Basiskwaliteitsnormen voor zware metalen: een effectgerichte evaluatie



KEES VAN LEEUWEN
Laboratorium voor Ecotoxicologie
Dienst Binnenwateren/RIZA



GERRIT NIEBEEK
Laboratorium voor Ecotoxicologie
Dienst Binnenwateren/RIZA



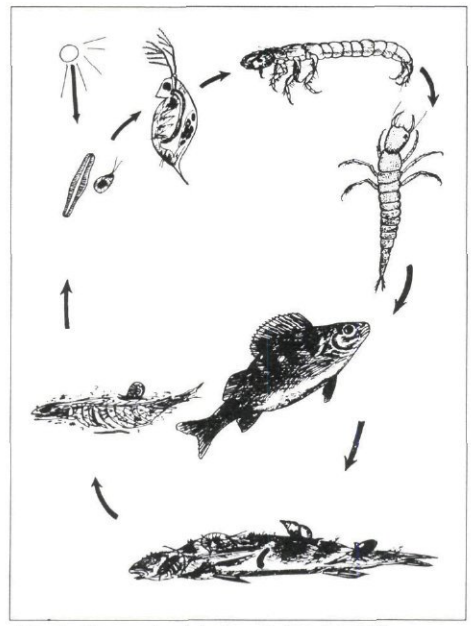
WIELY LUTTMER
Laboratorium voor Ecotoxicologie
Dienst Binnenwateren/RIZA

1. Normstelling

In een vorig artikel [1] is ingegaan op testmethoden met kreeftachtigen (*Daphnia magna*), die kunnen worden gebruikt in de risico-evaluatie van stoffen in het zoete oppervlaktewater. In deze bijdrage worden de resultaten van dit type experimenten geplaatst in het kader van de normstelling en in het bijzonder de normenserie voor de basiskwaliteit voor zware metalen, zoals beschreven in het IMP-Water [2].
Voor het bepalen van normen voor stoffen in het oppervlaktewater of ten behoeve van de evaluatie van effecten van een lozing in het oppervlaktewater wordt in het algemeen onderzoek verricht naar de toxiciteit. Hierbij blijkt de aandacht zich vooral te richten op de effecten die optreden bij langdurige belasting (chronische toxiciteit). Voor deze experimenten vormen de resultaten verkregen uit kortdurende proeven (acuut toxiciteitsonderzoek) in het algemeen het uitgangspunt. Het bovenstaande echter is niet de gehele waarheid, immers het optreden van een schadelijk effect in een organisme onder invloed van een stof is afhankelijk van de hoeveelheid van de stof die ergens in dat organisme op een kwetsbare plaats terechtkomt en de verblijftijd van die stof op die kwetsbare plek. Dit betekent dat naast effecten, ook de paden en lotgevallen van een stof moeten worden bestudeerd.
Het IMP-Water handelt onder meer over de waterkwaliteit en de verontreiniging in chemische, fysische en microbiologische zin. Met betrekking tot de waterkwaliteitsdoelstelling wordt een belangrijke rol toebedacht aan het begrip 'basiskwaliteit' c.q. 'minimum waterkwaliteit': Een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat het ter plaatse en elders
– geen overlast (met name stank) voor de omgeving veroorzaakt en er niet vervuild uitziet;
– levenskansen biedt voor aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen, zoals diverse vissoorten, deel uit kunnen maken en tevens ecologische belangen buiten het water (bijvoorbeeld vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) beschermt;
– mogelijkheden biedt voor bepaalde vormen van menselijk gebruik van het oppervlaktewater waarvoor geen specifieke waterkwaliteitsdoelstellingen gelden.
In bovenstaande omschrijving van de doelstelling wordt met oppervlaktewater bedoeld het samenhangende geheel van water, bodem en oevers en het hierbij behorende planten- en dierenleven. De normen moeten worden gezien als leidraad om de mate van verontreiniging te toetsen. Zij zijn in feite een compromis tussen wat haalbaar en gewenst is. De definitie van het begrip basiskwaliteit omvat zowel een mensgericht als een meer omvattend ecologisch aspect. Het is dan ook logisch dat het stellen van verdergaande kwaliteitseisen zich langs twee wegen kan voltrekken: één gericht op de specifieke gebruiksfuncties die het oppervlaktewater voor de mens vervult en één gericht op de bescherming van ecologische functies.
Voor een aantal mensgerichte functies is dit feitelijk al gebeurd door middel van de waterkwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater, water voor zalmachtigen en karperachtigen, zwemwater en schelpdierwater en in een minder uitgewerkte vorm voor water bestemd voor agrarisch gebruik. Aanzetten voor ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen zijn eveneens gegeven in het laatste IMP-Water [2]. De uitwerking van dit type doelstellingen in normen voor fysisch/chemische parameters moet voor een groot deel nog plaatsvinden.

