 2006.

4.3 De toxische druk per stof

Alle onderstaande resultaten zijn gebaseerd op de standaardvariant met een gemiddelde biobeschikbaarheid over alle relevante watertypen in Nederland. De resultaten bij een hoge biobeschikbaarheid (variant Hoog) en een lage biobeschikbaarheid (variant Laag) worden gebruikt in paragraaf 4.5 om de variabiliteit en onzekerheid in de resultaten te beschrijven

Het overzicht van de PAF per stof wordt gegeven in Tabel 4.4. De tabel geeft zowel de PAF-Chronisch als de PAF-Acuut. De betekenis van de msPAF-Chronisch en Acuut wordt toegelicht in Tekstbox 4.1. De tabel geeft de resultaten voor de stoffen met een PAF-Chronisch groter 0,05. Voorts, om de resultaten te kunnen vergelijken met de normoverschrijdingen, is het aantal locaties weergegeven waar de maximale PAF in de periode 2005 en 2006 de gegeven waarde overschrijdt.

De PAF-Chronisch is voor koper en zink in een groot aantal locaties groter dan 0,05. Op een beperkt aantal locaties is de msPAF-Acuut zo hoog dat er sprake zal zijn van een verlies van een aantal soorten de maximale PAF-Acuut voor koper en zink is respectievelijk 0,19 en 0,42.

Ondanks dat er slechts een beperkt aantal gegevens beschikbaar was voor nikkel, is de maximale PAF-Chronisch in een groot aantal gevallen groter dan 0,05 en op vrijwel alle locaties groter dan 0,01.

Chroom veroorzaakt relatief gezien minder vaak negatieve effecten op het ecosysteem. Cadmium daarentegen blijft een probleemstof. Ondanks het beperkte aantal locaties waar meetgegevens voor beschikbaar waren, is de PAF-Acuut voor cadmium in bijna 10% van de locaties groter dan 0,05 en zal er sprake zijn van een verlies aan soorten.

Ten aanzien van de bestrijdingsmiddelen leiden carbofuran en carbendazim potentieel tot de meeste negatieve effecten op het ecosysteem. Een groot aantal bestrijdingsmiddelen, waaronder parathion-ethyl, chloorpyrifos, aldicarb, mevinfos, heptenophos en azinfos-methyl, zijn relatief moeilijk te meten.

Tekstbox 4.1. De betekenis van de PAF en de msPAF, acuut en chronisch

De betekenis van de PAF en de msPAF, acuut en chronisch

Het is niet mogelijk om in het veld de potentiële en actuele effecten van verontreinigingen te bepalen. Om desalniettemin de potentiële effecten van stoffen op het ecosysteem te kunnen kwantificeren wordt de potentieel aangetaste fractie (PAF) bepaald (De Zwart, 2002; Posthuma et al., 2002). De PAF-Chronisch is primair gebaseerd op toxiciteitsproeven met individuele stoffen die in het lab worden uitgevoerd en waarbij na langdurige blootstelling de concentratie wordt bepaald waarbij geen toxisch effect van deze stof op de geteste soorten kan worden aangetoond, de zogenaamde no-effect concentraties (NOEC). De PAF-Acuut is gebaseerd op de concentratie waarbij 50% van de individuen in een experiment dood gaat, de zogenaamde mediaan lethale concentratie (LC50). Per stof worden de aldus verkregen toxiciteitsgegevens van verschillende soorten vervolgens gebruikt om een SSD (Species Sensitivity Distribution) te genereren. Op basis van deze SSD kan de potentieel aangetaste fractie van soorten afgeleid worden bij een bepaalde concentratie van een stof in het milieu. Vergelijkbaar met de normstelling wordt in de berekening van de PAF aangenomen dat de geteste soorten een gelijke Species Sensitivity Distribution (SSD) hebben als de soorten, die in het Nederlandse ecosysteem voorkomen.

In het milieu is er echter altijd sprake van een mengsel van stoffen. Om de effecten van mengsels van stoffen te kwantificeren worden de per stof afgeleide PAF geïntegreerd tot een zogenaamde ms-PAF, waarbij ms staat voor 'meerdere stoffen' of 'multi substance'.

In het beleid wordt het Maximaal Toelaatbaar Risico van een stof voor het ecosysteem gedefinieerd als het maximale niveau waar beneden 95% van de potentieel aanwezige soorten in een ecosysteem zijn beschermd. Het Verwaarloosbaar Risico is 1% van het MTR waarbij 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. Het uitgangspunt, dat 95% van de potentieel in een ecosysteem voorkomende soorten beschermd dient te worden, kan vertaald worden in het gegeven dat een msPAF-Chronisch van 0,05 (of 5%) inhoudt dat het ecosysteem voldoende beschermd wordt tegen ongewenste effecten van een mengsel van stoffen. Voor één stof zou dan de maximale PAF-Chronisch vergelijkbaar met het MTR ook 0,05 zijn. Eco-epidemiologisch onderzoek heeft aangetoond dat de msPAF-Acuut een goede afspiegeling is van een waargenomen percentueel verlies van soorten (Posthuma et al., 2006).

De meetwaarden liggen veelal beneden de detectielimiet. Hoewel het absolute aantal locaties waar de PAF-Chronisch groter is dan 0,05 van deze stoffen relatief gering is, gaat het procentueel gezien om een groot aantal locaties. Chloorpyrifos en mevinfos leiden op alle locaties waar de stof in meetbare hoeveelheden voorkomt tot een PAF-Chronisch groter dan 0,05.

Ten aanzien van de PAK's overschrijden benzo[a]anthraceen, chryseen en phenantreen de PAF-Chronisch van 0,05. Benzo[ghi]peryleen en ideno(1,2,3-c,d)pyreen zouden relatief gezien wel eens belangrijker kunnen zijn, omdat ze procentueel gezien vaker de PAF-Chronisch van 0,05 overschrijden. De resultaten voor de eerste tien stoffen uit Tabel 4.4 worden in onderstaande paragrafen beschreven aan de hand van de ruimtelijke verdeling van de PAF-Chronisch en de PAF-Acuut.

Tabel 4.4. Overzicht van de PAF-Chronisch en PAF-Acuut voor alle stoffen waarbij de PAF-Chronisch een of meerder keren groter is dan 0,05.

Stof	PAF ¹ Chron. > 0,01	PAF ¹ Chron. > 0,05	PAF ¹ Chron. > 0,25	Max ² PAF Chron	PAF ³ Acuut > 0,05	Max ⁴ PAF Acuut	Aantal ⁵	Proc ⁶ .
koper	1742	585	18	0,67	6	0,19	2027	29
zink	1091	311	35	0,89	11	0,42	1939	16
nikkel	49	21	0	0,10	0	0,03	49	43
carbofuran	50	13	0	0,16	0	0,04	75	17
carbendazim	41	11	2	0,73	2	0,31	354	3
chroom	24	11	0	0,24	0	0,03	1412	1
benzo[a]anthraceen	29	9	0	0,20	0	0,01	298	3
dimethoaat	40	7	0	0,21	1	0,05	143	5
cadmium	14	7	4	0,48	4	0,15	42	17
arseen	119	6	0	0,12	0	0,01	809	1
2-meth.-4-chl.fen.azijnzuur	11	4	1	0,46	1	0,08	283	1
parathion-ethyl	7	4	2	0,28	2	0,09	7	57
chloorpyrifos	4	4	0	0,16	0	0,04	4	100
aldicarb	8	3	0	0,08	0	0,02	11	27
mevinfos	3	3	0	0,17	0	0,04	3	100
heptenophos	5	3	0	0,17	0	0,04	5	60
beryllium	9	3	0	0,10	0	0,01	12	25
chryseen	14	2	0	0,20	0	0,01	348	1
phenantreen	6	2	0	0,21	0	0,01	513	0
metazachloor	6	2	0	0,08	0	0,01	148	1
diazinon	19	2	0	0,07	0	0,01	36	6
propoxur	4	2	0	0,15	0	0,04	46	4
metabenzthiazuron	27	2	0	0,10	0	0,02	33	6
mecoprop	2	1	0	0,10	0	0,00	269	0
azinfos-methyl	3	1	0	0,08	0	0,01	3	33
glyfosaat	9	1	0	0,05	0	0,01	234	0
carbaryl	2	1	0	0,11	0	0,00	19	5
methyl parathion	2	1	0	0,06	0	0,01	6	17
triazofos	7	1	0	0,06	0	0,01	7	14
benzo[ghi]peryleen	1	1	0	0,07	0	0,00	9	11
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	2	1	0	0,07	0	0,00	6	17
totaal	3387	1025	62	0,89	27	0,42	11647	9

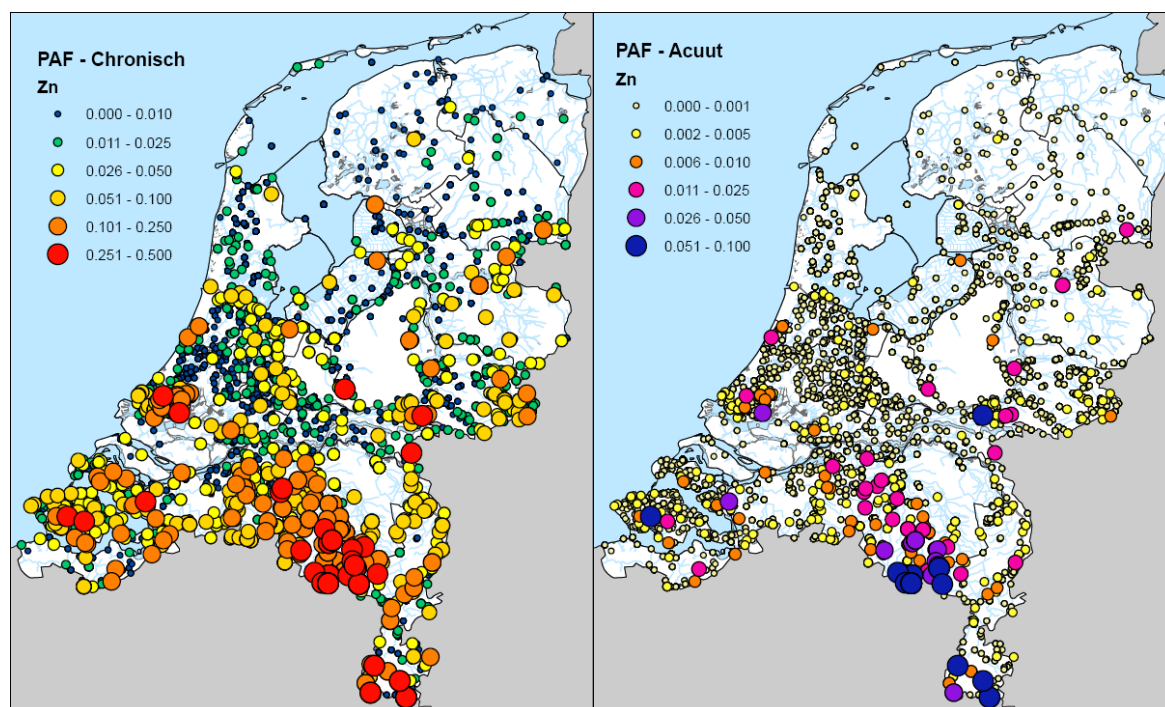
1. Het aantal locaties in 2005 en 2006 waar de maximale PAF-Chronisch groter was dan 0,01 c.q. groter dan 0,05 c.q. groter dan 0,25. 2. De maximale PAF-Chronisch. 3. Het aantal locaties in 2005 en 2006 waar de maximale PAF-Acuut groter was dan 0,05. 4. De maximale PAF-Acuut. 5. Het aantal locaties met meetwaarden boven de detectielimiet. 6. Het percentage locaties met een maximale PAF-Chronisch > 0,05.

4.3.1 Zware metalen

Zink

Zink is een essentieel element voor planten en dieren, maar in hogere concentraties wordt zink giftig voor in het water levende organismen (μ -chron = 79,4 $\mu\text{g/l}$, zie Bijlage 1) en zal het aquatisch milieu op lange termijn schadelijke effecten ondervinden.

Regionaal komen in de bodem hoge zinkgehalten voor in de Kempen in Noord-Brabant en in overstromingsgebieden van de rivieren de Geul en de Dommel. Dit komt het sterkst naar voren in de PAF-Acuut. Hier is (grotendeels) sprake van historische verontreiniging van de bodem door de verwerking van zinkerts. Een deel van deze verontreiniging spoelt uit en komt terecht in het oppervlaktewater, wat gereflecteerd wordt in de gemeten concentraties in het oppervlaktewater en de hoge waarden voor de PAF-Acuut (Figuur 4.1). Nabij de historische verontreiniging ligt de PAF-Acuut tussen de 5 en de 10%, waarbij er potentieel een verlies van het aantal soorten zal zijn. Ook in de Geul zijn de PAF-Chronisch en -Acuut voor zink verhoogd.



Figuur 4.1. PAF- Chronisch en -Acuut voor zink in oppervlaktewater.

Zink wordt aangetroffen als natuurlijke bron onder zandgrond en zeeklei en in mindere mate onder veen. Verhoogde waarden in Zeeland en de Achterhoek kunnen mede veroorzaakt worden door deze natuurlijke bronnen.

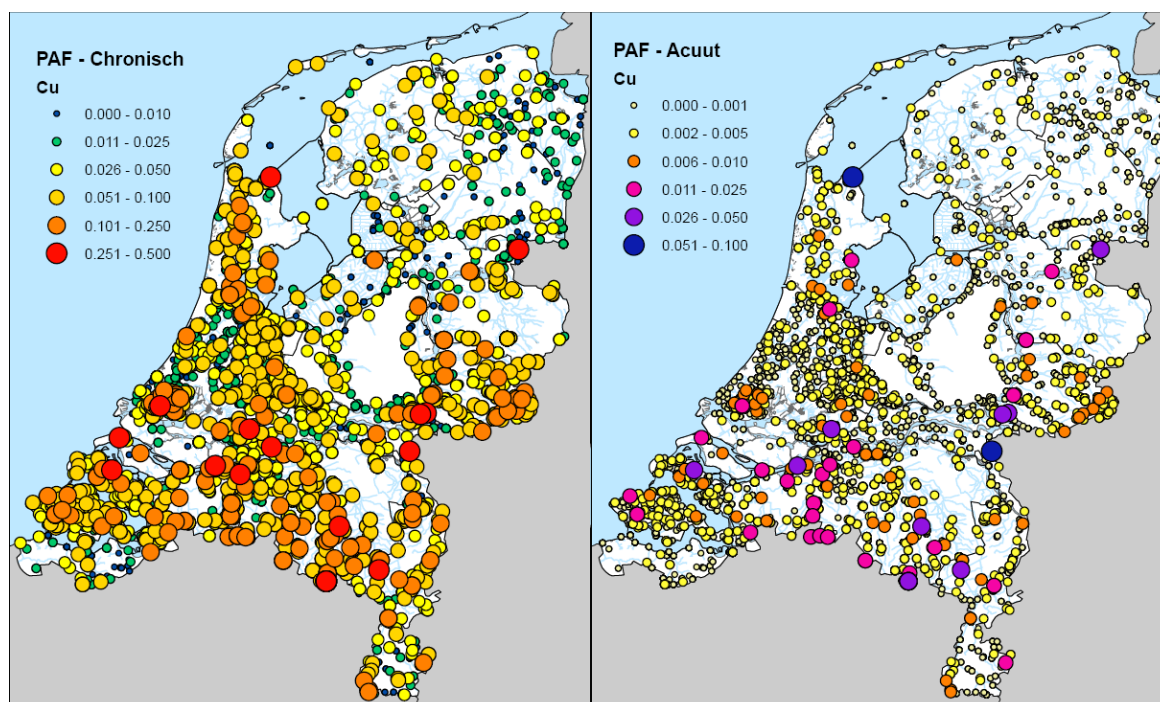
De belasting van water met zink vindt hoofdzakelijk plaats door verkeer en vervoer (29%), RWZI's (18%) en de landbouw (23%). Door de verlaging van het toegestane zinkgehalte in veevoeder is de ophoping van zink in landbouwgebieden afgenomen, maar door historische accumulatie is de landbouw nog steeds een grote diffuse bron van zink.

Lokaal komen hoge zinkgehalten voor in de directe omgeving van verzinkte objecten en bouwmaterialen. De relatief hoge waarden van de PAF-Chronisch voor zink buiten Noord-Brabant worden waarschijnlijk veroorzaakt door lokale lozingen en verontreinigingen vanuit de industrie of RWZI's (de laatste veroorzaken 18% van de totale belasting van het water). Hoge waarden in de

uiterwaarden van de grote rivieren kunnen mede veroorzaakt worden door herinrichting van deze uiterwaarden, waarbij een deel van de oude deposities beschikbaar komt in het water.

Koper

Koper is vergelijkbaar met zink een essentieel element voor planten en dieren dat bij hogere concentraties giftig is voor in het water levende organismen (μ -chron = 20 μ g/l, Bijlage 1). In veel oppervlaktewateren is er een verhoogde concentratie van koper (Figuur 4.2). Op een groot aantal locaties ondervindt meer dan 10% van de soorten negatieve effecten van de hoge koper gehalten. In vergelijking met zink is het aantal locaties waar acuut toxische effecten een rol spelen relatief geringer. Verspreid over Nederland zijn er bijna 40 locaties waar de PAF-Acuut groter is dan 0,01.



Figuur 4.2. PAF-Chronisch en -Acuut voor koper in oppervlaktewater.

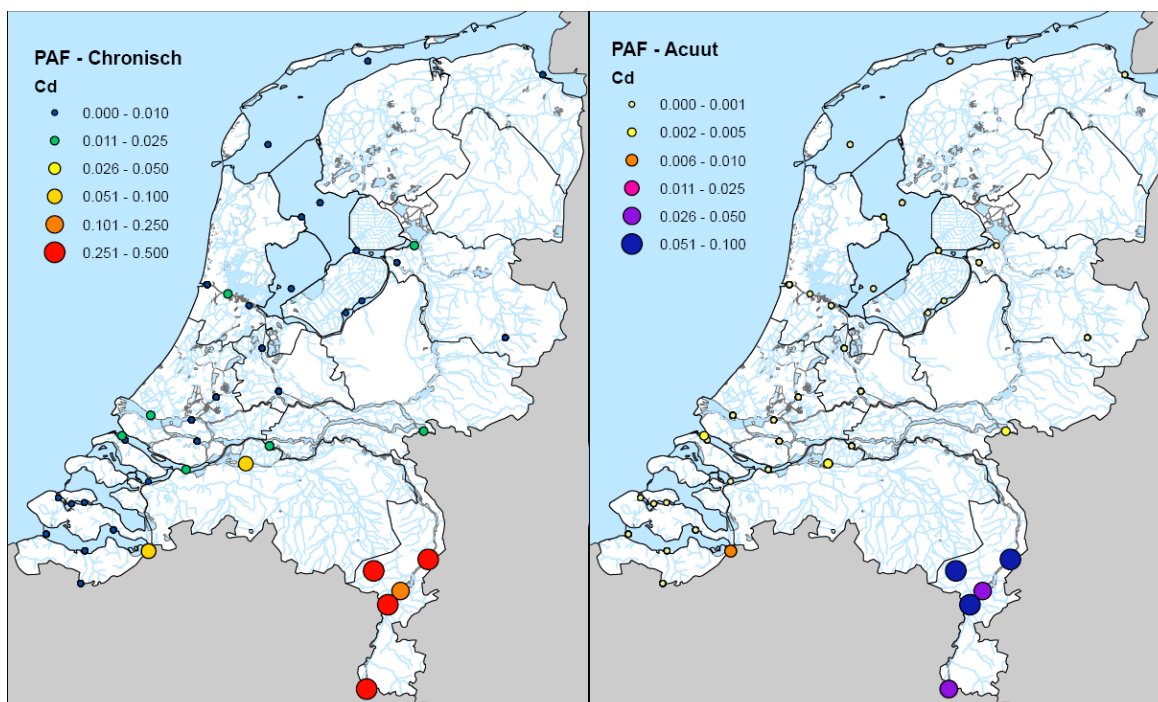
Natuurlijke bronnen veroorzaken ongeveer 6% van de belasting van het water. Koperverbindingen worden onder andere toegepast als additief in veevoeder, als bestrijdingsmiddel en in pigmenten. Daarnaast wordt het gebruikt in waterleidingen, elektriciteitskabels en de bouw. Via diverse grondstoffen kan het als verontreiniging in het milieu terechtkomen. De belasting van water met koper vindt hoofdzakelijk plaats door verkeer en vervoer (37%), RWZI's (15%) en de landbouw (12%).

Cadmium

Cadmium is giftig voor de mens en kan leiden tot nierschade en schadelijke effecten op de botstofwisseling, het centrale zenuwstelsel en de voortplanting. Cadmium is ook giftig voor in het water levende organismen (μ -chron = 15,8 μ g/l, Bijlage 1).

De dataset voor cadmium omvat alleen meetlocaties in de rijkswateren. In deze beperkte set met gegevens is de concentratie van cadmium alleen in Limburg zodanig dat dit tot potentiële effecten op het ecosysteem leidt. De PAF-Chronisch is daar maximaal 0,48, de PAF-Acuut 0,15. De hoge toxische druk van cadmium in Limburg is afkomstig van lokale puntlozingen in combinatie met grensoverschrijdende aanvoer via de Maas.

In de natuur komt cadmium vooral voor in grondstoffen als zinkerts, fosfaaterts, ijzererts en fossiele brandstoffen. Cadmium is aanwezig in de producten die van deze grondstoffen gemaakt worden. Als verontreiniging wordt cadmium verspreid door het gebruik van fosfaatmeststoffen, zuiveringsslib en door lozingen van cadmiumverwerkende bedrijven. Cadmium wordt naar de bodem geëmitteerd door vooral de landbouw (70%; vooral uit kunstmest), terwijl 25% voor rekening komt van natuurlijke bronnen. De belasting van water met cadmium vindt hoofdzakelijk plaats door RWZI's (14%), landbouw (10%), industrie (7%) en verkeer en vervoer (3%).



Figuur 4.3. PAF-Chronisch en -Acuut voor cadmium in oppervlaktewater.

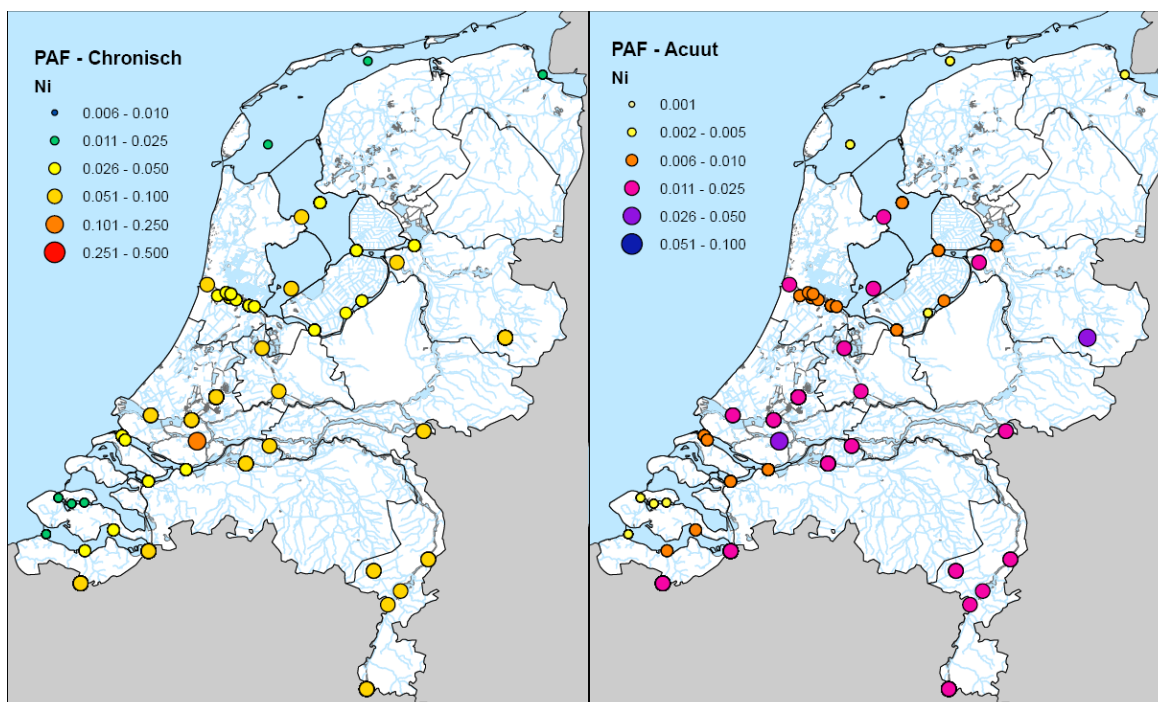
Conform de Kaderrichtlijn Water is cadmium een prioritaire gevaarlijke stof. Voor de prioritaire gevaarlijke stoffen is de doelstelling: de beëindiging van lozingen, emissies en verliezen ten gevolge van menselijke activiteiten binnen 20 jaar.

Nikkel

Nikkel is een essentieel element voor sommige planten en veel dieren, maar zeker voor alle zoogdieren. Bij hogere concentraties kan nikkel mogelijk leiden tot aangeboren afwijkingen en is het giftig voor in het water levende organismen (μ -chron = 501 $\mu\text{g/l}$, Bijlage 1).

Net als voor cadmium bevatte de dataset voor nikkel alleen de meetlocaties in de rijkswateren. In tegenstelling tot cadmium is PAF voor nikkel op de meeste locaties verhoogd. De msPAF-Chronisch ligt veelal tussen de 0,025 en de 0,1, de msPAF-Acuut tussen de 0,005 en de 0,05. De verhoogde toxiciteit in Limburg kan mede veroorzaakt worden door een verhoogde concentratie van nitraat in het grondwater. Hierdoor oxideert pyriet dat van nature in de bodem voorkomt in dit gebied, waarbij nikkel vrijkomt en kan uitspoelen naar het oppervlaktewater.

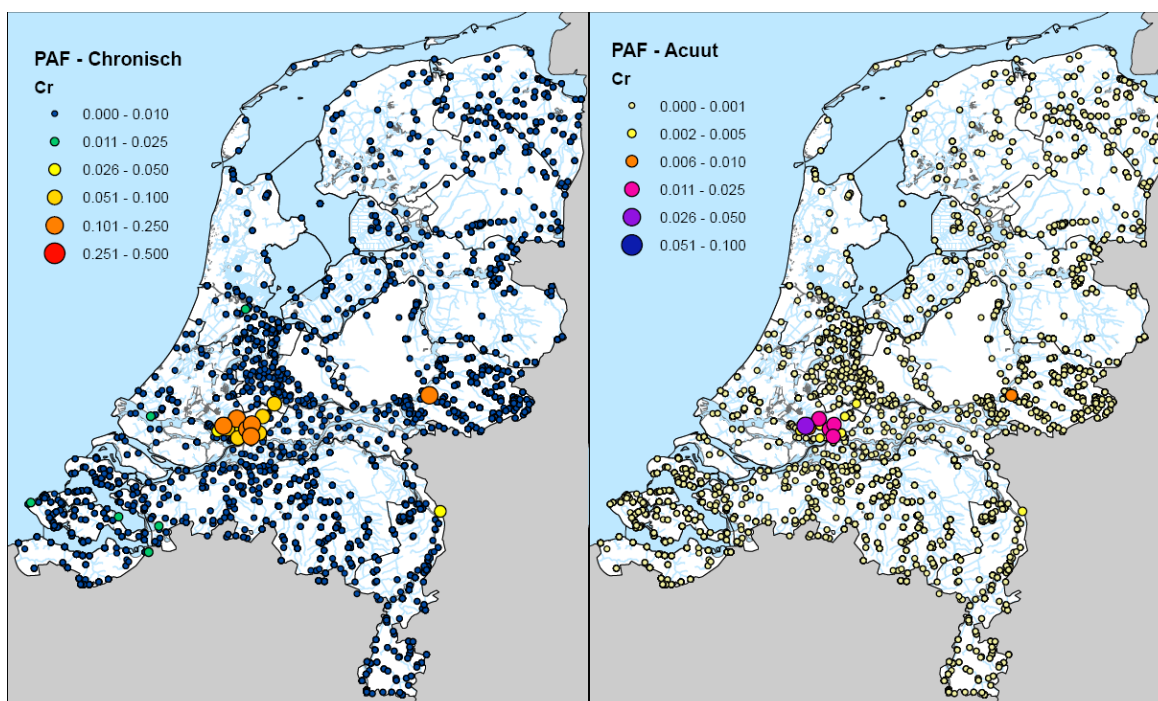
Nikkel komt van nature in de bodem voor. Daarnaast kan het via diverse grondstoffen als verontreiniging in producten en het milieu terechtkomen. De belasting van water vindt plaats door landbouw (37%), RWZI's (22%) en industrie (6%).



Figuur 4.4. PAF-Chronisch en -Acuut voor nikkel in oppervlaktewater.

Chroom

Chroom is giftig voor in het water levende organismen (μ -chron = 251 $\mu\text{g/l}$, Bijlage 1).



Figuur 4.5. PAF-Chronisch en -Acuut voor chroom in oppervlaktewater.

Voor chroom is de toxische druk slechts op een beperkt aantal locaties verhoogd (Figuur 4.5). Deze verhoogde concentraties en PAF-waarden worden waarschijnlijk veroorzaakt door een beperkt aantal puntbronnen.

Chroom komt van nature in het milieu voor. Via diverse chroom houdende grondstoffen kan het in producten en het milieu terechtkomen. Volgens de cijfers van de emissieregistratie vindt de belasting van water plaats door RWZI's (63%) en de industrie (31%).

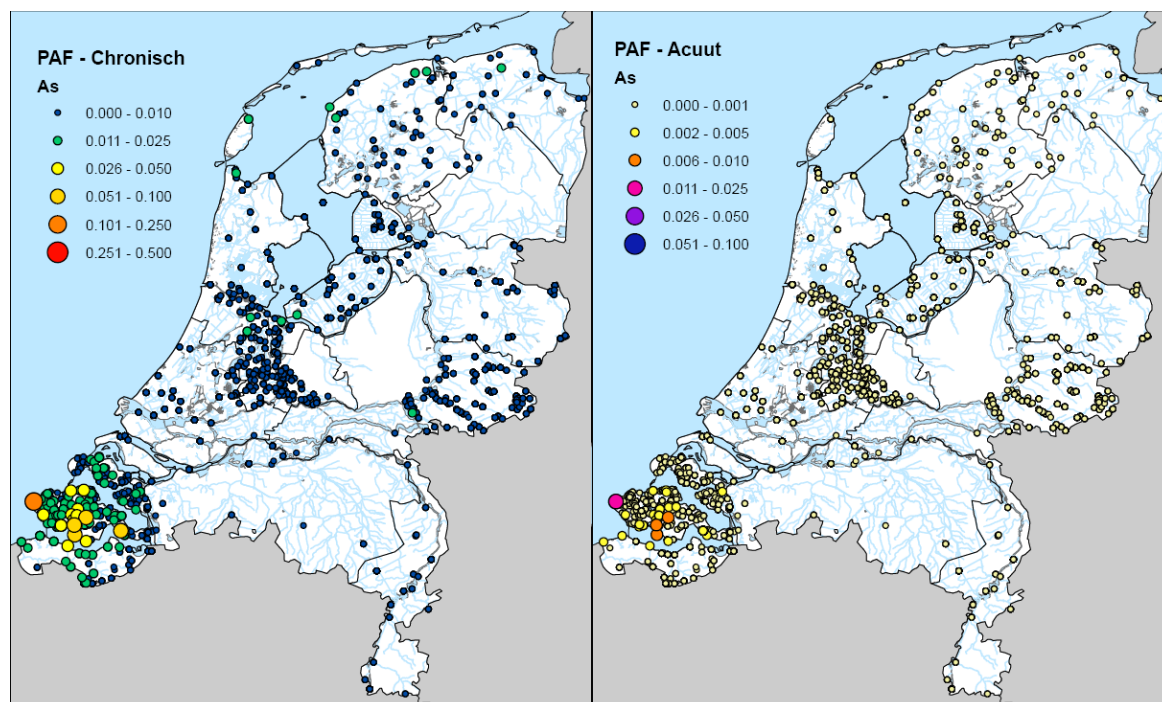
Arseen

Arseen is verdacht kankerverwekkend en zeer toxisch voor de mens en is het giftig voor in het water levende organismen ($\mu\text{-chron} = 795 \mu\text{g/l}$, Bijlage 1).

Meetgegevens van arseen zijn beschikbaar voor een beperkt aantal waterschappen (Figuur 4.6). Vooral in Zeeland leiden de gemeten arseenconcentraties tot verhoogde PAF-waarden. Deze worden waarschijnlijk veroorzaakt door de hoge arseengehalten in het grondwater.

Van oorsprong komt arseen voor in pleistocene afzettingen vooral in het oosten en zuiden van Nederland. Door grondwaterstromingen is het arseen verplaatst en in kwelgebieden geaccumuleerd en weer vastgelegd. Dit heeft geleid tot twee arseentypen: het pyriettype (in basisveen, kustgebieden) en het roesttype (oerbanken, zandgebieden). In contact met grondwater geldt dat voor het pyriettype arseen vrijkomt onder aerobe omstandigheden, echter, voor het roesttype onder anaerobe omstandigheden.

De belasting van water met arseen vindt vooral plaats door RWZI's (77%) en industrie (18%).



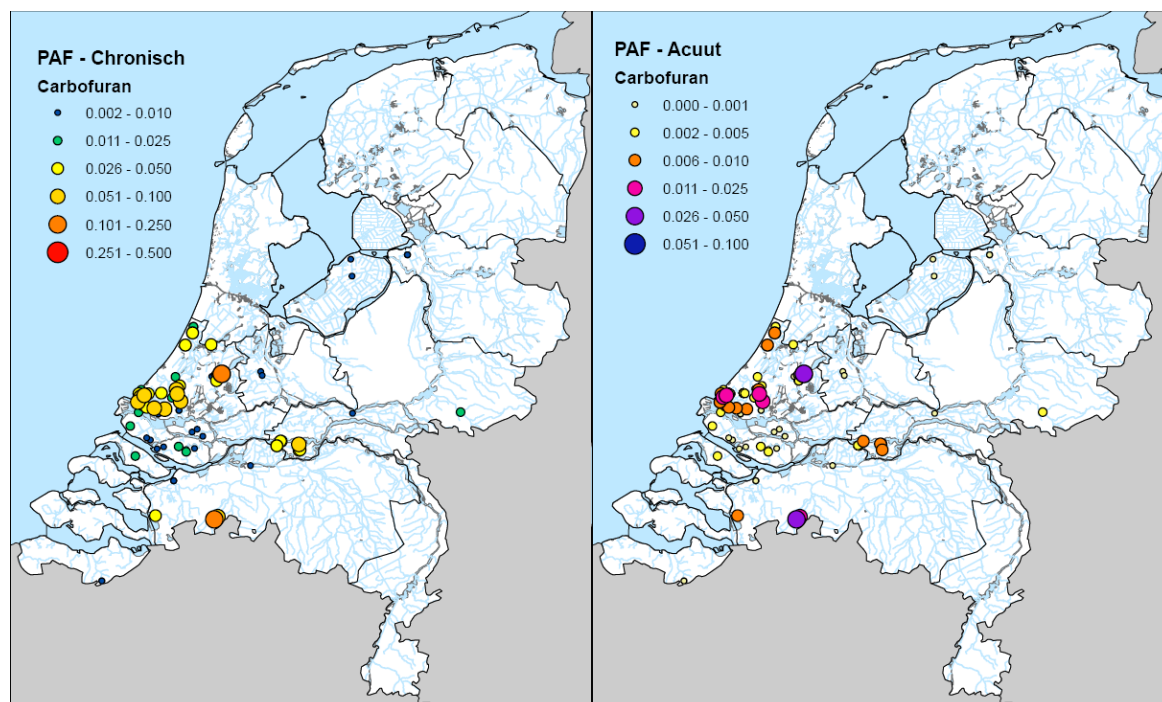
Figuur 4.6. PAF-Chronisch en -Acut voor arseen in oppervlaktewater.

4.3.2 Bestrijdingsmiddelen

De resultaten voor de bestrijdingsmiddelen worden sterk beïnvloed door het grote aantal meetgegevens dat beneden de detectielimiet ligt. Gebruik van de helft van de detectielimiet in de berekening leidt voor een groot aantal bestrijdingsmiddelen tot hoge PAF-waarden. Door het gebruik van uitsluitend de gegevens die boven de detectielimiet liggen, schetsen de resultaten voor de bestrijdingsmiddelen een ondergrens ten aanzien de PAF. De feitelijke toxische druk op het aquatische ecosysteem is waarschijnlijk hoger.

Carbofuran

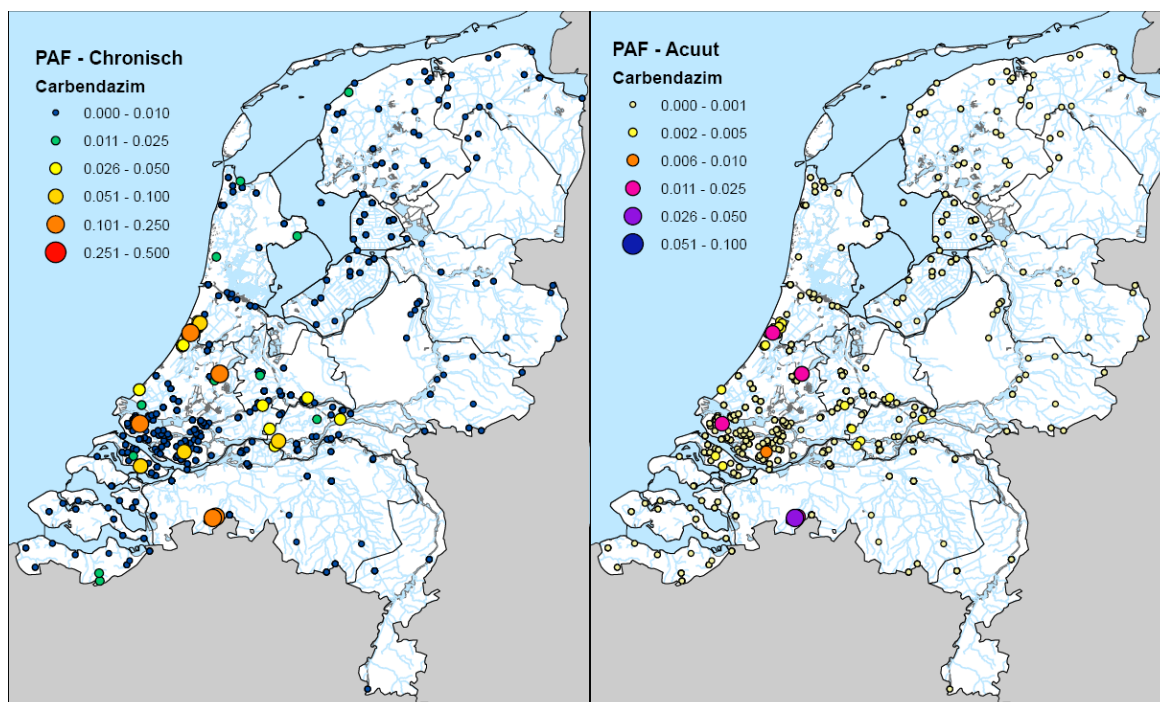
Carbofuran is een insecticide dat behoort tot de carbamaten en is giftig voor in het water levende organismen (μ -chron = 66 μ g/l, Bijlage 1). De dataset omvat 2457 metingen van carbofuran op 372 verschillende locaties. Hiervan ligt slechts 8,7% boven de detectielimiet. Het gebruik is gekoppeld aan kasteelten en bloemisterij. De hoge waarden van carbofuran in het oppervlaktewater zijn gerelateerd aan deze toepassingen in het Westland en ten zuiden van Breda (Figuur 4.7). De totale belasting van het oppervlaktewater was in 2005 circa 33 kg.



Figuur 4.7. PAF-Chronisch en -Acuut voor carbofuran in oppervlaktewater.

Carbendazim

Carbendazim is giftig voor in het water levende organismen (μ -chron = 135 μ g/l, Bijlage 1). De dataset omvat 2760 metingen van carbendazim op 407 verschillende locaties. Hiervan ligt 71,6% boven de detectielimiet. Het wordt vaak aangetroffen in gebieden met kasteelt, bloembollen en fruitteelt. De hoge waarden van carbendazim in het oppervlaktewater betreffen veelal lokale lozingen gerelateerd aan eerder genoemde toepassingen (Figuur 4.8).



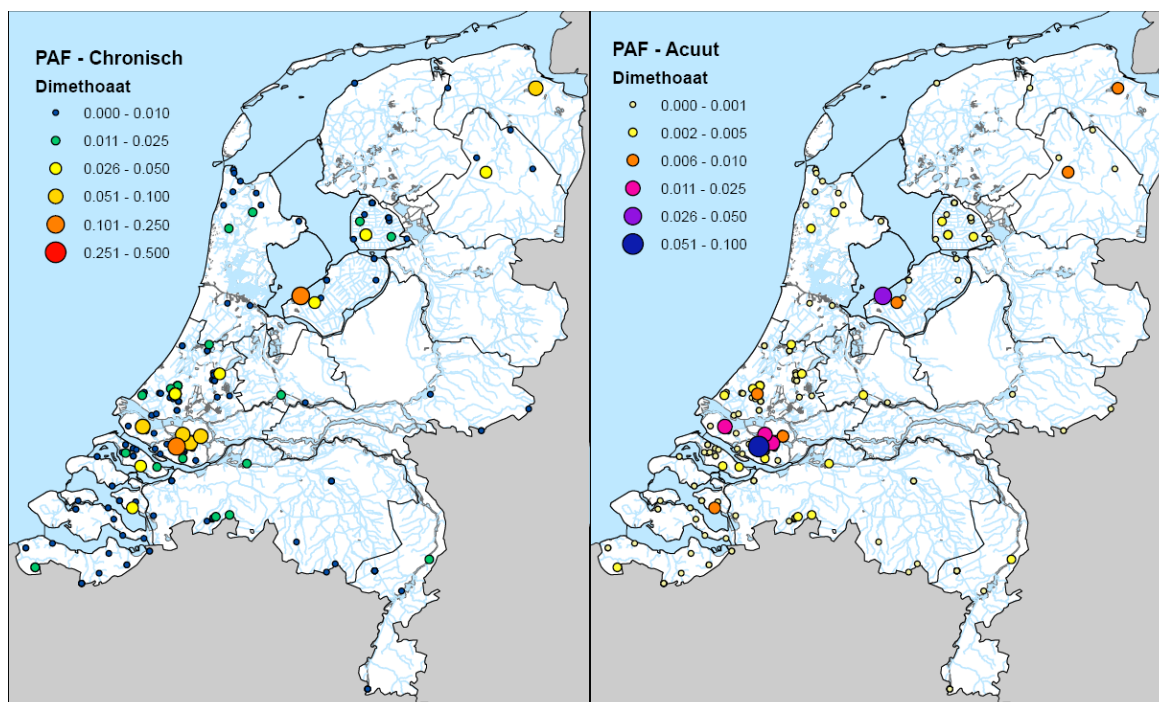
Figuur 4.8. PAF-Chronisch en -Acuut voor carbendazim in oppervlaktewater.

Carbendazim is toegelaten voor de bestrijding van schimmels (fungicide) in diverse gewassen via gewas-, dompel-, grond- of zaadbehandeling. Carbendazim was een belangrijk middel voor de bolontsmetting van bloembollen. Sinds 2001 is deze toepassing verboden voor de vollegrondsbloembollen. Sindsdien wordt hiervoor thiofanaat-methyl gebruikt, dat (nog) niet verboden is. Een belangrijk afbraakproduct van thiofanaat-methyl is carbendazim. De totale belasting van het oppervlaktewater was in 2005 circa 1266 kg.

Dimethoaat

Dimethoaat is een matig giftige stof die bij hoge concentraties effect kan hebben op het zenuwstelsel. Zoals vele organofosforverbindingen is het een cholinesteraseremmer en is het giftig voor in het water levende organismen (μ -chron = 178 $\mu\text{g/l}$, Bijlage 1). De dataset omvat 4597 metingen van dimethoaat op 545 verschillende locaties verspreid over heel Nederland. Hiervan ligt slechts 8,4% boven de detectielimiet.

Dimethoaat is een organofosforverbinding die gebruikt wordt als algemeen insecticide in land- en tuinbouw. De lokaal hoge waarden geven lokale lozingen aan vanuit deze sectoren (Figuur 4.9). De Europese Commissie heeft dimethoaat opgenomen in de lijst van Bijlage 1 bij Richtlijn 91/414/EEG als een actieve stof die in de lidstaten van de Europese Unie mag toegelaten worden (Richtlijn 2007/25/EG), dit voor een periode van 1 oktober 2007 tot 30 september 2017. De totale belasting van het oppervlaktewater was in 2005 circa 6 kg.



Figuur 4.9. PAF-Chronisch en -Acuut voor dimethoaat in oppervlaktewater.