2. De mensgerichte lijn

Beperken wij ons tot de drinkwaterlijn, daar waar het gaat om de mensgerichte normstelling, dan blijkt dat de maximaal toelaatbare concentraties (MTC) voor verontreinigingen grotendeels afkomstig zijn van oudere lijsten met enkele aanpassingen. Van Genderen [3] heeft hierover het volgende opgemerkt: 'Bijvoorbeeld de MTC van 50 μg/l voor chroom is al te vinden in de Drinking Water Standards van de USA van 1946, overeenkomstig de voormalige grens van aantoonbaarheid. De waterleidingnormen zijn vooral historisch bepaald, waarbij zo nu en dan, op grond van nieuwe inzichten en toxicologische informatie, correcties werden aangebracht. Het resultaat heeft het stempel van het oude en beproefde en ik zou daar niets tegen in willen brengen'. Een probleem echter wordt gesignaleerd ten aanzien van de organische microverontreinigingen waar normstelling gewenst is, maar de mogelijkheid tot terugkijken ontbreekt. Hoe integraal en ecologisch de laatste jaren ook wordt gedacht, de mensgerichte waterkwaliteitsdoelstellingen worden in tegenstelling tot de ecologische minder in twijfel getrokken. Veiligheidsfactoren om via een 'no-effect-level' te komen tot een norm in water of voedsel blijven meestal een bron van discussie, maar zij wòrden toegepast. Hierbij is de niet onlogische tendens aanwezig, dat hoe meer kennis er van een bepaalde stof bestaat hoe kleiner de veiligheidsfactor kan zijn. Voor een meer feitelijke bespreking van normstellingsprocedures, zowel voor de mensgerichte als de hieronder te bespreken ecologisch gerichte lijn wordt verwezen naar Koeman [4].



Afb. 1 - Eenvoudige kringloop in het water [11].

3. De ecologisch gerichte lijn

Naast normen gericht op de bescherming van specifieke mensgerichte gebruiksfuncties is het essentieel te kunnen beschikken over normen op ecologische grondslag, teneinde in het beheer nader inhoud te kunnen geven aan de bescherming van ecosystemen.
Dit neemt niet weg dat voor velen betrokken bij de uiteindelijke normstelling, effecten van stoffen op ecologische functies in het compartiment water niet altijd even duidelijk zijn.
Eco(toxico)logen en milieuchemici dienen derhalve de relevantie van het waargenomen effect duidelijk te maken, zodat hier met het stellen van normen en het treffen van maatregelen rekening mee wordt gehouden. Herricks and Schaeffer [5] stellen dit zeer duidelijk: 'As the measure selected moves further away from direct public health implications the social, political and economic support for regulation becomes more tenuous'.

TABEL I – *Effecten van cadmium in zacht water.*

Reproductieremming bij warmwater vis bij 8,1 μg/l [6].
Sterfte (50%) bij jonge levensstadia van zalmachtigen bij 1 μg/l [7].
Reproductieremming (50%) bij watervlooien bij 0,7 μg/l [8].