4.3.3 PAK's

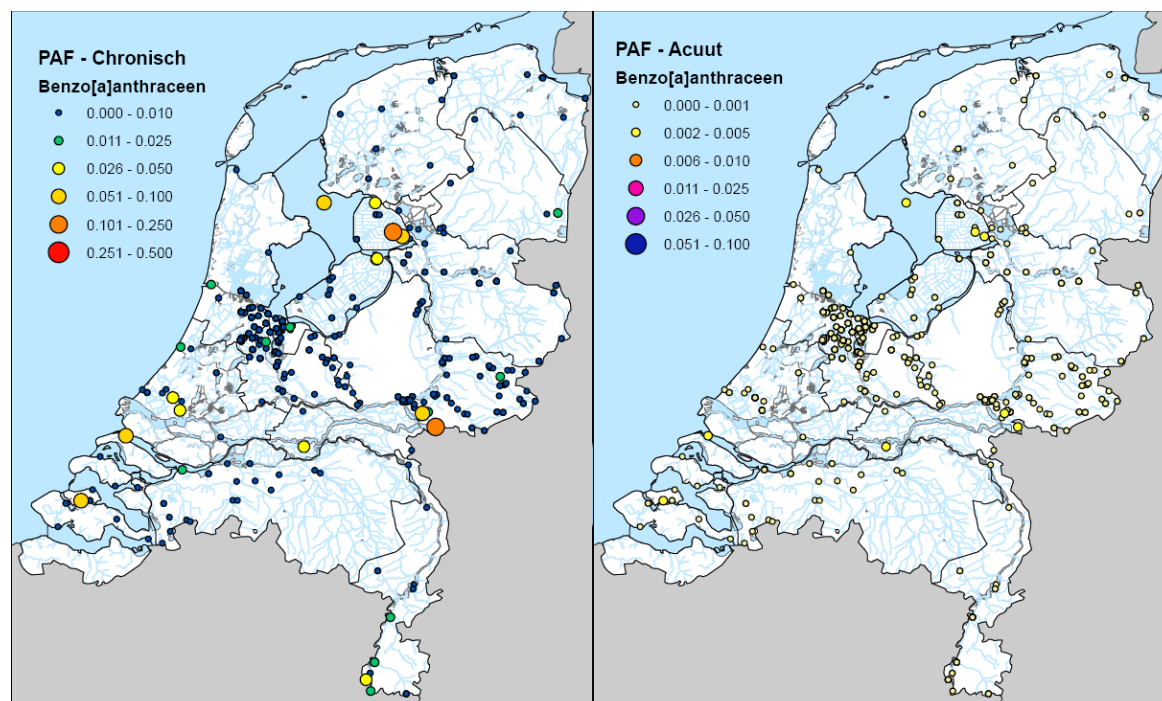
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) behoren tot een groep van enkele honderden organische stoffen die zijn opgebouwd uit twee of meer benzeenringen. Bij toename van het aantal benzeenringen neemt de vluchtigheid af en de hydrofobe (slecht wateroplosbare) eigenschap van de PAK sterk toe. In het water zijn PAK's slecht afbreekbaar en worden ze beschouwd als persistente organische stoffen.

Benzo[a]anthraceen

Benzo[a]anthraceen is giftig voor in het waterlevende organismen (μ -chron = 0,96 $\mu\text{g/l}$, Bijlage 1). De dataset omvat 5862 metingen van benzo[a]anthraceen op 722 verschillende locaties. Hiervan ligt slechts 17,5% boven de detectielimiet. Op een beperkt aantal locaties in Nederland wordt een verhoogde toxiciteit van benzo[a]anthraceen, waargenomen (Figuur 4.10)

PAK's ontstaan op zowel natuurlijke als antropogene wijze bij de (onvolledige) verbranding van koolstofhoudende materialen. Natuurlijke voorbeelden zijn bosbranden en vulkanische activiteiten. Roken en gebruik van fossiele brandstoffen zijn antropogene voorbeelden. Voor Nederland is de bijdrage van natuurlijke bronnen verwaarloosbaar ten opzichte van die van antropogene bronnen. De belangrijkste industriële toepassing van PAK's is verwerking van (rest)producten die ontstaan bij de raffinering (of kraken) van ruwe olie en bij de verwerking van steenkoolteer die worden gebruikt in onder andere de metaalproductie, houtverduurzaming, scheepvaart, wegenbouw, dakbedekking en de rubberindustrie, voor het maken van procesoliën (weekmakers) bij de productie van banden. De belangrijke emissiebronnen van PAK's zijn het verkeer en de industrie (cokesproductie, kabelverbranding, aluminiumindustrie, houtverduurzaming en conservering). Binnenshuis vormen sigarettenrook en open haarden een belangrijke bron. In het verleden is veel teer gebruikt in

asfaltwegen. Dit komt vrij bij het opbreken of renoveren van wegen. De belasting van water wordt voornamelijk veroorzaakt door overige bronnen (83%), RWZI's (11%) en verkeer en vervoer (6%).



Figuur 4.10. PAF-Chronisch en -Acut voor benzo[a]anthraceen in oppervlaktewater.

4.4 De totale toxische druk

4.4.1 Oppervlaktewater

Op basis van de PAF-waarden is de totale toxische druk in het oppervlaktewater berekend met de msPAF. Deze berekende msPAF-waarden reflecteren het actuele risico op basis van de biologisch beschikbare concentratie. Ze zijn gecorrigeerd voor het zwevend stof gehalte, het opgelost organisch stofgehalte en de biologische beschikbaarheid in het water.

Op de verschillende meetlocaties zijn niet altijd dezelfde stoffen gemeten. Hierdoor varieert per mengsel het aantal stoffen waarop de msPAF is berekend. In de helft van de gevallen zijn slechts één of twee stoffen geanalyseerd, in 90% van de gevallen vijf stoffen of minder.

Tabel 4.5. Aantal overschrijdingen van de msPAF per mengsel en per locatie bij verschillende risiconiveaus.

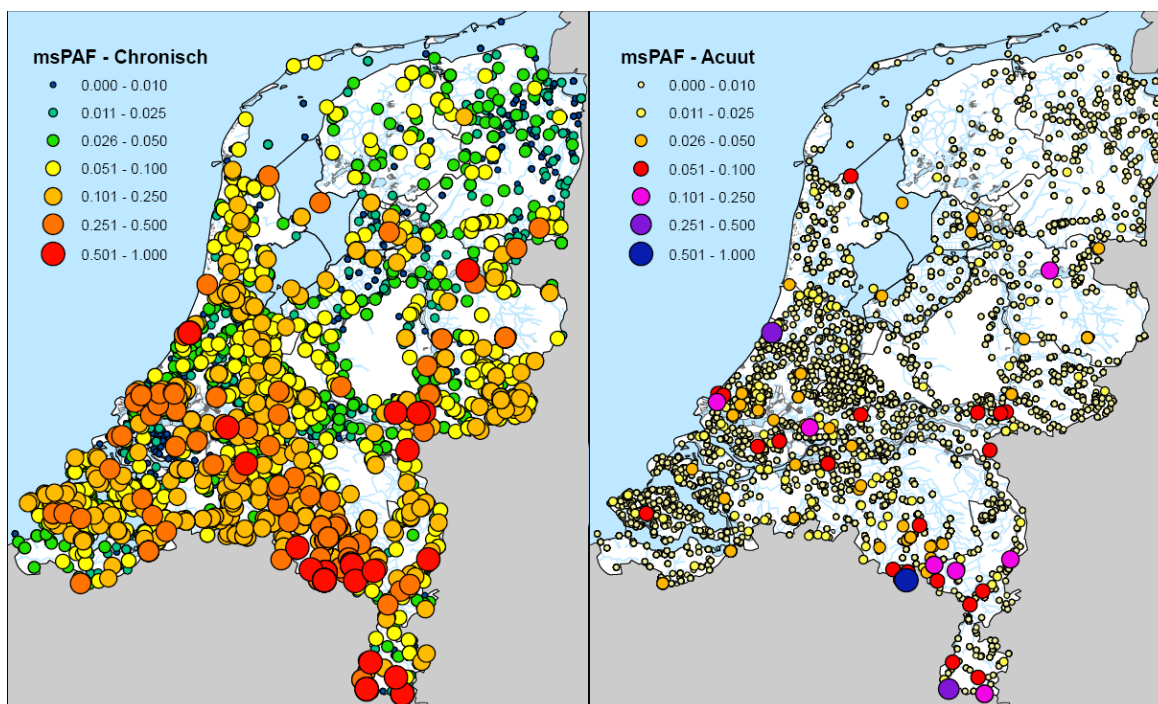
Fractie	msPAF-Chronisch [Aantal mengsels]	msPAF-Acut [Aantal mengsels]	msPAF-Chronisch [Aantal locaties]	msPAF-Acut [Aantal locaties]
> 0,25	267	3	102	3
> 0,05	3844	75	975	33
> 0,01	13707	748	1998	182
Totaal	21699	21699	2488	2488

Tabel 4.5 laat zien hoe vaak de msPAF een bepaald niveau in het oppervlaktewater overschrijdt. Op bijna 1000 locaties (40%) ligt de berekende msPAF-Chronisch in de periode 2005 -2006 boven de

0,05, waarbij meer dan 5% van de soorten onvoldoende wordt beschermd. Deze situatie blijkt daar regelmatig, in meer dan de helft van de mengsels, voor te komen.

Op 182 locaties is de totale toxische druk zodanig dat de msPAF-Acuut groter is dan 0,01, waarbij er mogelijk sprake zou kunnen zijn van een verlies van de meest gevoelige soorten. Deze situatie wordt in iets minder dan de helft van de mengsels aangetroffen. Aanvullend ecologisch onderzoek naar het functioneren van het ecosysteem op een deel van deze locaties in relatie tot de toxiciteit van het water is gewenst. Naast koper en zink draagt een groot aantal andere stoffen mogelijk bij aan de totale toxiciteit op deze locaties (zie paragraaf 4.5).

Figuur 4.11 geeft de ruimtelijke verdeling van de totale toxische druk weer in de Nederlandse oppervlaktewateren aan de hand van de msPAF-Chronisch en Acuut. Hieruit blijkt dat de toxische druk in het zuiden en westen van Nederland gemiddeld hoger is. Het ruimtelijke beeld wordt wel beïnvloed door het aantal meetlocaties waarvoor gegevens beschikbaar zijn; in Zeeland en Zuid-Holland is de dichtheid van de beschikbare meetlocaties relatief hoger, waarmee de kans op het aantreffen van overschrijdingen groter wordt.



Figuur 4.11. Totale toxische druk in Nederlands oppervlaktewater, uitgedrukt als maximale msPAF-waarde.

4.4.2 Natuurgebieden

In de natuurgebieden, EHS en Natura 2000, ligt de msPAF-Chronisch veelal boven de 0,05. In het zuiden komt de msPAF-Chronisch regelmatig boven 0,1 (Figuur 4.12). De msPAF-Acuut komt op slechts twee locaties in de natuurgebieden boven de 0,05. Hierbij moet wel worden benadrukt dat voor slechts een beperkt aantal natuurgebieden meetgegevens beschikbaar waren om een msPAF te berekenen.

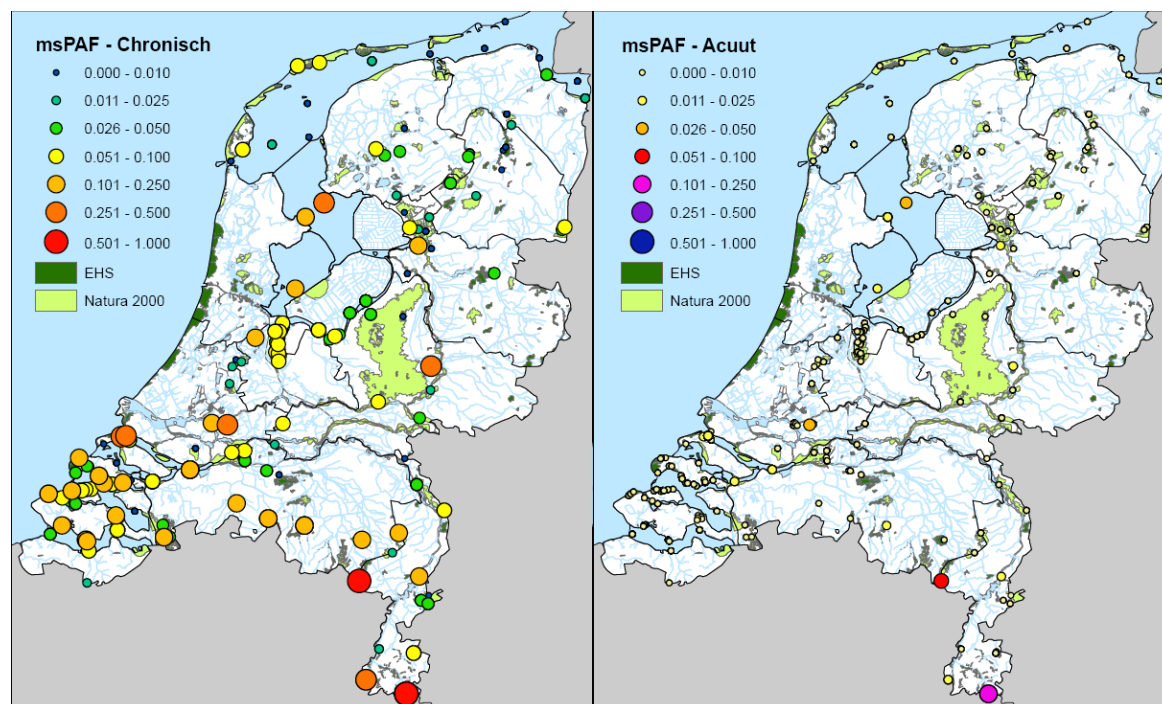
Opvallend is de hoge waarde in het IJsselmeer (Natura 2000-gebied) waar relatief veel stoffen gemeten worden en de msPAF-waarde hoog uitvalt door verhoogde gehalten aan koper, nikkel, zink en PAK's.

Vergelijking van de msPAF met de Knelpunten in de Natura 2000-gebieden

De Knelpunten- en kansanalyse Natura 2000-gebieden (Kiwa and EGG, 2006) beschrijft per gebied systematisch de verschillende knelpunten die kwaliteit van de habitattypen beïnvloeden. Onder de noemer ‘bescherming toxiciteit’ is hierbij ook gekeken naar de toxiciteit van het oppervlaktewater. Het gaat daarbij vooral om de toxiciteit van sulfiden, bestrijdingsmiddelen en zware metalen. Sulfiden komen vooral voor in de bodem en niet in het oppervlaktewater. Voor bestrijdingsmiddelen is er vooral gekeken naar de rietteelt, waarbij onder andere MCPA wordt gebruikt, en uitspoeling, lozing van toxische stoffen bovenstrooms.

Als de berekende msPAF-waarden uit deze studie worden vergeleken met de knelpunten zoals die voor de Natura 2000-gebieden zijn beschreven, dan blijkt dat er een aantal verschillen is (Tabel 4.6).

Volgens deze studie zou zink in een aantal gebieden een negatief effect kunnen hebben op de ontwikkeling van het aquatisch ecosysteem. In de Knelpuntenanalyse wordt zink niet als probleemstof aangemerkt. In het IJsselmeer dragen ook de PAK's en Ni bij aan de toxiciteit van het oppervlaktewater.



Figuur 4.12. De maximale toxische druk (msPAF) in het oppervlaktewater in natuurgebieden.

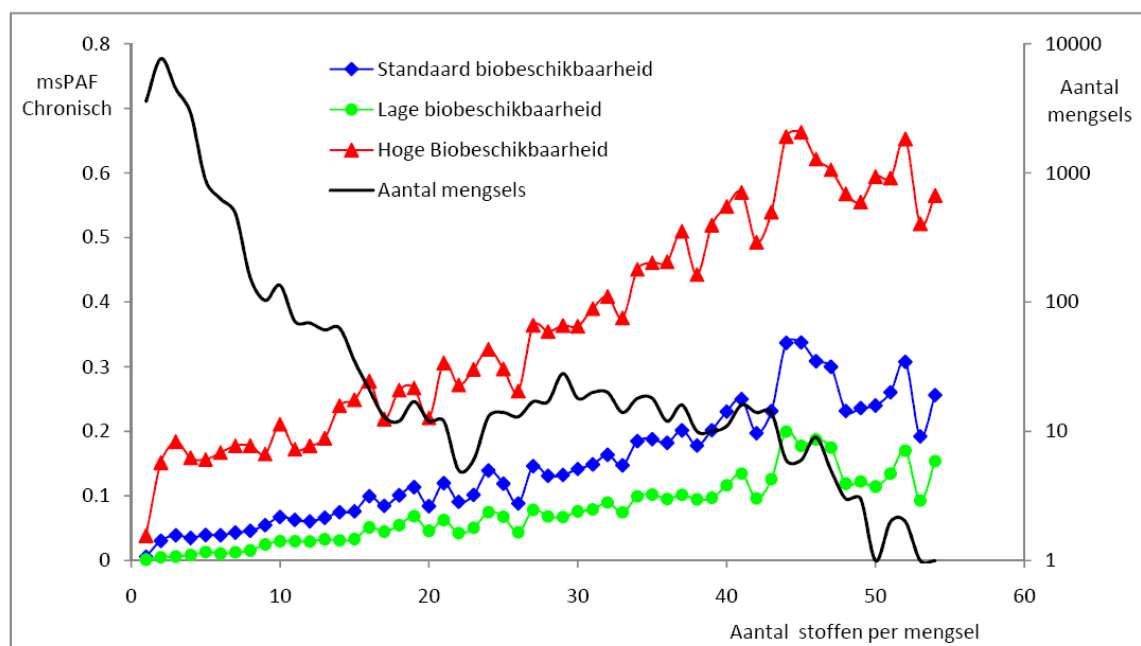
De toxiciteit van bestrijdingsmiddelen door mogelijke uitspoeling en vrije lozing bovenstrooms in de Biesbosch zoals aangegeven in de knelpuntenanalyse wordt niet teruggevonden in deze studie, alleen een zeer lage toxiciteit van carbendazim. Bestrijdingsmiddelen die gebruikt worden bij de rietteelt, zoals MCPA, zijn in deze studie niet geanalyseerd voor de gebieden waar dit probleem is verwacht (Weerribben, Botshol). Ook moet worden opgemerkt dat niet alle Natura 2000-gebieden waarvoor toxiciteit een mogelijk knelpunt is, in deze studie zijn behandeld (zie onder andere Kampina en Oisterwijkse Vennen (133) en de Leenderbos, Groote Heide en De Plateau (136) in het Kiwa-rapport).

Tabel 4.6. Vergelijking van de Knelpunten in de Natura 2000-gebieden met de berekende msPAF-waarden.

Natura 2000-gebied (nummer)	Bepalende stof in msPAF	Knelpunten Natura 2000
Weerter- en Budelerbergen en Ringselven (138)	Zink	Zink
IJsselmeer (72)	7 PAK's en Ni	geen informatie
Landgoederen Brummen (58)	Zink	niet genoemd
St. Pietersberg en Jekerdal (159)	Zink	niet genoemd
Geuldal (157)	Zink	niet genoemd
Biesbos (112)	geen toxiciteit	Bestrijdingsmiddelen
Weerribben (34)	niet geanalyseerd	Bestrijdingsmiddelen (MCPA)
Botshol (83)	niet geanalyseerd	Bestrijdingsmiddelen (MCPA)

4.5 De onzekerheid in de toxische druk

Om een beeld te krijgen van de onzekerheid, variabiliteit in de (ms)PAF-berekeningen zijn naast de standaardvariant ook een variant met een lage en een met een hoge biobeschikbaarheid berekend (zie Tabel 4.3.) met verschillende hoeveelheden zwevend stof, DOC en een andere correctiefactor voor de biologische beschikbaarheid van de opgeloste fase. Naast de variabiliteit in de samenstelling van het oppervlaktewater werkt het aantal stoffen in het mengsel sterk door in de hoogte van de msPAF.



Figuur 4.13. Verband tussen de msPAF-Chronisch en het aantal gemeten stoffen in het mengsel alsook de bandbreedte van de msPAF bij een lage en een hoge biobeschikbaarheid. Naast de gemiddelde msPAF voor de verschillende mengsels wordt ook het aantal mengsels waarover het gemiddelde is berekend weergegeven op een logaritmische schaal.

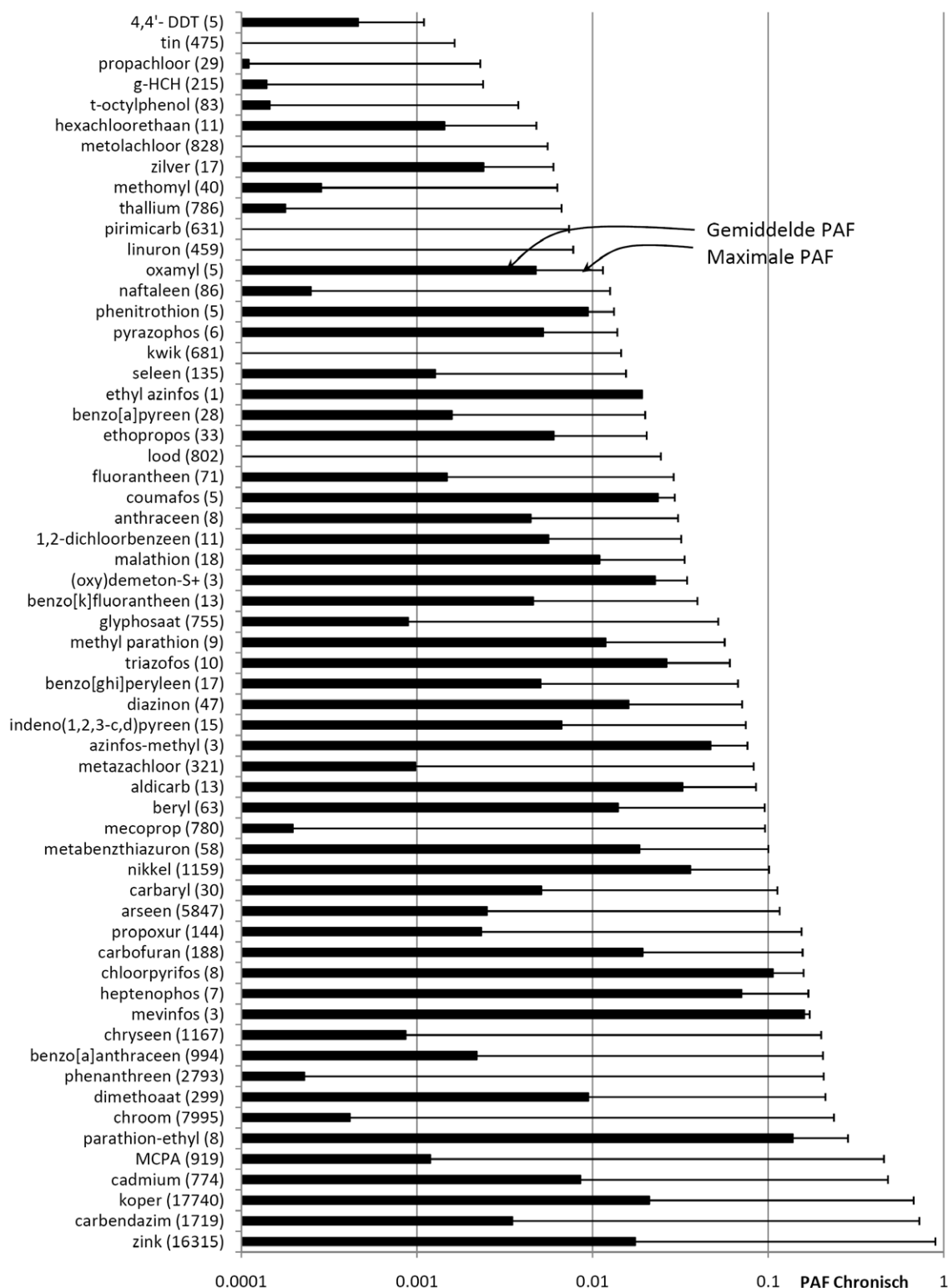
Figuur 4.13 laat zien dat de gemiddelde msPAF-Chronisch toeneemt met het aantal stoffen per mengsel. In het merendeel van de mengsels is slechts een beperkt aantal stoffen gemeten. Het gaat

daarbij met name om koper en zink. De invloed van de geschatte generieke biobeschikbaarheidsfactor voor koper en zink op de totale toxiciteit neemt echter af naarmate het aantal stoffen in het mengsel toeneemt. In mengsels waar meer dan acht stoffen zijn geanalyseerd, ligt de msPAF-Chronisch gemiddeld boven de 0,05. Als er 50 of meer stoffen geanalyseerd zijn in het mengsel, is de gemiddelde msPAF-Chronisch groter dan 0,25. Enerzijds is de betrouwbaarheid van dit getal relatief gering, gezien het geringe aantal mengsels waarvoor zoveel stoffen geanalyseerd zijn. Anderzijds wordt het wel bevestigd door de sterke correlatie tussen het aantal stoffen en de msPAF (0,88). Daar komt nog bij dat alle metingen beneden de detectielimiet, zoals veelal het geval is voor de bestrijdingsmiddelen, niet meegenomen zijn in de berekening van de msPAF. De berekende msPAF-waarde vormt in de meeste gevallen een ondergrens, de werkelijke blootstelling van het ecosysteem zal veelal hoger zijn omdat slechts een beperkt aantal stoffen, boven de detectielimiet, is gemeten.

De bandbreedte in de msPAF-Chronisch wordt in dezelfde figuur weergegeven door de varianten met een lage en een hoge biobeschikbaarheid. In de variant met een hoog zwevend stof en DOC-gehalte en een relatief kleine fractie, 0,25 die biologisch beschikbaar is, is de gemiddelde msPAF-Chronisch gemiddeld een factor 2 kleiner. Als er slechts een paar stoffen gemeten zijn, is het verschil beduidend groter, een factor 5 à 6. Dit komt omdat er relatief veel locaties zijn waar alleen koper en zink gemeten worden. Door de relatief kleine fractie die biologisch beschikbaar is, is de msPAF aanzienlijk lager. Als er meer stoffen zijn gemeten, neemt dit af omdat voor de organische stoffen alleen wordt gecorrigeerd voor de binding aan opgelost koolstof (DOC). In de variant met een hoge biobeschikbaarheid is uitgegaan van een laag zwevend stof en DOC-gehalte en volledige beschikbaarheid van de opgeloste fractie. De msPAF-Chronisch is in deze variant gemiddeld een factor 3 hoger dan in de standaardvariant.

Dit empirische verband verloopt voor de msPAF-Acuut in principe hetzelfde als de msPAF-Chronisch. Gemiddeld is de msPAF-Acuut groter dan 0,010 als er 20 of meer stoffen geanalyseerd zijn in het mengsel. Bij een lage biobeschikbaarheid daalt de msPAF-Acuut naar 0,005, bij een hoge biobeschikbaarheid neemt de msPAF-Acuut toe tot 0,03.

Figuur 4.14 laat de gemiddelde en maximale PAF-Chronisch zien voor een groot aantal stoffen dat uiteindelijk samen de totale toxische druk (msPAF) in de Nederlandse oppervlaktewateren bepaalt. Daarnaast wordt per stof aangegeven hoeveel PAF-waarden op basis van de beschikbare meetgegevens berekend konden worden. Hoewel voor koper en zink veruit de meeste PAF-waarden berekend konden worden, hebben behalve deze twee stoffen ook de andere metalen, een groot aantal bestrijdingsmiddelen en PAK's zodanige gemiddelde of maximale concentraties dat ze een relevante bijdrage leveren aan de totale toxische druk in het oppervlaktewater. Alle meetgegevens beneden de detectielimiet zijn niet meegenomen in deze analyse. Door een lagere detectielimiet zou de gemiddelde bijdrage van deze stoffen dalen, maar het aantal metingen boven de detectielimiet toenemen.



Figuur 4.14 Gemiddelde en maximale PAF -Chronisch van de verschillende stoffen die bijdragen aan de msPAF-Chronisch. Achter de stofnaam staat tussen haakjes aangegeven hoeveel PAF-waarden op basis van de beschikbare data berekend konden worden.

5 Bronnen, maatregelen en kosten

5.1 Selectie van probleemstoffen

Het RIVM heeft van de Waterdienst meetgegevens ontvangen van de nationale en regionale oppervlaktewaterkwaliteit. Voor alle locaties en alle stoffen is de potentieel aangetaste fractie (PAF) soorten van het aquatisch ecosysteem berekend. Op basis van deze PAF is een selectie gemaakt van de probleemstoffen die in dit hoofdstuk aan de orde komen.

De selectie op basis van de PAF betreft vooral stoffen die negatieve effecten hebben op het aquatische ecosysteem. Voor de zware metalen zijn dat koper, zink, cadmium, chroom, nikkel en arseen, voor de PAK's alleen benzo[a]anthraceen en voor de bestrijdingsmiddelen carbofuran, carbendazim en dimethoat. De selectie van de bestrijdingsmiddelen wordt direct beïnvloed door de detectielimiet van de verschillende stoffen. De stoffen die slecht te meten zijn, waarvan de gemeten concentraties beneden de detectielimiet liggen, zijn niet geselecteerd.

Tabel 5.1 Overzicht probleemstoffen.

Stofgroep	PAF toetsing
Zware metalen	zink, koper, cadmium, chroom, nikkel, arseen
PAK's	benzo(a)anthraceen
Bestrijdingsmiddelen	carbofuran, carbendazim, dimethoat

5.2 Bronnenanalyse

Per probleemstof is aangegeven wat de bronnen zijn en welk aandeel deze bronnen hebben in de totale belasting oppervlaktewater. Informatie van de probleemstoffen komt uit verschillende bronnen, waaronder de factsheets van de Nederlandse prioritaire-stoffenlijst (RIVM, 2008). Daarnaast is aanvullend gebruik gemaakt van informatie van de Bestrijdingsmiddelenatlas (Royal-Haskoning, 2008)

5.2.1 Zware metalen

Zink

Zink is voornamelijk afkomstig van uitspoeling van landbouwgronden en natuurlijke bronnen. Een te beïnvloeden bron van belasting door de landbouw is het toevoegen van zink aan veevoer. Daarnaast is uitloging van zware metalen uit bouwmaterialen een relevante bron. Zink van dakgoten, straatmeubilair en dergelijke zal via het regenwater in het riool terechtkomen. Daarnaast vormt verkeer een bron voor zink. Het gaat hierbij om de corrosie van zinkanodes op schepen en slijtage van banden en wegdek.

Koper

Een grote bron van koper is de landbouw, koperverbindingen worden onder andere toegepast als additief in veevoeder, maar koper wordt ook toegepast in voetbaden voor vee om klachten aan de klauwen te voorkomen. Daarnaast zijn consumenten een relevante bron, het gaat dan om koperen drinkwaterleidingen en het afsteken van vuurwerk. Verkeer is eveneens een bron van belasting. Koper in remvoeringen van auto's en bovenleidingen van treinen leidt tot emissies naar het oppervlaktewater, net als de slijtage van banden en het wegdek (Oonk et al., 2006). Ten slotte wordt koper gebruikt als aangroeiwerend middel in de scheepvaart en voor houtverduurzaming (Hulskotte et al., 2007).

Cadmium

Een belangrijke bron van cadmium is de landbouw. Cadmium komt van nature voor in fosfaaterts, dat wordt gebruikt om kunstmest te maken. Daarnaast zit het ook van nature in de bodem. Atmosferische depositie is een belangrijke bron van belasting. Achterliggende bronnen van de atmosferische depositie zijn met name de industrie (92%) en, in veel mindere mate, consumenten, afvalverwijderingsbedrijven, verkeer en de energiesector.

Chroom

De belangrijkste bronnen van belasting van het oppervlaktewater voor chroom zijn de industrie en de RWZI's. Chroom wordt in de metaalindustrie gebruikt bij de oppervlaktebehandeling van metalen, als houtverduurzamingsmiddel en in pigmenten. De belasting van RWZI's is afkomstig van uitloging van gewolmaniseerd hout. Chroom komt van nature in het milieu voor. Hierdoor kan het via diverse grondstoffen in producten en het milieu terechtkomen. Chroom wordt vooral geëmitteerd naar de bodem, gevolgd door water en lucht. De achterliggende bronnen voor de belasting van de bodem zijn industrie (65%) en consumenten (30%, uit gewolmaniseerd hout). Chroom wordt naar lucht geëmitteerd door vooral de doelgroepen industrie (46%) en verkeer en vervoer (43%) en verder in geringe mate door raffinaderijen, afvalverwijderingsbedrijven en de energiesector.

Nikkel

Ook nikkel komt van nature in de bodem voor. Hierdoor kan het via diverse grondstoffen als verontreiniging in producten en het milieu terechtkomen. De belasting van water is vooral afkomstig van de landbouw en verder RWZI's. Nikkel wordt naar lucht geëmitteerd door vooral het verkeer (74%) en raffinaderijen (21%). Nikkel wordt naar de bodem geëmitteerd door vooral de industrie (95%).

Arseen

Van nature komt arseen voor in pleistocene afzettingen, vooral in het oosten en zuiden van Nederland. Door grondwaterstromingen is het arseen verplaatst en in kwelgebieden geaccumuleerd en weer vastgelegd. Dit heeft geleid tot twee arseentypen: het pyriettype (in basisveen, kustgebieden) en het roesttype (oerbanken, zandgebieden). In contact met grondwater geldt dat voor het pyriettype arseen vrijkomt onder aerobe omstandigheden, echter, voor het roesttype onder anaerobe omstandigheden. De belasting van water met arseen vindt vooral plaats door RWZI's (77%) en industrie (18%).

5.2.2 Bestrijdingsmiddelen

De website www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl geeft per bestrijdingsmiddel informatie over toepassingen, bronnen en concentraties en belasting van het milieu, waaronder het oppervlaktewater.

Carbendazim

Voor het insecticide carbendazim bestaat een zeer sterk verband tussen normoverschrijdingen en kasteelt, bloembollenteelt, fruitteelt en boomkwekerijen. Ook is er een sterk verband met de teelt van koolsoorten en met de teelt van uien. In de kolom 'waarschuwing' wordt weergegeven of de koppeling veel hoger of veel lager is dan verwacht op grond van het gebruik van het bestrijdingsmiddel.

Carbofuran

Carbofuran is een insecticide dat behoort tot de carbamaten. Het gebruik is gekoppeld aan kasteelten en bloemisterij.

Dimethoaat

Voor het insecticide dimethoaat is er een sterk verband met de teelt van uien, koolsoorten, granen en bloembollen.

5.2.3 PAK's

De belangrijke emissiebronnen van PAK's zijn het verkeer en de industrie (cokesproductie, kabelverbranding, aluminiumindustrie, houtverduurzaming en conservering). Binnenshuis vormen sigarettenrook en openhaarden een belangrijke bron. In het verleden is veel teer gebruikt in asfaltwegen. Dit komt vrij bij het opbreken of renoveren van wegen. Het daarbij vrijkomende materiaal wordt veelal hergebruikt in de wegenbouw. Emissies van PAK's vinden plaats naar zowel (water)bodem, oppervlaktewater als lucht.

Daarnaast worden in het Uitvoeringsprogramma Diffuse Bronnen (Hellings and Lommers, 2007) nog enkele diffuse bronnen van belasting voor PAK's genoemd:

- Autobanden. Bij de fabricage van autobanden worden PAK-houdende minerale oliën gebruikt die bij slijtage vrijkomen en zich in de lucht als fijn stof verspreiden. Via atmosferische depositie en/of afstromend hemelwater van wegen komt dit fijn stof terecht in aanpalend grondwater en oppervlaktewater.
- Verbranding van brandstoffen in motoren. Vooral dieselmotoren zijn een bron (ook mobiele machines, diesellocomotieven, et cetera). Ook dit veroorzaakt in de lucht fijn stof dat via atmosferische depositie en/of afstromend hemelwater van wegen in het grondwater en oppervlaktewater terechtkomt.
- Scheepvaart. PAK-bronnen zijn de lozing van bilgewater (mengsel van olie en water uit machinekamer), het gebruik van PAK-houdende antifouling en de uitstoot van PAK's uit motoren (Hulskotte et al., 2007).
- Toepassing van koolteer en creosoot in met name de waterbouw als houtverduurzamingsmiddel. Deze toepassing is al enige tijd verboden, dus waarschijnlijk geen grote bron meer.

5.3 Inventarisatie van mogelijke maatregelen

Het Coördinatiebureau Stroomgebieden Nederland (CSN) heeft alle geplande KRW-maatregelen van de (deel)stroomgebieden verzameld in een database. Het betreft 10.000 maatregelen van waterschappen en Rijkswaterstaat. Deze database is gebruikt voor de analyse van de relevante maatregelen van de waterschappen. De maatregelen van Rijkswaterstaat in de dataset zijn niet volledig bijgewerkt. Voor de maatregelen die door Rijkswaterstaat worden voorgesteld, is gebruikgemaakt van de Toelichting maatregelentabel Chemie (Waterdienst, 2008). Daarnaast is er aanvullend nationaal en Europees beleid, waarvan het meest relevante voor de geselecteerde stoffen wordt genoemd.

5.3.1 Rijkswaterstaat

De database met alle geplande KRW-maatregelen van CSN omvat ook de maatregelen van Rijkswaterstaat (RWS). RWS heeft dit pakket aan maatregelen, het Voorkeursalternatief, inmiddels bijgesteld. De Toelichting maatregelentabel Chemie (Waterdienst, 2008) geeft aan dat de emissiereducerende maatregelen zich met name richten op stoffen met normoverschrijdingen in de rijkswateren, dat wil zeggen nutriënten, koper en zink. De overige benodigde emissiereductieinspanningen moeten worden bereikt door middel van generieke maatregelen, zo nodig op communautair EU-niveau.

De volgende aspecten zijn uitgewerkt met betrekking tot selectie van maatregelen:

- Maatregelen tegen puntlozingen.
Alleen lozingen die te maken hebben met de probleemstoffen in de rijkswateren, dat wil zeggen

nutriënten en de metalen koper en zink, zijn in beschouwing genomen. Er is gekozen voor een uniforme aanpak van zowel lozingen van bedrijven als RWZI's. In de lokale beoordeling is gekeken naar de immissietoets volgens de CIW-methode, waarbij geen rekening is gehouden met afwenteling. Daarnaast is gezocht naar de grotere lozingen, waarbij lozingen die meer dan 10% aan de totale vracht op het waterlichaam bijdragen voor nadere bestudering van saneringsmogelijkheden in aanmerking komen.

- Maatregelen voor inlaatpunten van rijkswater voor de bereiding van drinkwater.
Het gaat hierbij om een tweetal generieke maatregelen: het verminderen van risico's van scheepvaartactiviteiten nabij de innamepunten en het voorkomen van risicovolle activiteiten in overstromingsgevoelige gebieden. Daarnaast worden per locatie maatregelen voorgesteld om de belangrijkste knelpunten op te lossen. Het gaat daarbij veelal om het verplaatsen van de inname- danwel lozingspunten.
- Maatregelen voor scheepvaart.
Voor de zeevaart gaat het hierbij om de aanpak van illegale lozers, verbeterde handhaving en aanpak van antifouling, voor de binnenvaart gaat het om het scheepsafvalstoffenverdrag en het PAK-besluit en voor de recreatievaart om het herinvoeren van het koperverbod en het gebruik van alternatieve materialen voor zinkanodes.
- Hand in Eigen Boezem-maatregelen (HIEB).
Het gaat hier vooral om de voorbeeldfunctie van RWS, vooral als het gaat om het voorkomen en beperken van diffuse emissies – onder andere het beperken van het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen op de terreinen van RWS en het afkoppelen van regenwater en reduceren van het gebruik van verzinkt straatmeubilair.
- Regionale maatregelen
Alle maatregelen en acties die kunnen worden geformuleerd als regulier werk van RWS, maar die nu met een KRW-bril op gedaan worden en niet leiden tot de inzet van extra capaciteit en middelen, zoals bijvoorbeeld de vergunningsverlening en de handhaving.

5.3.2 Waterschappen

Voor de waterschappen zijn de voor toxische stoffen relevante maatregelen uit de database met geplande KRW-maatregelen geselecteerd en ingedeeld in drie categorieën te weten: baggermaatregelen, bronmaatregelen, zoals het verminderen van de emissies, en immissiemaatregelen, zoals aanvullend zuiveren, verminderen overstorten, et cetera. Deze deelanalyse omvat 3000 maatregelen, waarbij de nadruk ligt bij immissiemaatregelen (2000), vervolgens bronmaatregelen (673) en baggermaatregelen (225).

Binnen deze selectie van maatregelen ligt de nadruk primair op het verminderen van eutrofiëring. Het gaat hier om het verminderen van overstorten, onder meer door afkoppelen, het herstellen van lekke riolen, het instellen van mestvrije zones, het bouwen van helofytenfilters, het nazuiveren van effluent van RWZI's, het baggeren van vervuilde waterbodems, het opheffen van ongezuiverde lozingen en het maken van vuilwaterinnamepunten voor de recreatievaart. Deze maatregelen worden vanuit het oogpunt van nutriënten genomen, maar hebben ook een positief effect op concentraties van toxische stoffen. In deze database wordt niet gekwantificeerd hoeveel emissiereductie de maatregelen naar verwachting opleveren. Wel zijn de kosten opgenomen. Dit wordt in de volgende paragraaf uitgewerkt.

Specifiek voor toxische stoffen bevatte deze database onderstaande maatregelen. Per maatregel is tussen haakjes aangegeven hoe vaak deze voorkwam in de database.

1. Beëindigen van het gebruik van koperbaden in de veehouderij (30);
2. Beperken van koper in voedingssupplementen (30);
3. Verminderen van emissies van de metaalverwerkende industrie (30);
4. Verminderen emissies bouwmaterialen (40);

5. Herprioriteren bodemsanering (40), sanering verontreinigde landbodems (60);
6. Nazuiveren van toxische stoffen bij RWZI's (70);
7. Tegengaan van erfafspoeling van zware metalen (30);
8. Instellen van spuitvrije zones voor bestrijdingsmiddelen (80);
9. Verminderen gebruik bestrijdingsmiddelen in stedelijk gebied (220) en landbouw (80);
10. Saneren van uitlogende oeverbeschoeiing (20).

Deze maatregelen worden hieronder nader uitgewerkt.

Ad. 1. Beëindigen van het gebruik van koperbaden in de veehouderij

In het Uitvoeringsprogramma diffuse bronnen van het Landelijk Bestuurlijk Overleg Water (Hellings and Lommers, 2007) wordt beschreven dat uit onderzoek van het Centrum van Landbouw en Milieu blijkt dat 45 % van het koper in de mest komt uit koperbaden voor de ontsmetting van hoeven in de melkveehouderij. Het residu van deze hoeftbaden is boven een vastgelegde norm chemisch afval dat niet op bodem of water mag worden geloosd maar als afval moet worden afgevoerd. In de praktijk wordt het residu vaak vermengd met de mest. In het kader van het Stimuleringsprogramma Agrobiodiversiteit en Duurzaam Bodemgebruik in de Landbouw (SPADE) waarbij het terugdringen van koper uit voetbaden een van de doelstellingen is, zal deze problematiek worden aangepakt. SPADE heeft een looptijd van 4 jaar. LTO Nederland maakt hiertoe momenteel een meerjarenprogramma. Daarbij wordt gedacht aan 2 sporen:

- Preventief. Door eerder klauwproblemen te detecteren, andere kapmethoden, aangepaste stalrichting en gebruik van bepaalde matten is de toepassing van koperbaden wellicht minder nodig. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de Gezondheidsdienst waarmee ook qua bewustwording, communicatie en promoten van alternatieven een en ander kan worden bereikt.
- Alternatieven voor kopersulfaat. Indien er zich toch problemen voordoen met hoeftziekten zijn er effectieve alternatieven voor handen. Complicatie is wel dat deze duurder zijn en wellicht een Europese toelating vereisen.

Ad. 2. Beperken van koper in voedingssupplementen

De bodem bevat veel koper en zink door historische bemesting met dierlijke mest en door natuurlijke achtergrondwaarden.

- Voor de landbouwsector gelden Europees geharmoniseerde normen voor het maximale gebruik van zink en koper in diervoeders.
- In overleg met de sector zal het rijk onderzoeken welke mogelijkheden er zijn voor het verder reduceren van het gebruik van zink en koper en andere relevante zware metalen in diervoer. Reductie van koper in voedingssupplementen is nu dus opgenomen als KRW-maatregel.

Ad. 3. Verminderen van emissies van de metaalverwerkende industrie

Bedrijven dienen procesgeïntegreerde maatregelen te nemen om de emissies van stoffen zoveel mogelijk te beperken. Men dient te voldoen aan de IPPC-verplichtingen, wat inhoudt dat het effluent van bedrijfsafvalwater en emissies naar de lucht moeten voldoen aan bepaalde emissiegrenswaarden. Per bedrijfstak zijn deze waarden afgeleid, ze komen overeen met waarden na toepassing van de Beste Beschikbare Technieken (BBT). Blijkbaar is vooral de metaalverwerkende industrie in beeld wat betreft KRW-maatregelen.

Ad. 4. Verminderen emissies bouwmaterialen

Duurzaam bouwen bestaat uit het gebruik van alternatieve materialen in de bouw en het coaten van metaalhoudend materiaal. In het uitvoeringsprogramma diffuse bronnen is beschreven dat men in Nederland tot 2009 geen landelijke eisen wil stellen aan de toepassing van bouwmetalen (Hellings and Lommers, 2007). Evenmin zal er sprake zijn van het saneren van bestaande toepassingen van koper en zink (het weghalen van materiaal dat tot nu toe is toegepast). Het huidige beleid is gericht op het scheppen van mogelijkheden iets aan de koper- en zinkemissies te doen daar waar het bevoegd gezag

dit vanwege een lokaal/regionaal waterkwaliteitsprobleem met deze stoffen nodig acht. In april 2007 is in het LBOW een rapport vastgesteld over het al dan niet treffen van maatregelen voor bouwmetalen (LBOW, 2007). Hierin wordt dit standpunt bevestigd.