Het bovenstaande kan gestaafd worden met de normstelling voor cadmium en enige toxicologische gegevens ontleend aan de literatuur (Tabel I). In de EG-richtlijn betreffende grenswaarden en kwaliteitsdoelstellingen voor lozingen van cadmium (Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen Nr. L 291/L van september 1983) wordt als kwaliteitsdoelstelling voor oppervlaktewateren in het binnenland, een totale cadmiumconcentratie van 1 μg/l voorgesteld. Hoewel niemand zal ontkennen dat watervlooien (afb. 1) een essentiële schakel vormen in vele zoetwater ecosystemen (zie ook § 8), lijkt bij de normstelling hier onvoldoende rekening mee te zijn gehouden (Tabel I). Ook voor hard water geldt dat deze norm te hoog is [1]. Worden de effectconcentraties bij vissen beschouwd, dan lijken veiligheidsfactoren hier niet te zijn toegepast. Een ander – veel actueler voorbeeld van het niet toepassen van veiligheidsfactoren – vormt de normstelling voor choline-esterase remmers zoals disulfoton.
Dit is een van de belangrijkste stoffen die bij de calamiteit te Basel in de Rijn is geraakt. De concentratie waarbij in kortdurende proeven met deze stof bij watervlooien in ons laboratorium duidelijke verlammingen worden geïnduceerd is 2 μg/l [9], terwijl de waterkwaliteitsnorm voor choline-esterase remmers als groep (uitgedrukt als paraoxon eenheden), 1 μg/l bedraagt. De acute toxische dosis van disulfoton voor mensen ligt – uitgaande van experimenten met knaagdieren – boven de 2 mg/kg, zodat met een drinkwaterconsumptie van 2 l/dag – aannemende dat dit de enige bron van opname vormt – grofweg een veiligheidsfactor van 60.000 berekend kan worden voor volwassenen met een lichaamsgewicht van 60 kg. Dit voorbeeld en dat van cadmium illustreert de juistheid van de uitspraak van Herricks en Schaeffer. Overduidelijk is tevens, dat er momenteel nog een te grote discrepantie bestaat tussen het op ecosysteem-functioneren gerichte beleidsvoornemen en het aanvaarden van de consequenties daarvan.
Problematischer is echter dat voor meer dan 95% van alle stoffen überhaupt geen adequate ecotoxicologische informatie voorhanden is zodat de basis voor effectgerichte normstelling veelal ontbreekt.

4. Het iteratieve karakter

Normen voor stoffen in water en voedsel zijn lange tijd beschouwd als die concentraties waarbij de kans op schadelijke effecten voor de volksgezondheid gering zijn. In de jaren zestig is er een verschuiving geweest van een primair mensgericht naar een meer algemeen ecologisch gericht milieubesef. Daar werd hierboven al op gewezen. De mens werd niet meer beschouwd als staande boven, maar als onlosmakelijk onderdeel van de natuur.
Dit principe is – helaas door schade en schande – nu algemeen aanvaard. De ongelukken in het zich snel industrialiserende Japan onder andere de minamataziekte (kwik) en de itai-itai-ziekte (cadmium) en de constatering van hoge gehalten aan organochloorverbindingen zoals DDT, drins en PCB's in vele Westeuropese diersoorten, hebben hierbij een belangrijke rol gespeeld. De wet van behoud van ellende – de constatering dat in een bepaald milieucompartiment geëmitteerde stoffen vervolgens kunnen worden teruggevonden in alle milieucompartimenten inclusief ons drinkwater en onze voedingsmiddelen – heeft de 'integrale risico-evaluatie' tot een begrip gemaakt.
De inzichten in de ecologie tenslotte hebben ertoe geleid, dat effecten op verschillende organismen met inbegrip van die soorten die geen direct economisch belang vertegenwoordigen, een belangrijker plaats in deze evaluatie hebben gekregen. Doordat steeds meer ingewikkelde processen worden ontrafeld en steeds subtieler effecten en lagere concentraties konden worden gemeten, zijn voor vele stoffen de normen in de loop van de tijd strenger geworden.
Ook anno 1987 worden de nu gehanteerde basiskwaliteitsnormen voor zware metalen waarover relatief veel bekend is ter discussie gesteld. Er is gebleken dat de huidige normen ruimte geven voor het ontstaan van onderwaterbodems welke tot een zorgwekkend niveau verontreinigd zijn.
Bovendien is bij de huidige normen geen rekening gehouden met de specificatie van zware metalen [2]. Normstelling is derhalve een iteratief proces dat sterk gekoppeld is aan de inzichten in het functioneren van ecosystemen en de effecten van stoffen hierop. Normen dienen dan ook voortdurend te worden bijgesteld al naar gelang de stand van de actuele kennis. Het is goed hierbij te bedenken dat geen enkele norm (met uitzondering van een totaal produktieverbod) beschouwd mag worden als een garantie voor absolute veiligheid, daar per definitie nooit een volledig bewijs van onschadelijkheid geleverd kan worden.