Ad. 5. Herprioriteren bodemsanering, sanering verontreinigde landbodems

Jaarlijks wordt met het Saneringsprogramma Waterbodems Rijkswateren vastgesteld welke locaties in aanmerking komen voor sanering. Sinds de komst van de KRW werkt Rijkswaterstaat aan een methode om bij deze prioritering rekening te houden met de KRW. Van belang is om de nalevering van stoffen naar waterlichamen in beeld te krijgen en op basis daarvan te bepalen of de bron bepalend is voor het niet bereiken van de KRW-doelen. Uit de database blijkt dat baggeren van vervuilde bodems ook een relevante maatregel is voor waterschappen. Daarnaast willen de waterschappen verontreinigde landbodems saneren.

Ad. 6. Nazuiveren van toxische stoffen bij RWZI's

Het aanvullend zuiveren van effluent van RWZI's is een veelbesproken maatregel bij waterbeheerders. Naast technieken voor het beperken van nutriënten zijn er ook technieken beschikbaar voor het verwijderen van toxische stoffen, zoals zware metalen en PAK's. Het landelijk beleid zet niet in op generiek beleid voor RWZI's, waarbij normen worden vastgelegd voor stoffen in effluent die voor alle RWZI's gelden. Men kiest voor regionaal maatwerk, waarbij blijkbaar diverse maatregelen hier invulling aan hebben gegeven.

Ad 6. & 7 Tegengaan van erfafspoeling van zware metalen, instellen spuitvrije zones bestrijdingsmiddelen

Het Lozingenbesluit open teelt en veehouderij is sinds 1 maart 2000 van kracht. Dit besluit is genomen om de emissie van gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen naar het oppervlaktewater te verminderen. Dit draagt bij aan een betere kwaliteit van het oppervlaktewater. De volgende maatregelen zijn opgenomen ten aanzien van bestrijdingsmiddelen:

- het voorkomen van drift van gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater;
- het in acht nemen van teeltvrije, spuitvrije en bemestingsvrije zones;
- het voorkomen van emissies door activiteiten in en rond de gebouwen.

Ad. 8. Verminderen gebruik bestrijdingsmiddelen in stedelijk gebied en landbouw

Relatief veel maatregelen zijn gericht op het verminderen van het gebruik van bestrijdingsmiddelen, dit zijn er 220 in stedelijk gebied en 80 in de landbouw. De vier geselecteerde bestrijdingsmiddelen zijn insecticiden, die gebruikt worden in de landbouw. MCPA wordt daarnaast ook gebruikt voor onkruidbestrijding in stedelijk gebied, al moet worden opgemerkt dat vooral casoron (in groen) en glyfosaat (op verhardingen) gebruikt worden en dat de andere middelen in veel kleinere mate gebruikt worden.

Ad.9. Saneren uitlopende oeverbeschoeiing

Voor houtverduurzaming is het Besluit implementatie EG-verbodsrichtlijn WMS 1998 relevant, waarin onder meer eisen aan het gebruik van creosoot zijn opgenomen. Uit de databank blijkt dat waterschappen actief overgaan tot het verwijderen van de bestaande opstand met uitlopende middelen (creosoot) verduurzaamd hout.

Ad 10. PAK's, TBT en scheepvaart

PAK's in steenkoolteer worden gebruikt als scheepscoating in de binnenvaart. In Nederland geldt een verbod op basis van de Wet Milieugevaarlijke stoffen (WMS). Op internationaal niveau is op 5 oktober 2001 in Londen een Verdrag gesloten over de controle van schadelijke aangroeiwerende verven op

schepen. Het verdrag heeft tot doel het gebruik van schadelijke organotinverbindingen in aangroeiwerende systemen voor schepen te verbieden.

PAK's uit bilgewater (mengsel van olie en water uit de machinekamer van een schip) en ander afval is in principe geregeld in het SAV (Scheepvaart Afvalstoffen Verdrag) van de Centrale Commissie voor de Rijnvaart (CCR). Het verdrag is een overeenkomst tussen de Benelux, Duitsland, Frankrijk en Zwitserland waarin de landen onderlinge afspraken hebben gemaakt over hoe er in de binnenvaart moet worden omgegaan met olie- en vethoudende afvalstromen, waswater, ladingresten, et cetera.

5.3.3 Aanvullend nationaal en Europees beleid

Naast de maatregelen die vanuit de KRW worden voorgesteld bestaan er ook maatregelen vanuit ander nationaal en Europees beleid. Hieronder worden enkele relevante maatregelen genoemd.

Koper in remvoeringen

Het beperken van koper in remvoeringen wordt niet genoemd in de maatregelenlijst, mogelijk omdat men verwacht dat dit nationaal of Europees opgepakt gaat worden. De slijtage van koper in remvoeringen veroorzaakt koperemissies naar het watersysteem. De directe en indirecte emissies van remvoeringen gebruikt door het wegverkeer bedraagt samen 4,5 % van de totale emissies in 2002 in Nederland. Toepassing van Zeer Open Asfaltbeton blijkt een aanzienlijk emissiereducerend effect voor wat betreft water te hebben. Dit geldt overigens voor de meeste metalen. Het reducerend effect bedraagt ongeveer 90% (Oonk et al., 2006). Bij TNO is nadere informatie opgevraagd over milieuvriendelijker alternatieven voor koperen remvoeringen. De heer J. Hulskotte (TNO) geeft aan dat remvoeringen sterk variëren in samenstelling en dus ook in kopergehalte. Er worden al kopervrije remvoeringen gemaakt, maar deze bevatten waarschijnlijk andere metalen, zoals antimoon en barium.

Slijtage van banden en het wegdek

Bij de fabricage van autobanden worden zware metalen gebruikt die bij slijtage vrijkomen en zich in de lucht als fijn stof verspreiden. Dit komt als fijn stof in de lucht dat via atmosferische depositie en/of afstromend hemelwater van wegen in grondwater en oppervlaktewater terechtkomt. Op het gebied van autobanden geldt de EG-richtlijn 2005/69/EG inhoudende het verbod per 2010 op het gebruik van PAK-houdende procesolie voor rubberverwerking en banden (wijziging van 76/769). De oude voorraad banden mag dan nog wel worden verkocht. Daardoor ijlen de effecten hiervan nog een aantal jaren na, maar na verloop van enige jaren mag toch worden verwacht dat deze bron van PAK-emissies zal opdrogen. Met deze EU-maatregel wordt na 2010 een reductie van de PAK-emissies als gevolg van de slijtage van banden bereikt. Zowel de kwaliteit van lucht als water profiteert hiervan.

Maatregelen cadmium

De Europese regelgeving op het gebied van cadmium is als volgt:

- Voorkomen van cadmium in afval. De Europese wetgeving beoogt een verbod op de aanwezigheid van lood, kwik, cadmium en chroom in elk nieuw voertuig dat op de markt komt. Ook wordt hergebruik van autowrakken aangemoedigd (richtlijn 2000/53/EC).
- Gebruik van cadmium in batterijen en accumulatoren. Een nieuwe Europese richtlijn op het gebied van batterijen is in voorbereiding. Deze zou inzamel- en recyclagedoelstellingen voor batterijen voorop stellen. Voor draagbare batterijen zou 75% ingezameld en 55% gerecycleerd moeten worden. De richtlijn zou ook een verbod inhouden voor de productie van batterijen die meer dan 0,002% cadmium bevatten.
- Voorkomen van cadmium in diervoeding. De nationale wetgeving betreffende de aanwezigheid van contaminanten in diervoeders is volledig gebaseerd op de Europese richtlijn 2002/32/EG en is vervat in het ministeriële besluit van 1999 betreffende de handel en het gebruik van producten die bestemd zijn voor het voederen van dieren.
- Voorkomen van cadmium in meststoffen. Op Europees niveau wordt een nieuwe richtlijn over meststoffen voorbereid.

5.4 Inventarisatie van kosten van maatregelen

Op basis van de database met maatregelen van CSN zijn de kosten geanalyseerd van maatregelen voor verwijdering van toxische stoffen door de regio's en RWS. Deze database maakt onderscheid in verschillende klassen van maatregelen. Aangenomen dat de maatregelen 'verminderen belasting RWZI overige stoffen', immissiemaatregelen overig' en 'spuitvrije zones' primair gericht zijn op het verwijderen van toxische stoffen, bedragen de (investerings)kosten voor de regionale waterbeheerders bijna 600 miljoen euro in de RWS/regiomaatregel pakket. Daarnaast worden enkele maatregelen genoemd die door Rijkswaterstaat kunnen worden genomen. Hierbij gaat het om de aanpak van illegale lozingen op zee (kosten 1 miljoen euro), het plaatsen van voorzieningen voor vuilwaterinzameling van de chartervaart (eveneens 1 miljoen euro) en een aantal 'Hand In Eigen Boezem'-maatregelen (HIEB). Onder de laatstgenoemde groep worden maatregelen verstaan die betrekking hebben op het minder milieubelastend maken van de eigen werkzaamheden van Rijkswaterstaat, zoals het beëindigen van bestrijdingsmiddelengebruik bij het beheer van eigen terreinen, het niet meer toepassen van uitlopende bouwmaterialen, afkoppelen van verhard oppervlak van eigen gebouwen en het vermijden van verzinkt wegmeubilair. De kosten van dit pakket worden ook geraamd op 1 miljoen euro. Ten slotte kan Rijkswaterstaat een aantal maatregelen treffen die relatief weinig geld kosten. Hierbij gaat het vooral om strengere handhaving van bestaande wet en regelgeving. Een deel van de regionale maatregelen heeft positieve gevolgen voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater en is vanuit dat oogpunt ook opgenomen in de regiovariant.

6 Drinkwater

De Kaderrichtlijn Water staat bekend als een ecologische richtlijn, maar ook drinkwater vormt een van de te beschermen functies. In dit hoofdstuk wordt bekeken in hoeverre toxische stoffen in oppervlaktewater een probleem vormen bij de bereiding van drinkwater. Eerst wordt op hoofdlijnen aangegeven wat de KRW zegt over oppervlaktewater in relatie tot drinkwater. Vervolgens, welke stoffen in het oppervlaktewater mogelijk een probleem vormen bij de drinkwaterbereiding en welk beleid er momenteel van kracht is. Gegeven de problemen worden ten slotte een aantal aanbevelingen geformuleerd om de productie van drinkwater uit oppervlaktewater beter wettelijk te beschermen.

6.1 Drinkwater in de KRW

De KRW onderscheidt verschillende soorten beschermde gebieden, zoals natuurgebieden, maar ook gebieden die zijn 'aangewezen voor de onttrekking van voor menselijke consumptie bestemd water' (bijlage IV). Daarbij gaat het om zowel oppervlaktewater als grondwater. Beschermde gebieden moeten in een register worden opgenomen (artikel 6; zie kader). Opname in het register heeft geen directe consequenties. Op dit moment zijn er acht locaties waar oppervlaktewater wordt ingenomen voor de bereiding van drinkwater. Ook de locaties waar sprake is van oeverfiltratie horen dezelfde bescherming te krijgen. In de huidige versie van het Register Beschermde Gebieden (2004) staan op dit moment alleen de innamepunten. Er wordt aan gewerkt om de betreffende oppervlaktewaterlichamen op te nemen in het Register, zoals de KRW dat vereist.

Artikel 6

Register van beschermde gebieden

1. De lidstaten dragen zorg voor het aanleggen van één of meer registers van alle, binnen elk stroomgebiedsdistrict gelegen gebieden die zijn aangewezen als bijzondere bescherming behoevend in het kader van specifieke communautaire wetgeving om hun oppervlakte- of grondwater te beschermen of voor het behoud van habitats en rechtstreeks van water afhankelijke soorten. Zij dragen er zorg voor dat het register uiterlijk vier jaar na de datum van inwerkingtreding van deze richtlijn voltooid is.
2. De registers dienen de ingevolge artikel 7, lid 1, aangewezen waterlichamen en alle in bijlage IV bedoelde beschermde gebieden te omvatten.
3. De registers van beschermde gebieden worden voor elk stroomgebiedsdistrict voortdurend gevolgd en bijgewerkt.

Artikel 7 van de KRW gaat over water dat onttrokken wordt voor de drinkwatervoorziening (zie tekstbox). Conform lid 1 van dit artikel moeten de lidstaten aanwijzen welke waterlichamen daarvoor worden gebruikt. Deze waterlichamen moeten gemonitord worden. In lid 2 wordt gesteld dat de uiteindelijke drinkwaterkwaliteit goed moet zijn. Dat is niet nieuw, maar is in feite een herhaling van richtlijn 80/778/EG en 98/83/EG ten aanzien van de kwaliteit van het drinkwater.

Lid 3 heeft in de afgelopen jaren al veel discussie opgeleverd. Het eerste deel van dit lid is in principe helder: lidstaten zorgen voor bescherming van de waterlichamen. De *bedoeling* wordt ook aangegeven, namelijk voorkomen dat de kwaliteit achteruitgaat. Er wordt echter niet aangegeven hoe dat precies bepaald moet worden noch wanneer dat doel bereikt moet worden. Maar de meeste discussie gaat over ‘het niveau van zuivering’. Wat wordt daar precies mee bedoeld? Wanneer moet dat ‘niveau van zuivering’ verlaagd zijn? Tot welk niveau?

Naar de mening van de VEWIN zou uiteindelijk een ‘eenvoudige zuivering’ moeten kunnen volstaan (Zwolsman and Van den Berg, 2006). VEWIN definieert een eenvoudige zuivering als ‘eenvoudige fysische behandeling (coagulatie, beluchting, snelfiltratie) én desinfectie (door middel van chloor, ozon of UV)’. In het Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening heeft de rijksoverheid als doel vastgelegd dat op eenvoudige wijze en zonder hoge kosten drinkwater kan worden bereid uit grond- en oppervlaktewater, te realiseren in 2010 (VROM, 1993, VROM, 1995). De overheid heeft echter nooit geconcretiseerd wat ‘eenvoudig’ in dit verband betekent noch het standpunt van de VEWIN onderschreven.

Lid 3 geeft wel aan dat uitbreiding van de zuivering in verband met slechter wordende kwaliteit van de grondstof niet de bedoeling is.

Artikel 7

Voor de drinkwateronttrekking gebruikt water

1. De lidstaten wijzen binnen elk stroomgebiedsdistrict aan:
 - alle waterlichamen die voor de onttrekking van voor menselijke consumptie bestemd water worden gebruikt en dagelijks gemiddeld meer dan 10 m³ per dag leveren of meer dan 50 personen bedienen, alsmede
 - de voor dat toekomstig gebruik bestemde waterlichamen.

De lidstaten monitoren overeenkomstig bijlage V de waterlichamen die overeenkomstig bijlage V gemiddeld meer dan 100 m³ per dag leveren.
2. Voor elk overeenkomstig lid 1 aangewezen waterlichaam dragen de lidstaten er zorg voor dat de doelstellingen van artikel 4 overeenkomstig de voorschriften van deze richtlijn voor oppervlaktewaterlichamen met inbegrip van de ingevolge artikel 16 op Gemeenschapsniveau vastgestelde kwaliteitsnormen worden bereikt en dat het met de toegepaste waterbehandelingsmethode verkregen water in overeenstemming met de communautaire wetgeving voldoet aan de eisen van Richtlijn 80/778/EEG, zoals gewijzigd bij Richtlijn 98/83/EG.
3. De lidstaten dragen zorg voor de nodige bescherming van de aangewezen waterlichamen met de bedoeling de achteruitgang van de kwaliteit daarvan te voorkomen, teneinde het niveau van zuivering dat voor de productie van drinkwater is vereist, te verlagen. De lidstaten kunnen voor die waterlichamen beschermingszones vaststellen.

6.2 Probleemstoffen

De kwaliteit van het drinkwater dat uit oppervlaktewater wordt gemaakt is goed (Versteegh and Dik, 2006). Dat ligt aan de combinatie van twee factoren: de kwaliteit van de grondstof en het niveau van zuivering. In de praktijk zal een waterleidingbedrijf het niveau van zuivering aanpassen om te zorgen

voor voldoende kwaliteit van het eindproduct. Dit betekent niet dat de grondstof per definitie schoon is en de KRW-doelen gehaald worden.

KIWA Water Research heeft de concentraties van een aantal stoffen in het oppervlaktewater vergeleken met de drinkwaternorm (Zwolsman and Van den Berg, 2006). Daaruit bleek dat in de Maas voor dertien stoffen de gemeten concentraties in het oppervlaktewater hoger waren dan de drinkwaternorm: atrazine, diuron, isoproturon, benzo(a)pyreen, 2,4-D, bentazon, carbendazim, chloridazon, dimethoaat, MCPA, mecoprop (MCP), MTBE en glyfosaat. In de Rijn kwamen zeven stoffen boven de drinkwaternorm voor: diuron, isoproturon, benzo(a)pyreen, MCPA, mecoprop (MCP), MTBE en glyfosaat. In deze vergelijking was al rekening gehouden met de verwachte effecten van een 'eenvoudige zuivering'. De drinkwaterkwaliteit is op dit moment alleen maar goed omdat de zuivering uitgebreider is dan de zogenaamde 'eenvoudige zuivering'.

Ook heeft KIWA de normen voor het oppervlaktewater, zowel nationaal als Europees, vergeleken met de drinkwaternormen. Daaruit bleek dat voor tientallen stoffen, waaronder zeventien prioritaire stoffen, de oppervlaktewaternorm hoger is dan de drinkwaternorm. Kortom, de concentratie van deze stoffen in het oppervlaktewater kan zelfs nog stijgen zonder dat de oppervlaktewaternormen worden overschreden. Als hierdoor de kwaliteit van het oppervlaktewater achteruitgaat en daardoor de zuiveringsinspanning, dan is dat in strijd met de KRW. Het gaat hier om de volgende prioritaire stoffen: nikkel, trichlooretheen (tri), tetrachlooretheen (per), naftaleen, 1,2-dichloorethaan, anthraceen, benzo(a)pyreen, chloorfenvinfos, fluorantheen, tetrachloormethaan, alachloor, isoproturon, dichloormethaan, diuron, atrazine, benzeen en simazine.

Deze stoffen vormen volgens KIWA een bedreiging voor de drinkwatervoorziening. In het uiterste geval zou de drinkwaterzuivering uitgebreid moeten worden zonder dat de KRW-normen worden overschreden. Naar aanleiding van deze situatie is door een aantal organisaties betoogd dat de huidige lijst van EU-prioritaire stoffen te beperkt is (Zwolsman and Van den Berg, 2006, IAWR, 2005).

Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de normstelling voor oppervlaktewater en drinkwater op een aantal punten verschilt:

- het EU-voorstel voor prioritaire stoffen onderscheidt milieukwaliteitsnormen voor jaargemiddelde waarden (AA = Annual Average) en maximaal toegestane concentraties (MAC = maximum allowable concentration). Bij de afleiding van het jaargemiddelde criterium wordt de blootstelling van de mens via drinkwater meegenomen, maar in de maximaal toegestane concentraties niet, deze zijn uitsluitend bedoeld voor de bescherming van het aquatisch ecosysteem tegen kortstondige piekconcentraties. De normen voor drinkwater gelden met name tijdens piekconcentraties om de inname van ernstig verontreinigd water tegen te gaan. Deze normen zijn gebaseerd op de blootstelling van de mens. Op dit punt verschillen de oppervlaktewaternormen en de drinkwaternormen. Nu zou het oppervlaktewater aan alle gestelde normen kunnen voldoen terwijl er wel degelijk een humaan risico bestaat tijdens piekconcentraties en de drinkwaternorm wel wordt overschreden;
- de parameters komen niet altijd overeen. Zo geldt er een norm voor de som aan PAK's in het drinkwater terwijl voor het oppervlaktewater normen zijn gedefinieerd voor de individuele PAK's. Er zou een humaan risico kunnen ontstaan als de norm voor de som aan PAK's wordt overschreden zonder dat de normen voor de individuele PAK's worden overschreden;
- ook kan de hoogte van de norm voor drinkwater en die voor oppervlaktewater verschillen.

Voorts is het zo dat de geldende Nederlandse normen voor een groot aantal prioritaire stoffen strenger zijn dan de voorgestelde EU-normen. Als de voorgestelde EU-normen in Nederland overgenomen zouden worden zou de waterkwaliteit voor deze stoffen in Nederland achteruit kunnen gaan. Vanuit het 'stand-stillprincipe' in de KRW is het de vraag of de nieuwe EU-normen voor deze stoffen wel overgenomen kunnen worden.

6.3 Huidig beleid

Om drinkwater uit oppervlaktewater te mogen maken, moet de grondstof aan bepaalde minimumeisen voldoen (EU, 1975). Deze richtlijn is met ingang van 31 december 2007 overgegaan in de KRW. Afhankelijk van de kwaliteit van de grondstof moet een bepaalde minimumzuivering worden ingezet. Hiervoor wordt het oppervlaktewater in een drietal klassen ingedeeld. Deze richtlijn is in Nederland geïmplementeerd in het Besluit Kwaliteitsdoelstellingen en Metingen Oppervlaktewateren (BKMO) en de Wet op de Waterhuishouding. Op basis van deze wetgeving bestaat de verplichting bij het maken van plannen rekening te houden met de drinkwaterfunctie van bepaalde wateren. Deze verplichting strekt zich niet uit tot het verlenen van vergunningen (Wuijts and van Rijswijk, 2007).

In 2004 zijn door de overheid Milieukwaliteitseisen (MKE) geformuleerd die voor de betreffende stoffen het MTR, dat geen wettelijke basis had, vervingen. Voor sommige stoffen, waaronder stoffen die voor drinkwater zeer relevant zijn, is de MKE aanzienlijk hoger dan het MTR was. Daarmee wordt het belang van de zuivering mogelijk groter.

Bovenstaande toont aan dat er in de wetgeving wel aandacht is voor de kwaliteit van oppervlaktewater als bron voor drinkwater, maar dat er geen sprake is van specifiek beleid om de kwaliteit van oppervlaktewater als bron te verbeteren.

6.4 Aanbevelingen

- Beleidsmatig vaststellen wat het gewenste eenvoudige zuiveringsniveau moet zijn en wanneer dat niveau bereikt moet worden.
- Specifiek beleid ontwikkelen voor oppervlaktewateren met drinkwaterfunctie. Dit zou kunnen op basis van:
 - de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater door in de vergunningen expliciet rekening te houden met de drinkwaterfunctie, ook benedenstrooms. Hiervoor dient het bestaande protocol aangepast te worden;
 - de Wet Milieubeheer waarin de provincies de bevoegdheid hebben om regels en maatregelen voor te schrijven voor bepaalde beschermingsgebieden. Deze bevoegdheid zou ook gebruik kunnen worden voor oppervlaktewater, zoals dat nu al voor grondwater wordt toegepast.
- Om te voorkomen dat de zuiveringsinspanning moet worden vergroot terwijl het oppervlaktewater wel aan de normen voldoet, zouden de normen voor drinkwater en oppervlaktewater beter op elkaar afgestemd moeten worden door de uitbreiding van de maximaal toegestane concentratie met een drinkwater spoor.

7 Klimaatverandering en aquatische toxiciteit

7.1 Inleiding

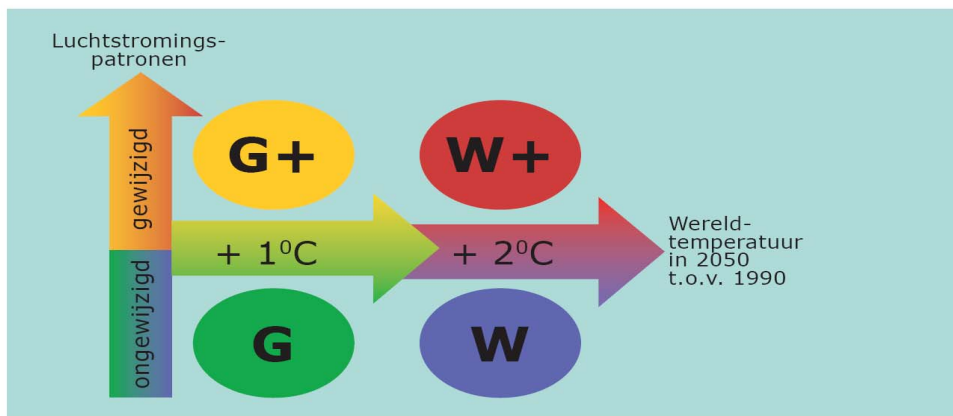
Naar verwachting zal klimaatverandering een grote invloed hebben op het waterbeheer in Nederland. De aandacht gaat daarbij vooral uit naar de invloed van het klimaat op de waterkwantiteit. Door veranderende neerslagpatronen (KNMI, 2006) zal het afvoer regime van de Rijn en Maas veranderen (de Wit et al., 2007, Middelkoop et al., 2001). WB21 en het Nationaal Bestuursakkoord Water anticiperen al op deze veranderingen. De aandacht voor mogelijke effecten van klimaatverandering op de waterkwaliteit is relatief kleiner (Loeve et al., 2006, Zwolsman and Bokhoven, 2007). De meeste studies naar de waterkwaliteit betreffen de invloed van klimaatverandering op nutriënten en ecosystemen. Mooi et al. {} geven een uitgebreid overzicht van de mogelijke effecten van klimaatverandering op zoetwaterecosystemen in de Nederlandse meren en plassen.

Het aantal studies naar de invloed van klimaatverandering op de concentratie aan toxische stoffen is beperkt. Vooralsnog is er geen overzicht van deze effecten in de wetenschappelijke literatuur. Het 'Fourth assessment report' van Working Group II van het IPCC (2007) beschrijft de mogelijke invloeden van klimaatverandering op de waterkwaliteit in de breedste zin van het woord (waterkwantiteit, nutriënten, macro-ionen, toxische stoffen, ecosysteemeffecten, door water overgebrachte ziekten in ontwikkelde landen en ontwikkelingslanden) in iets meer dan één pagina. In 'Impacts of Europe's changing climate. An indicator based assessment' (EEA, 2004) komt het onderwerp waterkwaliteit niet aan de orde. Echter, in 'Climate Change and the European Water Dimension' geeft Institute for Environment and Sustainability van het JRC (IES/JRC, 2005) een uitgebreid beeld van de invloed van klimaatverandering op de waterkwantiteit en waterkwaliteit van de Europese oppervlaktewateren. Voor Nederland, in opdracht van het Wetterskip Fryslân, heeft Future Water een literatuuronderzoek gedaan 'Klimaatverandering en waterkwaliteit' (Loeve et al., 2006). Op basis van bovengenoemde rapporten is een overzicht gemaakt van de mogelijke gevolgen van klimaatverandering op de concentraties aan toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren. De mogelijke gevolgen zijn direct danwel indirect te relateren aan de belangrijkste variabelen uit de klimaatscenario's van het KNMI (2006).

7.2 De klimaatscenario's

Het KNMI heeft op basis van de toekomstige ontwikkeling van de temperatuur in de globale klimaatsmodellen vier scenario's voor de klimaatveranderingen in Nederland opgesteld. Deze scenario's verschillen in de stijging van de temperatuur, voor de Gematigde (G) scenario's met +1 °C en de Warme (W) met +2 °C in 2050 ten opzichte van 1990. Daarnaast speelt de gemiddelde windrichting een cruciale rol in de mogelijke klimaatverandering in Nederland. In een aantal klimaatmodellen verandert namelijk de huidige overheersende westelijke stroming. In de winter zou deze sterker kunnen worden, maar in de zomer zou deze kunnen veranderen naar een overheersend oostelijke stroming waarbij de kans op warm en droog weer toeneemt. Deze wijziging in de luchtstromingspatronen is meegenomen in de W+ en G+ scenario's (Figuur 7.1).

In onderstaande paragrafen wordt de invloed van klimaatverandering beschreven aan de hand van de belangrijkste parameters, temperatuurstijging en het veranderende neerslagpatroon.



G	Gematigd	1°C temperatuurstijging op aarde in 2050 ten opzichte van 1990 geen verandering in luchtstromingspatronen in West Europa
G+	Gematigd +	1°C temperatuurstijging op aarde in 2050 ten opzichte van 1990 + winters zachter en natter door meer westenwind + zomers warmer en droger door meer oostenwind
W	Warm	2°C temperatuurstijging op aarde in 2050 ten opzichte van 1990 geen verandering in luchtstromingspatronen in West Europa
W+	Warm +	2°C temperatuurstijging op aarde in 2050 ten opzichte van 1990 + winters zachter en natter door meer westenwind + zomers warmer en droger door meer oostenwind

Legenda voor de KNMI '06 klimaatscenario's

		G	G+	W	W+
Wereldwijde temperatuurstijging		+1°C	+1°C	+2°C	+2°C
Verandering in luchtstromingspatronen		nee	ja	nee	ja
Winter ³	gemiddelde temperatuur	+0,9°C	+1,1°C	+1,8°C	+2,3°C
	koudste winterdag per jaar	+1,0°C	+1,5°C	+2,1°C	+2,9°C
	gemiddelde neerslaghoeveelheid	+4%	+7%	+7%	+14%
	aantal natte dagen (≥ 0,1 mm)	0%	+1%	0%	+2%
	10-daagse neerslagsom die eens in de 10 jaar wordt overschreden	+4%	+6%	+8%	+12%
Zomer ³	hoogste daggemiddelde windsnelheid per jaar	0%	+2%	-1%	+4%
	gemiddelde temperatuur	+0,9°C	+1,4°C	+1,7°C	+2,8°C
	warmste zomerdag per jaar	+1,0°C	+1,9°C	+2,1°C	+3,8°C
	gemiddelde neerslaghoeveelheid	+3%	-10%	+6%	-19%
	aantal natte dagen (≥ 0,1 mm)	-2%	-10%	-3%	-19%
Zeespiegel	dagsom van de neerslag die eens in de 10 jaar wordt overschreden	+13%	+5%	+27%	+10%
	potentiële verdamping	+3%	+8%	+7%	+15%
absolute stijging		15-25 cm	15-25 cm	20-35 cm	20-35 cm

¹ gegevens over de veranderingen in 2100 zijn te vinden op www.knmi.nl/klimaatscenarios

² het klimaat in het basisjaar 1990 is beschreven met gegevens van 1976 tot en met 2005

³ onder 'winter' wordt hier verstaan december, januari en februari; 'zomer' staat gelijk aan juni, juli en augustus

Figuur 7.1 Schematisch overzicht van de vier KNMI '06 Klimaatscenario's.

7.3 Gevolgen van temperatuurstijging

Afhankelijk van het scenario kan de gemiddelde temperatuur in Nederland in 2050 toenemen met 0,9 tot 2,8 °C. De warmste zomerdag zou in het W+ scenario zelfs toe kunnen nemen met 3,8 °C. In de literatuur wordt een groot aantal effecten op de concentratie van toxische stoffen in het oppervlaktewater als gevolg van een hogere lucht- en watertemperatuur (Loeve et al., 2006).

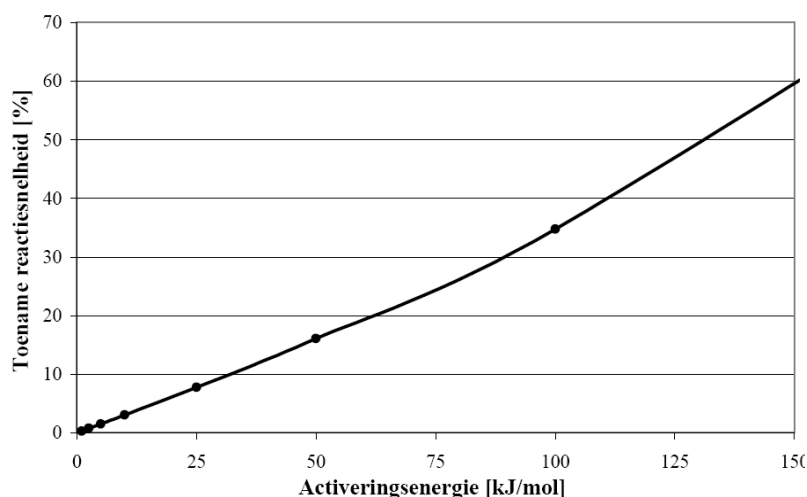
Versnelde afbraak van stoffen in oppervlaktewater

De belangrijkste afbraakprocessen in bodem en water zijn hydrolyse, fotolyse, redoxreacties, vervluchtiging en microbiële afbraak. Van deze processen is alleen photolyse niet sterk afhankelijk van de temperatuur, maar meer van de hoeveelheid UV-straling. Alle andere processen zullen bij een hogere temperatuur in het algemeen sneller verlopen (Macdonald et al., 2003, Macdonald et al., 2005). De invloed van de temperatuur op de reactiesnelheid, k , wordt beschreven door de Arrheniusvergelijking,

$$k = Ae^{-Ea/RT}$$

waarbij A een constante is, R de gasconstante, Ea , de activatie-energie en T de temperatuur.

In theorie betekent dit dat bij een hogere temperatuur de reacties sneller zullen verlopen. Figuur 7.2 toont de relatieve toename van de reactiesnelheid bij een temperatuurstijging van 2 °C afhankelijk van de activeringsenergie. Voor reacties met een lage activeringsenergie, die in het algemeen al sneller verlopen, heeft een dergelijke toename van de temperatuur slechts een klein effect. Met name de traag verlopende reacties met een hoge activeringsenergie zullen relatief sneller gaan verlopen.



Figuur 7.2. Relatieve toename van de reactiesnelheid bij een temperatuurstijging van 10 naar 12 °C.

De hydrolyse van lindaan met een activeringsenergie van circa 85 kJ/mol (Ngabe et al., 1993) verloopt zeer langzaam. Deze reactie zal bij een temperatuurstijging van 2 °C met circa 30% sneller gaan. Redoxreacties van organo-chloorverbindingen met een activeringsenergie van circa 50 kJ/mol (Tratnyek and Macalady, 2000) zullen 10 à 20% sneller verlopen. Bij microbiële afbraakprocessen

verdubbelt de afbraak bij een temperatuurstijging van 10 à 15 °C, hetgeen neerkomt op een activeringsenergie van 30 à 45 kJ/mol (Viessman and Hammer, 1985). Bij een temperatuurstijging van 2 °C zou dit neerkomen op een toename van de reactiesnelheid met 10 tot 15%. Wellicht ten overvloede, maar de toename van de temperatuur heeft geen effect op stoffen die niet afbreken, zoals de metalen. Maar, naast verandering van de temperatuur zullen ook andere milieufactoren, zoals pH, alkaliniteit en het nutriëntgehalte in het water door klimaatverandering beïnvloed worden. Deze veranderingen zullen doorwerken op de samenstelling van de microbiële populaties. Hierdoor valt het op dit moment niet te zeggen of microbiële afbraak door klimaatverandering toe of af zal nemen (Macdonald et al., 2003).

Voor de meeste pesticiden is biodegradatie het belangrijkste afbraakproces in de bodem. De halfwaardetijd voor biodegradatie van pesticiden hangt behalve van de temperatuur ook af van het vocht- en organische-stofgehalte in de bodem (Walker, 1978). Al deze factoren worden direct danwel indirect beïnvloed door klimaatverandering. Afhankelijk van de temperatuurstijging zal de halfwaardetijd voor de biodegradatie korter worden. In sommige regio's zou de biodegradatiesnelheid van pesticiden al hoger zijn door de toegenomen temperatuur (Bailey, 2004).

Toename toxische effecten van kwik

Potentieel zou door een sterkere oxidatie van organisch materiaal in de bodem meer kwik vrij kunnen komen, waardoor het eerder uitspoelt naar het oppervlaktewater en in het aquatische voedselweb wordt opgenomen (IES/JRC, 2005). Daarnaast zal bij hogere temperaturen de methylering van kwik, door microbiële metabolisme, naar methylkwik sneller verlopen (IPCC, 2007). Methylkwik is zeer toxisch (UNEP, 2002) en bioaccumuleert en concentreert in organismen in de aquatische voedselketen, vissen en zeezoogdieren (Bodaly et al., 1993, Ramlal et al., 1993).

Ook blijkt meer kwik vrij te komen in recent overstroomde gebieden, zoals die direct door zeespiegelstijging kunnen ontstaan, en omgezet te worden naar methylkwik (Environment Canada, 2004, Bodaly and Johnston, 1992, Rosenberg et al., 1997). In Nederland zullen er naar verwachting geen gebieden overstroomd door zeespiegelstijging, maar de capaciteit van het oppervlaktewatersysteem wordt wel vergroot om de verwachte toename in de hoeveelheid neerslag door klimaatverandering op te vangen (VenW et al., 2006b, WB21, 2000). Hierbij worden specifieke gebieden gereserveerd die in geval van nood extra water kunnen bergen. In hoeverre daarbij mogelijke toxische effecten van kwik zijn te verwachten is onduidelijk.

Andere gewaskeuzes in de landbouw

Een hogere luchttemperatuur kan tot andere gewaskeuzes in de landbouw leiden. Deze gewassen kunnen op hun beurt weer andere ziekten met zich meebrengen en daarmee samenhangend leiden tot het gebruik van andere gewasbeschermingsmiddelen. Vooralsnog is hier nog niet zoveel onderzoek naar gedaan (IPCC, 2007, VROM et al., 2007). Bloomfield et al. (2006) geeft een uitgebreid overzicht van de mogelijke invloed van klimaatverandering op gebruik, verspreiding en afbraak van gewasbeschermingsmiddelen. Gedurende droge periodes zouden de concentraties in het ontvangende oppervlaktewater toe kunnen nemen.

Verschuiving van de verdeling van persistente organische stoffen over de wereld

Door stijging van de temperatuur op aarde en aan de polen in het bijzonder zal de verdeling van persistente organische stoffen (POP's) over de wereld veranderen (EU, 2005). POP's zijn organische stoffen die toxisch en persistent zijn, bioaccumuleren en via de lucht over lange afstanden getransporteerd worden, waar ze na depositie negatieve effecten kunnen hebben op mens en ecosysteem (UNECE, 1998). Het gaat daarbij om gechloreerde koolwaterstoffen, zoals HCH, HCB, DDT, PCB's, aldrin, dieldrin en endrin. Deze stoffen worden nu in de poolgebieden aangetroffen waar ze in het voedselweb accumuleren.

Het proces van transport en depositie van deze stoffen over de wereld wordt omschreven als 'cold condensation' en 'global fractionation' (Wania and Mackay, 1993, Wania, 2003, Jaward et al., 2004).

Vergelijkbaar met de kringloop van water, dat verdampt en weer neerslaat als regen of sneeuw, slaan deze stoffen ook weer neer en zullen ze zich ophopen in de relatief koudere gebieden zoals de polen. Naar verwachting neemt de temperatuur door klimaatverandering op de polen het sterkst toe en zullen de ijskappen gedeeltelijk smelten. Het water dat hierbij vrijkomt, zal dan weer deelnemen aan de globale watercyclus. Daarnaast zal er relatief ook minder water als sneeuw vastgelegd worden in het ijs. Afhankelijk van de fysisch chemische eigenschappen zal het condensatie proces voor POP's op vergelijkbare wijze in meer of minder mate beïnvloedt worden. Als de ijskappen op de polen gedeeltelijk smelten zullen de POP's die daarin zijn vastgelegd ook vrijkomen. Daarnaast zullen er relatief minder POP's na depositie in het ijs vastgelegd worden (Blais et al., 2001). Uiteindelijk hebben deze processen slechts een geringe invloed op de globale massabalans van deze stoffen (Wania and Su, 2004, Meijer et al., 2003).

Ook buiten de polen zal de temperatuur toenemen, waardoor de vervluchtiging van POP's toe zal nemen. Dalla Valle et al. (2007) laten met behulp van een Mackay level IV-model voor de lagune van Venetië zien hoe de concentraties in de verschillende compartimenten verschuiven bij verschillende klimaatscenario's. In alle scenario's neemt de concentratie in lucht relatief toe.

7.4 Gevolgen van veranderingen in het neerslagpatroon

In alle scenario's van het KNMI neemt de hoeveelheid neerslag in de winter toe met 4 tot 14%. De tiendaagse neerslagsom die eens in de tien jaar wordt overschreden, stijgt in alle scenario's in de winter met 4 tot 12%.

In de zomer hangt het er sterk van af of de luchtstromingspatronen veranderen of niet. Als ze niet veranderen, stijgt de gemiddelde neerslag in de zomer afhankelijk van het scenario met 3 à 6%. Als de luchtstromingspatronen wel veranderen, dan daalt de gemiddelde neerslag in de scenario's van het KNMI in zomermaanden met 10 à 19%. De dagsom van de neerslag die eens in de tien jaar wordt overschreden, neemt in de zomer daarbij toe met 5 tot 27%. Deze veranderingen in het neerslagpatroon werken door op de gehalten aan toxische stoffen in het oppervlaktewater.

Toename van de neerslag

De gemiddelde toename van de regenval in de winter leidt tot een toename van uit- en afspoeling van stoffen uit de bodem, waaronder nutriënten en zware metalen. Voor pesticiden is de mate van uitspoeling sterk afhankelijk van het moment van toepassing.

De toename van de tiendaagse neerslagsom in de winter die eens in de tien jaar wordt overschreden leidt tot hogere rivierafvoeren, waarbij resuspensie van mogelijk vervuilde sedimenten op kan treden. Door daling van de stroomsnelheid en sedimentatie stroomafwaarts kan de vervuiling zich verder in het stroomgebied verspreiden (IES/JRC, 2005). In het bijzonder in de monding van rivieren en in havens waar zout en zout water mengen, zal een groot gedeelte van het vervuilde slib opnieuw sedimenteren (Eisma, 2006), terwijl in bovenstroomse gebieden de vervuiling relatief af kan nemen door de aanvoer van nieuw, schoon sediment (Coulthard and Macklin, 2003).

Door de sterk verhoogde dagsom van de neerslag in de zomer zullen overstorten van het rioleringsstelsel vaker optreden (VROM et al., 2007).

Afname van de neerslag

Als de luchtstromingspatronen in de zomer veranderen, zou volgens de scenario's van het KNMI de gemiddelde neerslag met 10 à 19% dalen. De afvoer van de rivieren zal hierdoor sterk afnemen.

Behalve dat er minder water direct afstroomt, zal er ook veel meer water nodig zijn voor irrigatie gedurende langere droge periodes.

Door de geringere afvoeren zal de verdunning afnemen en zullen de concentraties in het water toenemen. (VROM et al., 2007, Mimikou et al., 2000, Krysanova et al., 2005). Zwolsman en Bokhoven

(2007) laten dit zien aan de hand van meetgegevens voor de Rijn bij Lobith. Tijdens de extreem warme en droge zomers van 1976 en 2003 zijn de concentraties van chloride, natrium en sulfaat, maar ook cadmium, chroom, koper, kwik, nikkel en lood hoger. Door de reductie van het aantal puntlozingen van deze stoffen sinds de jaren zeventig is het effect in 2003 aanzienlijk kleiner dan in 1976. Daarnaast kan bij langdurige droogte de concentratie opgelost organisch koolstof (DOC) in het water sterk afnemen. Schindler (2001) beschrijft de afname van het DOC-gehalte in een boreaal stroomgebied met 50%. DOC speelt een belangrijke rol in een groot aantal biogeochemische processen die de waterkwaliteit beïnvloeden: de binding van metalen, de speciatie, nutriëntencyclus en buffering van de zuurgraad. Bij een lager DOC-gehalte neemt de biologische beschikbaarheid van zware metalen zoals zink, koper en kwik en de toxiciteit van het oppervlaktewater toe (Environment Canada, 2001).

8 Discussie en conclusies

Het rapport brengt een groot aantal verschillende aspecten rond toxische stoffen in oppervlaktewater bij elkaar. Ieder onderdeel wordt beschreven in een apart hoofdstuk. Hier worden de bevindingen uit de verschillende hoofdstukken samengebracht, bediscussieert en conclusies getrokken.

Normstelling

Ten aanzien van de normstelling van stoffen is er veel veranderd in de afgelopen jaren. De ontwikkelingen in het normenstelsel worden beschreven aan de hand van de INS-methode (Traas, 2001) en de KRW-methode (Van Vlaardingen and Verbruggen, 2007). De afleiding van de normen volgens deze methoden verschilt op een groot aantal punten. Meest opvallend echter is het aantal soorten op basis waarvan de SSD geschat kan worden. In de INS-methode kon dat op basis van vier verschillende taxonomische groepen, in de KRW-methode kan dat op basis van minimaal tien verschillende soorten. Daarnaast verschillen de normen die afgeleid worden. De MAC en de MTR zijn, tot op zekere hoogte, nog wel te vergelijken, maar binnen de KRW-methode bestaat er geen Verwaarloosbaar Risico meer. Daarnaast wordt wel een norm gesteld aan de jaargemiddelde concentratie: de AA (Annual Average). Ook bestaan er verschillen in de toetsing. Voorheen kon de totaalconcentratie gecorrigeerd worden naar een standaardoppervlaktewater met 30 mg/l zwevend stof. Met de komst van de KRW wordt er voor organische stoffen getoetst op basis van de gemeten totaalconcentratie, voor metalen na filtratie waarbij er mogelijkheden zijn voor locatiespecifieke correcties voor de biologische beschikbaarheid.