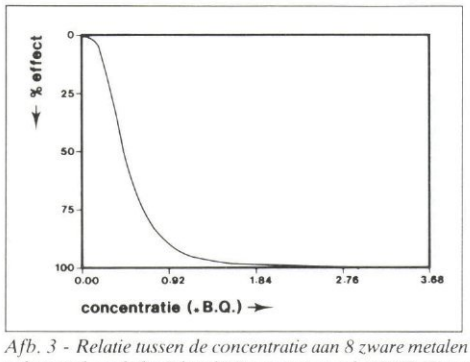
5. Basiskwaliteitsnormen voor zware metalen

In het voorgaande is al even gewezen op de discussie over de basiskwaliteitsnormen gezien de vervuiling van de onderwaterbodem. Het is opvallend dat deze pas recentelijk in brede kringen erkende problematiek al in een veel eerder stadium had kunnen worden onderkend. Hiervoor kan worden verwezen naar het werk van Biesinger en Christensen [8] uit 1972. Zij voerden onderzoek uit naar de effecten van onder andere zware metalen op de overleving en voortplanting van de watervlo in zacht oppervlaktewater. Uit dit artikel blijkt dat de basiskwaliteitsnormen veelal hoger zijn dan de concentraties waarbij effecten optreden (Tabel II). Deze te hoge waterkwaliteitsnormen hebben natuurlijk ook hun weerslag op de kwaliteit van de onderwaterbodem. Hoewel aan deze publikatie zeer veel is gerefereerd – het is een 'citation classic' – lijkt het artikel geen toepassing te hebben gevonden in kringen van 'normstellers'. Goed, het Nederlandse oppervlaktewater is vaak hard en dat is een belangrijke factor in de toxiciteit voor zware metalen zoals bijvoorbeeld cadmium, maar

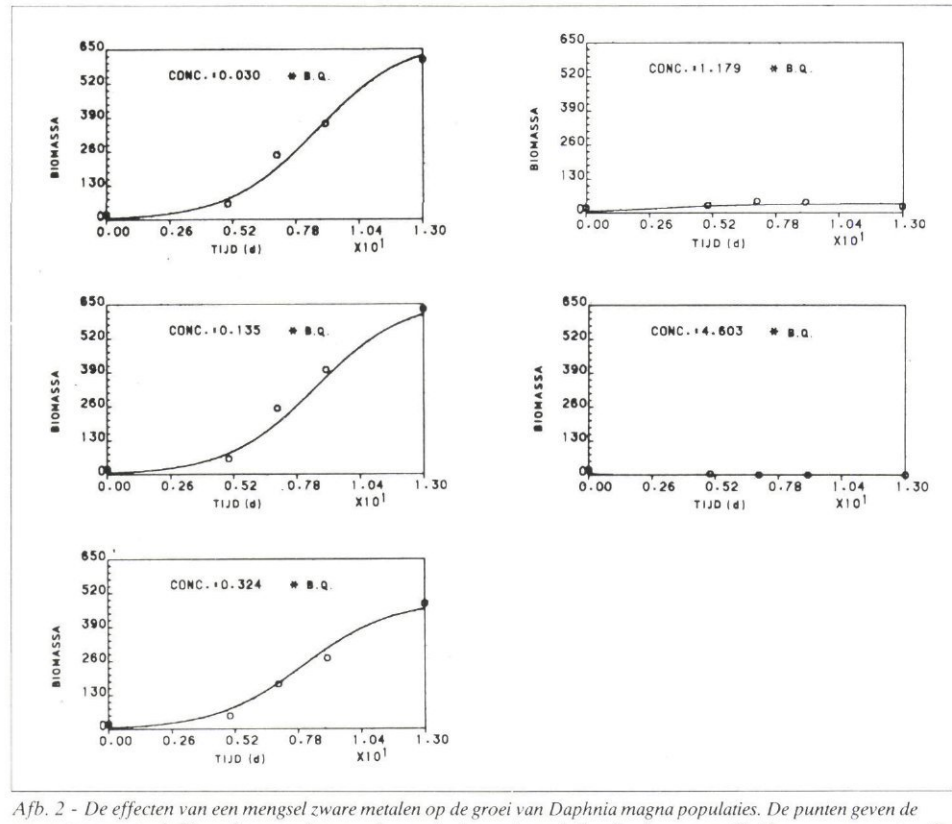
TABEL II – *Chronische metaaltoxiciteit (μg/l) voor de watervlo (Daphnia magna) volgens Biesinger en Christensen* [8]. *De toetsen zijn uitgevoerd in Lake Superior water met een hardheid van 45 mg/l (als $CaCO_3$) gedurende 3 weken.*