Hoe dit uiteindelijk uitpakt in de toetsing is vooralsnog onduidelijk. Voor de prioritaire stoffen ligt er een conceptvoorstel met nieuwe normen (EU, 2006b). Voor de stroomgebiedsrelevante stoffen moeten de nieuwe KRW-normen nog worden afgeleid. De concept-AA-norm ligt voor de meeste stoffen lager dan de huidige MTR, maar valt soms ook hoger uit. De waterkwaliteit zou voor deze stoffen door verhoging van de norm achteruit kunnen gaan, zeker omdat de AA getoetst wordt aan de jaargemiddelde waarde en de MTR aan de maximale waarde danwel het 90-percentiel. Het is de vraag in hoeverre deze versoepeling van de normen mogelijk is, gezien het 'stand-stillprincipe' zoals omschreven in artikel 4 van de KRW. Daarnaast houdt de KRW geen rekening met de totale toxiciteit van het mengsel aan stoffen in het oppervlaktewater.

Normoverschrijding

In hoofdstuk 3 worden gemeten concentraties in 2005 en 2006 getoetst aan de conceptnormen voor de prioritaire stoffen en het huidige MTR. Hiertoe zijn meetgegevens van zowel de rijks- als regionale wateren van alle stroomgebiedrelevante stoffen bij het RIZA/Waterdienst opgevraagd. De AA0 voor cadmium werd in deze periode op 38% van de locaties overschreden, alsook de MAC-waarde. Bij de metalen wordt de MTR met name overschreden door koper en zink. Daarnaast valt het relatief hoge aantal overschrijdingen door zilver op. Van de PAK's draagt benzo[a]anthraceen het meest bij aan het aantal overschrijdingen. Bij de bestrijdingsmiddelen leidt een groot aantal stoffen tot overschrijding van de norm. Carbazim en pirimicarb laten de meeste overschrijdingen zien. Daarnaast zijn er een groot aantal bestrijdingsmiddelen die, zodra ze boven de detectielimiet aanwezig zijn, direct tot overschrijding van de norm leiden. De norm kan lager liggen dan de detectielimiet doordat in de afleiding van de norm zogenaamde 'assessment factors' gebruikt worden. Als de norm lager is dan de detectielimiet is het werkelijke aantal overschrijdingen van de norm onduidelijk. Verbetering van de analysemethoden en verlaging van de detectielimiet kan aanleiding geven tot een toename van het aantal overschrijdingen.

Potentiële effecten op het aquatisch ecosysteem

De geconstateerde normoverschrijdingen hoeven niet direct tot negatieve effecten op het aquatisch ecosysteem te leiden, aangezien het MTR gebaseerd kan zijn op een andere blootstellingsroute. Om de negatieve effecten op het aquatisch ecosysteem te bepalen, zijn de PAF en de msPAF berekend. De PAF geeft de potentieel aangetaste fractie van het aquatisch ecosysteem per stof, de msPAF de potentieel aangetaste fractie van het aquatisch ecosysteem van alle (gemeten) stoffen in het watermonster. Bij deze berekening is rekening gehouden met de biologische beschikbaarheid. Voor de organische stoffen is gecorrigeerd voor de adsorptie aan DOC, voor de metalen voor adsorptie aan zwevend stof. Daarnaast is voor alle metalen een generieke correctie toegepast voor de biologisch beschikbare fractie op basis van de BLM's voor koper en zink. Uiteindelijk zijn zowel de PAF-Chronisch als de PAF-Acuut berekend. De PAF-Chronisch is gebaseerd op no-effectconcentraties en geeft het percentage van de soorten dat potentieel negatieve effecten zal ondervinden, de PAF-Acuut is gebaseerd op LC50-gegevens, waarbij 50% van de individuen in een experiment doodgaat.

De resultaten laten zien dat ondanks de correctie voor de biologische beschikbaarheid de PAF-Chronisch voor koper op 29% van de locaties (585 locaties) groter is dan 0,05 en voor zink op 16% van de locaties (311 locaties), waarbij 5% of meer soorten van het aquatisch ecosysteem potentieel negatieve effecten zal ondervinden. De PAF-Acuut is voor koper op zes locaties groter dan 0,05 en voor zink op elf locaties. De ruimtelijke verdeling van de PAF voor zink laat zien dat de historische belasting van de bodem nabij Budel nog steeds zichtbaar is in het stroomgebied van de Dommel. Koper toont geen expliciet ruimtelijk patroon; alleen in de noordoostelijke provincies liggen de waarden gemiddeld iets lager. Behalve koper en zink draagt ook nikkel bij aan de aquatische toxiciteit. Hoewel er in de dataset slechts voor 49 locaties meetgegevens voor nikkel beschikbaar waren, is de PAF-Chronisch op 21 locaties groter dan 0,05.

Het aantal maal dat de PAF-Chronisch in deze studie groter is dan 0,05 blijkt voor koper, nikkel en zink relatief hoger te zijn dan het aantal overschrijdingen van de HC5 in de studie van Zwolsman en De Schamphelaere (Zwolsman and de Schamphelaere, 2007). Dit komt door verschillen in de data-set en gebruikte methoden. In deze studie is gebruikgemaakt van één generieke biologische beschikbaarheidsfactor, zwevend stof en DOC-gehalte. Zwolsman en De Schamphelaere hebben de actuele risico's bepaald op basis van locatiespecifieke informatie. De biologische beschikbaarheid in deze studie is geschat op basis van de Europese Risk Assessment Reports (EU-RAR) voor koper en zink. In de bepaling van de actuele risico's volgen Zwolsman en De Schamphelaere ook de EU-RAR's, maar er zijn kleine verschillen. Zo passen ze bij zink en nikkel geen veiligheidsfactor toe om van de HC5 tot de PNEC te komen, terwijl in de EU risicobeoordeling een veiligheidsfactor van twee wordt gebruikt, wat het aantal overschrijdingen meer dan proportioneel toe zal doen nemen. Ook normaliseren Zwolsman en De Schamphelaere de NOEC-gegevens voor alle drie de stoffen, terwijl in de EU-RAR voor zink hier niet voor is gekozen omdat er nog onvoldoende bewijs was dat de BLM's ook naar andere species binnen de taxonomische groep geëxtrapoleerd kunnen worden. Daarnaast omvatte de studie van Zwolsman en De Schamphelaere regionale wateren in een zestal waterschappen. Onderhavige studie omvat daarnaast ook een groot aantal locaties in de rijkswateren, waaronder de Rijn en de Maas. De biologische beschikbaarheid in deze rivieren is in het algemeen een stuk hoger omdat het DOC-gehalte gemiddeld lager is. Hierdoor ligt de waarde voor de generieke biologische beschikbaarheid in deze studie relatief hoger. Overigens, het gebruik van locatiespecifieke informatie in dit soort analyses wordt natuurlijk aanbevolen. Het reduceert de kans op het overschatten van de toxiciteit van een stof in het oppervlaktewater, maar ook op onderschatting in kwetsbare watertypen met een laag DOC-gehalte.

De msPAF-Chronisch is op bijna duizend locaties groter dan 0,05. Deze situatie blijkt op die locaties gemiddeld meer dan de helft van de tijd voor te komen. Op deze locaties wordt de doelstelling van het Nederlandse beleid 95% van de potentieel aanwezige soorten in het ecosysteem te beschermen potentieel niet gehaald. Ook blijkt deze situatie daar regelmatig, in meer dan de helft van de mengsels, voor te komen. De msPAF-Acuut is op 182 locaties groter dan 0,01, waarbij eventueel sprake zou kunnen zijn van een verlies van soorten. Deze situatie wordt in iets minder dan de helft van de mengsels aangetroffen. Aanvullend ecologisch onderzoek naar het functioneren van het aquatisch ecosysteem in relatie tot de toxiciteit van het water op deze locaties is gewenst.

De msPAF-Chronisch is gemiddeld hoger dan de potentiële toxiciteit zoals die door middel van een pT-toets is bepaald (de Groot et al., 2007). Dit komt onder andere doordat bij de pT-toets de totale toxische druk van de niet-vluchtige organische stoffen wordt bepaald en niet van de metalen, zoals koper en zink.

De onzekerheid in de berekende msPAF is groot omdat het zwevend stof gehalte, het DOC-gehalte alsook de fractie die uiteindelijk biologisch beschikbaar is kan variëren. Om meer zicht te krijgen op de onzekerheid zijn er behalve een standaardvariant een variant met een hoge en een lage biobeschikbaarheid doorerekend. In de variant met een lage biobeschikbaarheid ligt de msPAF gemiddeld een factor 2 lager, in de variant met de hoge biobeschikbaarheid ligt de msPAF gemiddeld een factor 3 hoger.

Voorts blijkt dat de msPAF toeneemt als het aantal gemeten stoffen per mengsel hoger is. Aangezien op de meeste locaties slechts een beperkt aantal stoffen is gemeten, zal de werkelijke totale toxiciteit in het oppervlaktewater veelal hoger zijn. Behalve koper en zink, waarvoor relatief veel meer metingen beschikbaar waren, is een groot aantal stoffen potentieel verantwoordelijk voor de totale toxiciteit in het oppervlaktewater. Het gaat dan veelal om bestrijdingsmiddelen en de andere zware metalen, zoals cadmium, chroom, nikkel en zilver. Het effect van de geschatte generieke biobeschikbaarheidsfactor op de totale toxiciteit van het oppervlaktewater neemt af naarmate het aantal organische stoffen in het mengsel toeneemt. Bij watermonster waarin relatief veel organische stoffen zijn geanalyseerd, is de invloed van de biobeschikbaarheidsfactor beperkt.

Vooralsnog is het onduidelijk hoe het gebruik van locatiespecifieke kenmerken via afwenteling door zal werken op de toxiciteit benedenstrooms (Griffioen en van Weerdum, 2007). Zo is het DOC-gehalte in kleine wateren veelal hoger dan in grotere wateren. In de December Nota van 2006 (VenW et al., 2006a) is al gesteld dat correctie op biologische beschikbaarheid zeker niet mag leiden van versoepeling van het preventiebeginsel. Daarnaast geeft het Protocol Toetsen en Beoordelen (LBOW, 2008) aan dat aanvullend onderzoek noodzakelijk is alvorens tot een verdere toepassing van correctie op de biologische beschikbaarheid besloten kan worden.

Bronnen en maatregelen

De meeste van bovengenoemde stoffen zijn direct danwel indirect gerelateerd aan de landbouw. Koper en zink worden toegevoegd aan veevoer, cadmium komt als verontreiniging voor in kunstmest. Bestrijdingsmiddelen worden in de landbouw gebruikt, maar ook in het stedelijke gebied bij het beheer van groenvoorzieningen en allerlei vormen van bestrating. Koper en zink komen ook voor in bouwmaterialen, zinkanodes, dakgoten en waterleidingen. Chroom wordt gebruikt in houtverduurzamingsmiddelen. Om de doelen van de KRW te bereiken hebben de waterschappen en Rijkswaterstaat een groot aantal maatregelen voorgesteld. De meeste van deze maatregelen zijn gericht op de reductie van de nutriëntenbelasting, maar die ook de emissie van toxische stoffen reduceren. Het Voorkeursalternatief van Rijkswaterstaat richt zich vooral op de reductie van puntlozingen van koper en zink; alle lozingen die meer dan 10% bijdragen aan de totale vracht op het waterlichaam komen voor sanering in aanmerking. Vanuit de waterschappen worden maatregelen voorgesteld om het gebruik van koper in de veehouderij te reduceren. Het gaat dan om het gebruik van koperbaden voor de ontsmetting van de hoeven en het gebruik in voedingssupplementen te reduceren. In de

metaalverwerkende industrie zouden de Beste Beschikbare Technieken toegepast moeten worden. Vanuit het Uitvoeringsprogramma Diffuse bronnen worden geen landelijke eisen gesteld aan de toepassing van koper en zink in de bouw, evenmin zullen bestaande toepassingen gesaneerd worden. Ten aanzien van bestrijdingsmiddelen dienen spuitvrije zones ingesteld te worden teneinde emissie naar het oppervlaktewater te reduceren. Ten slotte kan in een aantal gevallen het aanvullend zuiveren van toxische stoffen bij RWZI's een optie zijn. De kosten van deze maatregelen kunnen slechts in zeer beperkte mate worden geschat en bedragen omstreeks 600 miljoen euro. Daarbij is het vooralsnog onduidelijk in hoeverre met deze set van maatregelen de doelen gehaald zullen worden.

Drinkwater

Naast het aquatisch ecosysteem dient vanuit de KRW ook de drinkwaterfunctie van het (oppervlakte)water beschermd te worden. Enerzijds geeft de KRW in artikel 7.3 aan dat de kwaliteit van het oppervlaktewater niet verder mag verslechteren, anderzijds wordt bij de implementatie van de KRW hier wel de ruimte voor geboden omdat een groot aantal oppervlaktewaternormen hoger ligt dan de drinkwaternormen. Hierdoor zou de concentratie van deze stoffen in het oppervlaktewater nog kunnen stijgen en zou het niveau van zuivering verder toe kunnen nemen. Om de normen voor het oppervlaktewater beter af te stemmen op de drinkwaterproductie zou de afleiding van de maximaal toegestane concentraties uitgebreid moeten worden met een drinkwaterspoor.

Klimaatverandering

Klimaatverandering zal een grote invloed hebben op de afvoer van de rivieren. Welk effect klimaatverandering op de waterkwaliteit zal hebben is veel minder duidelijk, zeker als het gaat om toxische stoffen. Door de hogere temperatuur zullen de moeilijk afbreekbare stoffen sneller afbreken. Door de toename in de piekafvoer van rivieren kan vervuild slib van de bodem loskomen, meegevoerd worden en uiteindelijk in de delta van de rivier weer afgezet worden. Anderzijds kan de concentratie aan toxische stoffen in het oppervlaktewater toenemen doordat de gemiddelde neerslag in de zomer met 10 à 20% zal dalen en de verdunning afneemt. Daarnaast kan het complexerende vermogen van het water afnemen doordat het DOC-gehalte daalt. Wellicht het meest onvoorspelbaar is de invloed van klimaatverandering op gewaskeuzes en het daarmee samenhangende gebruik van bestrijdingsmiddelen.

Referenties

- Arnold, W. R., Santore, R. C. & Cotsifas, J. S. (2005) Predicting copper toxicity in estuarine and marine waters using the Biotic Ligand Model. *Marine pollution bulletin*, 50, 1634-1640.
- Bailey, S. (2004) Climate Change and decreasing herbicide persistence. *Pest Manag Sci*, 60, 158-62.
- Bianchini, A., Grosell, M. & Gregory, S. M. (2002) Acute Silver Toxicity in Aquatic Animals Is a Function of Sodium Uptake Rate. *Environmental science and technology*, 36, p1763, 4p.
- Blais, J. M., Schindler, D. W., Muir, D. C. G., Sharp, M., Donald, D., Lafreniere, M., Braekevelt, E., Comba, M. & Backus, S. (2001) Glaciers are dominant source of persistent organochlorines to a subalpine lake in Banff National Park, Canada. *Ambio*, 30, 410-415.
- Bloomfield, J. P., Williams, R. J., Goody, D. C., Cape, J. N. & Guha, P. (2006) Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater - a UK perspective. *Sci Total Envir*, 369, 163-177.
- Bodaly, R. A. & Johnston, T., A. (1992) The mercury problem in hydro-electric reservoirs with predictions of mercury burdens in fish in the proposed Grand Baleine complex, Que'bec.
- Bodaly, R. A., Rudd, J. W. M., Fudge, R. J. P. & Kelly, C. A. (1993) Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50, 980-987.
- Brown, P. L., Wilde, K. L., Stauber, J. L., Markich, S. J. & Franklin, N. M. (2006) The Effect of pH on the Uptake and Toxicity of Copper and Zinc in a Tropical Freshwater Alga (*Chlorella* sp.). *Archives of environmental contamination and toxicology*, 51, 174-185.
- CIW (2000) Normen voor het Waterbeheer. Achtergronddocument NW4.
- Coulthard, T. J. & Macklin, M. G. (2003) Modeling long-term contamination in river systems from historical metal mining. *Geology*, 31, 451-454.
- Dalla Valle, M., Codato, E. & Marcomini, A. (2007) Climate change influence on POPs distribution and fate: A case study. *Chemosphere*, 67, 1287-1295.
- de Groot, A. C., J. W. M., van Dijk, G. G. & Mulder, C. (2007) De bepaling van toxische druk in Rijkswateren. RIVM Rapport 607013002/2007.
- de Schamphelaere, K. A. C. & Janssen, C. R. (2002) A Biotic Ligand Model Predicting Acute Copper Toxicity for *Daphnia magna*: The Effects of Calcium. *Environmental science and technology*, 36, p48, 7p.
- de Wit, M. J. M., van den Hurk, B., Warmerdam, P. M. M., Torfs, P. J. J. F., Roulin, E. & Deursen, v. (2007) Impact of climate change on low-flows in the river Meuse. *Climate change*, 82, 351-371.
- de Zwart, D. (2002) Observed regularities in SSDs for aquatic species. IN POSTHUMA, L., SUTER, G. W., II, AND TRAAS, T. P (Ed.) *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA, Lewis Publishers.
- de Zwart, D. & Posthuma, L. (2005) Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 2665-2676.
- Deleebeeck, N. M. E., De Schamphelaere, K. A. C., Heijerick, D. G., Bossuyt, B. T. A. & Janssen, C. R. (2008) The acute toxicity of nickel to *Daphnia magna*: Predictive capacity of bioavailability models in artificial and natural waters. *Ecotoxicology and environmental safety*, 70, 67-78.
- EEA (2004) Impacts of Europe's changing climate. An indicator based assessment. Report No. 2. European Environmental Agency. Copenhagen
- Eisma, M. (2006) Invloed hoogwater in de Rijn op Rotterdamse baggerspeciekwiteit. *RIKZ-RIZA symposium: Invloed van klimaatverandering op waterkwiteit*. RIKZ - Den Haag, KNCV Sectie Milieuchemie. Jaarboek.
- Environment Canada (2001) Threats to sources of Drinking Water and Aquatic Ecosystem Health in Canada. NWRI Scientific Assessment Report Series No. 1. National Water Research Institute. Burlington, Ontario
- Environment Canada (2004) Threats to Water Availability in Canada. NWRI Scientific Assessment Report Series No. 3 and ACSD Science Assessment Series No. 1. . National water Research InstituteNWRI. Burlington, Ontario

- EU (1975) Richtlijn 75/440/EEG van de Raad van 16 juni 1975 betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor productie van drinkwater in de Lidstaten.
- EU (2000) Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. *Publicatieblad van de Europese Unie*.
- EU (2005) Climate Change and the European Water Dimension. EU Report No. 21553.
- EU (2006a) European Union Risk assessment Reports on Zinc and Zinc compounds, Final draft of August 2006, Part 1 Environment: European Chemicals Bureau. No. 793/93.
- EU (2006b) Final Proposal for a directive of the European parlement and of the council on environmental quality standards in the field of water policy and amending directive 2000/60/EC. European Commission. Brussel, Belgium
- EU/JRC (2003) Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commision Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/9/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part I. EUR 20418 EN/1. European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection. Ispra, Italy
- Francois, L., Fortin, C. & Campbell, P. G. C. (2007) pH modulates transport rates of manganese and cadmium in the green alga *Chlamydomonas reinhardtii* through non-competitive interactions: Implications for an algal BLM. *Aquatic toxicology*, 84, 123-132.
- Galvez, F., Franklin, N. M., Tuttle, R. B. & Wood, C. M. (2007) Interactions of waterborne and dietary cadmium on the expression of calcium transporters in the gills of rainbow trout: Influence of dietary calcium supplementation. *Aquatic toxicology*, 84, 208-214.
- Griffioen, M. & van Weerdum, G. (2007) Commentaar op artikel 'Watertypespecifieke risicogrenzen en afwenteling' *H2O*, 40, 19.
- Hellings, B. & Lommers, G. (2007) Uitvoeringsprogramma diffuse bronnen. Concept versie 8-5-2007. LBOW.
- Hulskotte, J., Oonk, H. & van Hattum, B. (2007) Factsheet Emissies van Coatings bij Zeescheepvaart en Visserij. Versie 3. RIZA. Lelystad
- IAWR (2005) Standpuntverklaring van de Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet inzake het 'proposal for a directive of the european parliament and of the council on environmental quality standards and pollution control in the field of water policy and amending directive 2000/60/EC' (lijst van prioritaire stoffen).
- IES/JRC (2005) Climate Change and the European Water Dimension. EU Report No. 21553.
- IPCC (2007) Fourth assessment report 'Impacts, Adaptation and Vulnerability'. IPCC.
- Jaward, F. M., Meijer, S. N., Steinnes, E. & Jones, K. C. (2004) Further studies on the latitudinal and temporal trends of persistent organic pollutants in Norwegian and UK background air. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 2523-2530.
- Kiwa & EGG (2006) Knelpunten- en kansenanalyse Natura 2000 gebieden. Versie juli 2006. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Natuur. Den Haag
- KNMI (2006) Klimaat in de 21e eeuw: vier scenario's voor Nederland. KNMI. De Bilt
- Krysanova, V., Hattermann, F. & Habeck, A. (2005) Expected changes in water resources availability and water quality with respect to climate change in the Elbe River basin (Germany). *Nord Hydrol*, 36 (4-5), 321-333.
- LBOW (2006) Leidraad Monitoring. website: <http://www.helpdeskwater.nl/leidraadmonitoring/> Laatst geopend op 13 augustus 2008
- LBOW (2007) Omgaan met metalen bouwmaterialen. Afweging van nut en noodzaak tot al dan niet treffen van maatregelen. Vastgesteld in op 16 april 2007. LBOW.
- LBOW (2008) Protocol toetsen en beoordelen voor de operationele monitoring en toestand- en trendmonitoring, toetsjaar 2007. LBOW-wgMIR 200701. WERKGROEP MIR.
- Lock, K., Van Eeckhout, H., De Schamphelaere, K. A. C., Criel, P. & Janssen, C. R. (2007) Development of a biotic ligand model (BLM) predicting nickel toxicity to barley (*Hordeum vulgare*). *Chemosphere*, 66, 1346-1352.
- Loeve, R., Claassen, T. & Droogers, P. (2006) Klimaatverandering en waterkwaliteit. *H2O*, 22, 35-38.
- Macdonald, R. W., Harner, T., Fyfe, J., Loeng, H. & Weingartner, T. (2003) AMAP Assessment 2002: the influence of global change on contaminant pathways to, within, and from the Arctic. Oslo, Norway