Metaal	LC_{50}	Reproductieremming 50%	Reproductieremming 16%	BQ-norm
Na	$1{,}48 \times 10^6$	$1{,}02 \times 10^6$	$0{,}68 \times 10^6$	–
Ca	$3{,}3 \times 10^5$	$2{,}2 \times 10^5$	$1{,}16 \times 10^5$	–
Mg	$1{,}9 \times 10^5$	$1{,}25 \times 10^5$	$0{,}82 \times 10^5$	–
K	$9{,}7 \times 10^4$	$6{,}8 \times 10^4$	$5{,}3 \times 10^4$	–
Sr	$8{,}6 \times 10^4$	$6{,}0 \times 10^4$	$4{,}2 \times 10^4$	–
Br	$1{,}35 \times 10^4$	$0{,}89 \times 10^4$	$0{,}58 \times 10^4$	–
Fe	5.900	5.200	4.380	–
Mn	5.700	5.200	4.100	–
As	2.850	1.400	520	50
Sn	$4{,}2 \times 10^4$	1.500	350	–
Cr	2.000	600	330	50
Al	1.400	680	320	–
Zn	158	102	70	200
Au	1.050	180	60	–
Ni	130	95	30	50
Pb	300	100	30	50
Cu	44	35	22	50
Pt	520	82	14	–
Co	21	12	10	–
Hg	13	6,7	3,4	0,5
Cd	5	0,7	0,17	2,5

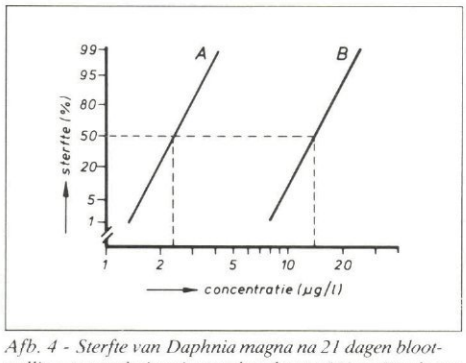
dat geldt zeker niet voor alle zware metalen. Interessant ook blijft de vraag waarom er geen rekening is gehouden met dit soort gegevens. Is de toxicoloog er niet in geslaagd het belang van deze effecten voor de normstellers *s.l.* duidelijk te maken, zoals hierboven ook al werd gesuggereerd? Is er bij de gebruikers een groot hiaat in ecologische basiskennis of heeft de watervlo gewoon zijn naam tegen? In ieder geval dringt zich de vergelijking met de persistente organochloorverbindingen op: als destijds een groter belang zou zijn gehecht aan de resultaten van simpele toxiciteitstoetsen met vissen, zou



Afb. 3 - Relatie tussen de concentratie aan 8 zware metalen gebaseerd op de basiskwaliteitsnormen van het IMP-Water en de maximale dichtheid van Daphnia magna populaties.



Afb. 2 - De effecten van een mengsel zware metalen op de groei van Daphnia magna populaties. De punten geven de waargenomen en de lijnen de verwachte waarden, op basis van de modelberekeningen, aan. De biomassa representeert het gemiddeld aantal daphnia's per compartiment van 3 liter (n = 4). De verdunningsreeks is gebaseerd op de normen ontleend aan het IMP-Water (1985-1989).



Afb. 4 - Sterfte van Daphnia magna na 21 dagen blootstelling aan cadmium in standaardwater (A) en IJsselmeerwater (B). De