- Macdonald, R. W., Harnerb, T. & Fyfe, J. (2005) Recent climate change in the Arctic and its impact on contaminant pathways and interpretation of temporal trend data. *Sci. Tot. Env.*, 342, 5-86.
- McGeer, J. C. & Playle, R. C. (2000) A Physiologically Based Biotic Ligand Model for Predicting the Acute Toxicity of Waterborne. *Environmental science and technology*, 34, p4199, 9p.
- Meijer, S. N., Ockenden, W. A., Sweetman, A., Breivik, K., Grimalt, J. O. & Jones, K. C. (2003) Global distribution and budget of PCBs and HCB in background surface soils: Implications for sources and environmental processes. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 667-672.
- Meyer, J. S., Boese, C. J. & Morris, J. M. (2007) Use of the biotic ligand model to predict pulse-exposure toxicity of copper to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Aquatic toxicology*, 84, 268-278.
- Meyer, J. S., Bringolf, R. B., Morris, B. A., Boese, C. J., Santore, R. C. & Allen, H. E. (2006) Influence of Dissolved Organic Matter on Acute Toxicity of Zinc to Larval Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). *Archives of environmental contamination and toxicology*, 51, 438-444.
- Middelkoop, H., Daamen, K., Gellens, D., Grabs, W., Kwadijk, J., Lang, H., Parmet, B., Schädler, B., Schulla, J. & Wilke, K. (2001) Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the Rhine basin. *Climate change*, 49, 105-128.
- Mimikou, M. A., Baltas, E., Varanou, E. & Pantazis, K. (2000) Regional impacts of climate change on water resources quantity and quality indicators. *J Hydrol*, 234, 95-109.
- Ngabe, B., Bidleman, T. F. & Falconer, R. L. (1993) Base hydrolysis of α - and γ -hexachlorocyclohexanes. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 1930-1933.
- Oonk, H., Hulskotte, J., v.d. Roovaart, J. & van Duynhoven, N. (2006) Emissieschattingen Diffuse bronnen. Emissies remvoeringen. RIZA. Lelystad
- Peijnenburg, W., Vijver, M. & de koning, A. (2007) Aanzet voor waterspecifieke risicogrenzen voor metalen in oppervlaktewater. *H2O*, 17, 35-37.
- Posthuma, L., Suter, G. W. I. & Traas, T. P. (2002) *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. , Boca Raton, FL, USA, Lewis Publishers.
- Ramlal, P. S., Kelly, C. A., Rudd, J. W. M. & Furutani, A. (1993) Sites of methyl mercury production in remote Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50, 972-979.
- RIVM (2008) Risico's van Stoffen. website: www.rivm.nl/rvs Laatst geopend op 13 augustus 2008
- Rosenberg, D., Berkes, F., Bodaly, R., Hecky, R., Kelly, C. & Rudd, J. (1997) Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environ Rev.*, 5, 27-54.
- Royal-Haskoning (2008) BestrijdingsmiddelenAtlas. website: www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl Laatst geopend op 13 augustus 2008
- Schindler, D. W. (2001) The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Can J Fisheries Aquat Sci*, 58, 18-29.
- Schwartz, M. L. & Vigneault, B. (2007) Development and validation of a chronic copper biotic ligand model for *Ceriodaphnia dubia*. *Aquatic toxicology*, 84, 247-254.
- Shoji, R. (2008) Effect of dissolved organic matter source on phytotoxicity to *Lemna aequinoctialis*. *Aquatic toxicology*, 87, 210-214.
- Slaveykova, V. I. (2007) Predicting Pb bioavailability to freshwater microalgae in the presence of fulvic acid: Algal cell density as a variable. *Chemosphere*, 69, 1438-1445.
- Traas, T. P. (2001) Guidance document on deriving Environmental Risk Limits. RIVM report 601501012. RIVM. Bilthoven, Nederland
- Tratnyek, P. G. & Macalady, D. L. (2000) Oxidation–reduction reactions in the aquatic environment. IN BOETHLING, R. S. & MACKAY, D. (Eds.) *Property estimation methods for chemicals*. New York, Lewis.
- UNECE (1998) Protocol on Persistent Organic Pollutants under the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution; United Nations Economic Commission for Europe. ECE/EB.Air/60.
- UNEP (2002) Global Mercury Assessment. United Nations Environment Programme. Geneva, Switzerland
- Van Genderen, E., Gensemer, R., Smith, C., Santore, R. & Ryan, A. (2007) Evaluation of the Biotic Ligand Model relative to other site-specific criteria derivation methods for copper in surface waters with elevated hardness. *Aquatic toxicology*, 84, 279-291.

- Van Sprang, P., Vangheluwe, M., Van Hyfte, A., Heijerick, D., Vandenbroele, M. & Verdonck, F. (2007) European Union Risk Assessment Report, Voluntary Risk Assessment: Copper, Copper(II)sulphate pentahydrate, Copper(I)oxide, Copper(II)oxide, Dicopper chloride trihydroxide. Environmental effects- Chapter 3.2 (Part 1). (draft). European Copper Institute. Brussel
- Van Vlaardingen, P. & Verbruggen, E. (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). RIVM report 601782001. RIVM. Bilthoven, The Netherlands
- VenW, LNV, VROM, IPO, VNG, UvW & RAO (2006a) DecemberNota 2006. GD-Water. Den Haag
- VenW, VROM & LNV (2006b) Planologische Kernbeslissing Ruimte voor de Rivier Deel 4. Vastgesteld besluit en Nota van Toelichting.
- Versteegh, J. F. M. & Dik, H. H. J. (2006) De kwaliteit van het drinkwater in Nederland, in 2006. . RIVM-rapport 703719022. RIVM. Bilthoven, The Netherlands
- Viessman, W. & Hammer, M. J. (1985) Biological treatment processes IN ROW, H. (Ed.) *Water supply and pollution control*. New York.
- VROM (1990) Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Directoraat Generaal voor Milieubeheer. Tweede kamer van de Staten. Sessie 1990-1991, 21990, no. 1.
- VROM (1993) Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening-deel 1: ontwerp planologische kernbeslissing. . Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer Den Haag
- VROM (1995) Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening-deel 3: Kabinetsstandpunt. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Den Haag
- VROM (2004) (Inter)nationale Normen Stoffen. w015. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment Den Haag, the Netherlands
- VROM (2006) Voortgangsrapportage Milieubeleid voor Nederlandse Prioritaire Stoffen. VROM. Den Haag
- VROM, VenW, LNV, EZ, IPO, VNG & waterschappen, U. v. (2007) Maak ruimte voor klimaat! Nationale adaptatiestrategie - concept.
- Walker, A. (1978) Simulation of the persistence of eight soil-applied herbicides. *Weed Res.*, 18, 305-313.
- Wang, Q., Li, L., Zhou, D., Luo, X. & Wang, P. (2008) Effect of Major Cations and pH on the Acute Toxicity of Cadmium to the Earthworm *Eisenia fetida*: Implications for the Biotic Ligand Model Approach. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 55, 70-77.
- Wania, F. (2003) Assessing the potential of persistent organic chemicals for longrange transport and accumulation in polar regions. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 1344-1351.
- Wania, F. & Mackay, D. (1993) Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio*, 22, 10-18.
- Wania, F. & Su, Y. (2004) Quantifying the global fractionation of polychlorinated biphenyls. 33, 161-188.
- Waterdienst (2008) Toelichting maatregelentabel Chemie (versie 22/02/2008). Waterdienst. Lelystad
- WB21 (2000) Water beleid voor de 21e eeuw. Geef water de ruimte en de aandacht die het verdient. Advies van de Commissie Water beheer 21e eeuw.
- Welsh, P. G., Lipton, J., Mebane, C. A. & Marr, J. C. A. (2008) Influence of flow-through and renewal exposures on the toxicity of copper to rainbow trout. *Ecotoxicology and environmental safety*, 69, 199-208.
- Wilkinson, K. J. & Slaveykova, V. I. (2003) Effect of pH on Pb biouptake by the freshwater alga *Chlorella kesslerii*. *Environmental chemistry letters*, 1, 185-189.
- Wuijts, S. & van Rijswijk, H. F. M. W. (2007) Drinkwateraspecten en de Kaderrichtlijn Water, bescherming van drinkwater uit oppervlaktewater. . RIVM- rapport 734301028. RIVM. Bilthoven
- Zwolsman, G. & Bokhoven, A. (2007) Impact of summer droughts on water quality of the Rhine River - a preview of climate change? *Water Science & Technology*, 56, 45-55.
- Zwolsman, G. & de Schampelaere, K. (2007) Biologische beschikbaarheid en actuele risico's van zware metalen in oppervlakte wate. 2007-12. STOWA. Utrecht
- Zwolsman, G. & Van den Berg, X. (2006) Bescherming drinkwaterfunctie oppervlaktewater door KRW en Nederlands beleid. KIWA-rapport 06.094. KIWA Water Research. Nieuwegein

Bijlage 1. Overzicht beschikbare meetgegevens & toxiciteit data ms-PAF

Stofnaam	CAS	Locaties	Metingen	% > d.l.	Log(μ -chron) ($\mu\text{g/L}$)	Log(σ - chron) ($\mu\text{g/L}$)	Toxic Mode of Action
1,1,1-trichlooroethaan	71-55-6	165	1779	2,8	4,16	0,707	Nonpolar narcosis
1,1,2-trichlooroethaan	79-00-5	165	1607	4,4	3,986	0,707	Nonpolar narcosis
1,1-dichloorethaan	75-34-3	163	1570	2,0	2,243	0,707	Nonpolar narcosis
1,1-dichlooretheen	75-35-4	99	1058	0,1	4,371	0,707	Nonpolar narcosis
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	95-94-3	17	116	0,0	2,344	0,707	Nonpolar narcosis
1,2-dichloorethaan	107-06-2	24	5346	87,7	4,403	0,707	Nonpolar narcosis
1,2-dichloorbenzeen	95-50-1	113	1224	0,9	1,21	0,707	Nonpolar narcosis
1,2-dichloorpropaan	78-87-5	126	1190	4,0	4,101	0,707	Nonpolar narcosis
o-xyleen	95-47-6	108	1177	3,3	3,131	0,707	Nonpolar narcosis
1,3-dichloorbenzeen	541-73-1	113	1227	0,2	4,166	0,707	Nonpolar narcosis
1,4-dichloorbenzeen	106-46-7	113	1225	2,4	2,98	0,707	Nonpolar narcosis
2,4,5-trichloorphenoxyacetylzuur	93-76-5	267	1571	0,1	2,265	0,765	phenoxyacid
2,4-dichloorphenoxyacetylzuur	94-75-7	293	2057	9,6	3,78	0,765	phenoxyacid
2,4-dichloorphenol	120-83-2	67	413	4,6	2,602	0,824	Uncoupler of oxidative phosphorylation
2,4-dinitrophenol	51-28-5	16	129	0,8	1,949	0,824	Uncoupler of oxidative phosphorylation
Dichloorprop	120-36-5	281	2185	0,3	2,918	0,765	phenoxyacid
2-chlooraniline	95-51-2	17	117	0,0	2,209	0,707	Nonpolar narcosis
2-chloorphenol	95-57-8	95	628	0,0	1,904	0,824	Uncoupler of oxidative phosphorylation
2-chloortolueen	95-49-8	100	1093	0,1	3,544	0,707	Nonpolar narcosis
3-chlooraniline	108-42-9	17	117	0,0	2,086	0,707	Nonpolar narcosis
3-chloorpropeen	107-05-1	26	321	0,0	2,287	0,707	Nonpolar narcosis
3-chloorphenol	108-43-0	95	628	0,0	2,867	0,824	Uncoupler of oxidative phosphorylation
4,4'- DDT	50-29-3	31	1129	0,9	0,4	1,082	Neurotoxicant: DDT-type
4-chlooraniline	106-47-8	88	621	0,0	1,988	0,707	Nonpolar narcosis
4-chloorphenol	106-48-9	94	624	0,0	3,307	0,824	Uncoupler of oxidative phosphorylation
4-n-nonylphenol	104-40-5	26	1088	0,0	0,503	0,606	Endocrine disruptive Estrogen
zilver (nf)	7440-22-4	27	669	0,0	1,45	0,816	Ag
zilver	7440-22-4	44	840	2,1	1,45	0,816	Ag
alachloor	15972-60-8	26	1138	0,5	2,52	0,891	chloroacetanilide
aldicarb	116-06-3	316	2097	0,6	1,96	1,3	oxime carbamate

Stofnaam	CAS	Locaties	Metingen	% > d.l.	Log(μ -chron) (ug/L)	Log(σ - chron) (ug/L)	Toxic Mode of Action
anthraceen	120-12-7	20	466	3,4	0,519	0,707	Nonpolar narcosis
arseen (nf)	7440-38-2	110	1996	90,8	2,9	0,979	As
arseen	7440-38-2	816	7283	82,6	2,9	0,979	As
atrazine	1912-24-9	66	4505	76,8	2,346	0,586	chlorotriazine
boor (nf)	7440-42-8	22	609	100,0	5,64	0,707	B
boor	7440-42-8	33	758	98,4	5,64	0,707	B
barium	7440-39-3	38	407	100,0	4,356	0,629	Ba
benzo[a]anthraceen	56-55-3	722	5862	17,5	-0,018	0,707	Nonpolar narcosis
benzo[a]pyreen	50-32-8	22	500	11,6	0,176	0,707	Nonpolar narcosis
benzo[b]fluorantheen	205-99-2	22	500	13,6	2,01	0,707	Nonpolar narcosis
beryl	7440-41-7	23	185	38,4	0,94	1,07	Be
benzeen	71-43-2	24	5626	86,9	3,909	0,707	Nonpolar narcosis
bentazon	25057-89-0	360	2526	51,2	4,13	0,322	unclassified2
benzo[ghi]peryleen	191-24-2	22	494	6,9	-0,525	0,707	Nonpolar narcosis
benzo[k]fluorantheen	207-08-9	22	500	5,2	-0,092	0,707	Nonpolar narcosis
azinfos-methyl	86-50-0	370	2623	0,1	0,467	1,248	organothiophosphate
demeton-S+oxydemeton-methyl	301-12-2	39	201	1,5	1,114	1,248	organothiophosphate
ethyl azinfos	2642-71-9	217	2170	0,1	0,882	1,248	organothiophosphate
ethylbenzeen	100-41-4	157	1549	2,0	3,244	0,707	Nonpolar narcosis
parathion-ethyl	56-38-2	385	3269	0,2	0,637	1,248	organothiophosphate
carbendazim	10605-21-7	407	2760	71,6	2,131	0,917	benzimidazole
carbofuran	1563-66-2	372	2457	8,7	1,82	1,32	carbamate
carbaryl	63-25-2	324	1897	1,6	1,871	0,719	carbamate
cadmium (nf)	7440-43-9	41	825	63,3	1,2	1,016	Cd
cadmium	7440-43-9	39	810	70,9	1,2	1,016	Cd
chloorfenvinfos	470-90-6	59	1882	0,1	1,217	1,248	organophosphate
g-HCH	58-89-9	47	1397	32,0	1,116	1,106	Neurotoxicant: Cyclodiene-type
chryseen	218-01-9	653	5869	20,9	0,282	0,707	Nonpolar narcosis
chlooridazon	1698-60-8	531	4605	20,5	3,298	0,373	pyridazinone
chloorpropham	101-21-3	461	3326	9,3	2,677	0,288	carbanilate
cyanazine	21725-46-2	213	1479	0,2	2,944	0,586	chlorotriazine
cobalt (nf)	7440-48-4	22	609	100,0	3,455	1	Co
cobalt	7440-48-4	55	950	78,1	3,455	1	Co
coumafos	56-72-4	122	1095	0,5	1,247	1,248	organothiophosphate

Stofnaam	CAS	Locaties	Metingen	% > d.l.	Log(μ -chron) (μ g/L)	Log(σ - chron) (μ g/L)	Toxic Mode of Action
chloorpyrifos	2921-88-2	26	1138	1,4	-0,254	1,248	organothiophosphate
chroom (nf)	7440-47-3	199	2131	30,8	2,4	0,907	Cr
chroom	7440-47-3	1561	14928	58,0	2,4	0,907	Cr
koper (nf)	7440-50-8	210	2318	92,8	1,3	0,744	Cu
koper	7440-50-8	2064	22487	84,5	1,3	0,744	Cu
diazinon (nf)	333-41-5	63	454	0,7	1,263	1,248	organothiophosphate
diazinon	333-41-5	431	3379	1,3	1,263	1,248	organothiophosphate
dichloormethaan	75-09-2	21	580	13,8	4,495	0,707	Nonpolar narcosis
bis-(2-ethylhexyl)-phtalat	117-81-7	26	1032	8,7	3,731	1,187	Diester toxicity
desmetryn	1014-69-3	250	1802	0,5	2,791	0,586	methylthiotriazine
diuron	330-54-1	66	4873	92,9	2,1	0,48	phenylurea
dimethoat	60-51-5	545	4597	8,4	2,254	1,248	organothiophosphate
disulfoton	298-04-4	190	1727	0,0	0,532	1,248	organothiophosphate
ethopropos	13194-48-4	301	3048	1,1	1,504	1,248	organothiophosphate
fluoride	7681-49-4	19	8778	99,9	4,149	0,544	F
phenanthreen	85-01-8	648	5396	53,8	1,215	0,707	Nonpolar narcosis
phenitrothion	122-14-5	163	1323	0,4	1,215	1,248	organothiophosphate
fenthion	55-38-9	219	1912	0,0	-0,158	1,248	organothiophosphate
fluorantheen	206-44-0	22	500	30,0	0,62	0,707	Nonpolar narcosis
glyphosaat	1071-83-6	362	2529	36,5	3,794	1,248	glyphosate
hexachloorbenzeen	118-74-1	31	1129	0,7	4,212	0,707	Nonpolar narcosis
hexachloorbutadien	87-68-3	31	2173	52,6	1,612	0,432	Alkylation / arylation based reactivity
heptachloor	76-44-8	299	3099	0,3	0,385	1,106	Neurotoxicant: Cyclodiene-type
heptenophos	23560-59-0	211	1960	0,5	1,148	1,248	organophosphate
kwik (nf)	7439-97-6	30	658	39,2	0,8	0,889	Hg
kwik	7439-97-6	39	802	83,8	0,8	0,889	Hg
hexachloorethaan	67-72-1	85	1039	1,1	1,514	0,707	Nonpolar narcosis
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	193-39-5	22	500	6,0	-0,725	0,707	Nonpolar narcosis
isoproturon	34123-59-6	66	3715	76,4	2,873	0,48	phenylurea
linuron	330-55-2	486	4695	11,1	1,832	0,48	phenylurea
malathion	121-75-5	477	3845	0,5	1,463	1,248	organothiophosphate
2-methyl-4-chloorfenoxiazijnzuur	94-74-6	382	2787	33,8	2,191	0,765	phenoxycid

Stofnaam	CAS	Locaties	Metingen	% > d.l.	Log(μ -chron) (ug/L)	Log(σ - chron) (ug/L)	Toxic Mode of Action
mecoprop	93-65-2	379	2407	32,9	2,67	0,765	phenoxyacid
metobromuron	3060-89-7	271	2268	0,7	3,641	0,48	phenylurea
metabenzthiazuron	18691-97-9	247	2096	2,8	1,495	1,417	urea
methomyl	16752-77-5	277	1761	2,6	2,18	0,87	oxime carbamate
metazachloor	67129-08-2	465	3498	9,8	2,804	0,891	chloroacetanilide
mevinfos	7786-34-7	379	3115	0,1	-0,342	1,248	organophosphate
molybdeen (nf)	7439-98-7	22	609	100,0	5,84	0,943	Mo
molybdeen	7439-98-7	45	829	83,7	5,84	0,943	Mo
metolachloor	51218-45-2	327	4668	47,2	2,563	0,891	chloroacetanilide
naftaleen	91-20-3	24	5096	79,5	2,272	0,707	Nonpolar narcosis
nikkel (nf)	7440-02-0	41	825	99,3	2,7	1,505	Ni
nikkel	7440-02-0	36	784	99,4	2,7	1,505	Ni
nitrilotriacetylzuur	139-13-9	5	97	40,2	4,396	0,465	NTrAceAcid
oxamyl	23135-22-0	98	623	0,8	2,73	1,01	oxime carbamate
t-octylphenol	140-66-9	26	1008	17,1	1,274	0,621	Polar narcosis
lood (nf)	7439-92-1	41	825	43,6	2,2	0,707	Pb
lood	7439-92-1	39	811	91,2	2,2	0,707	Pb
pentachloorphenol	87-86-5	32	1434	0,7	2,725	0,824	Uncoupler of oxidative phosphorylation
pirimicarb	23103-98-2	510	4049	17,8	3,048	0,476	dimethylcarbamate
propachloor	1918-16-7	395	2610	1,1	1,957	0,891	chloroacetanilide
propoxur	114-26-1	386	3444	8,0	2,09	1,32	carbamate
methyl parathion	298-00-0	400	3339	0,3	1,973	1,248	organothiophosphate
pyrazophos	13457-18-6	409	2973	0,2	1,76	1,48	organothiophosphate
pentachloorbenzeen	608-93-5	31	1047	0,2	3,876	0,707	Nonpolar narcosis
antimoon (nf)	7440-36-0	22	610	28,0	4,88	1,397	Sb
antimoon	7440-36-0	35	742	28,6	4,88	1,397	Sb
seleen	7782-49-2	19	252	59,1	2,4	0,998	Se
simazine	122-34-9	66	2245	21,1	3,223	0,586	chlorotriazine
tin (nf)	7440-31-5	22	609	21,8	3,3	1,197	Sn
tin	7440-31-5	33	674	81,5	3,3	1,197	Sn
tetrachloorethyleen	127-18-4	24	4546	94,0	3,989	0,707	Nonpolar narcosis
carbon tetrachloride	56-23-5	24	1040	5,0	4,537	0,707	Nonpolar narcosis
triazofos	24017-47-8	221	2564	0,4	1,38	1,248	organothiophosphate
tributyltin	688-73-3	3	48	12,5	1,089	0,542	Multisite inhibitor

Stofnaam	CAS	Locaties	Metingen	% > d.l.	Log(μ -chron) ($\mu\text{g/L}$)	Log(σ - chron) ($\mu\text{g/L}$)	Toxic Mode of Action
trichloorethyleen	79-01-6	24	2653	86,2	3,988	0,707	Nonpolar narcosis
trichloormethaan	67-66-3	24	3724	88,7	4,569	0,707	Nonpolar narcosis
telluur (nf)	13494-80-9	22	609	8,2			Te
telluur	13494-80-9	29	688	6,7			Te
trifluralin	1582-09-8	25	982	0,0	1,498	0,961	dinitroaniline
titaan (nf)	7440-32-6	22	609	14,0			Ti
titaan	7440-32-6	33	670	98,5			Ti
thallium (nf)	7440-28-0	22	609	93,6	2,774	1,121	Th
thallium	7440-28-0	31	691	81,0	2,774	1,121	Th
tolueen	108-88-3	165	4802	62,1	3,557	0,707	Nonpolar narcosis
uranium (nf)	7440-61-1	22	609	100,0			U
uranium	7440-61-1	31	692	99,3			U
vanadium (nf)	7440-62-2	22	609	99,7	3,81	0,435	V
vanadium	7440-62-2	45	828	85,1	3,81	0,435	V
zink (nf)	7440-66-6	210	2309	85,4	1,9	0,689	Zn
zink	7440-66-6	2071	22449	78,8	1,9	0,689	Zn
Totaal		2488	329142				

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl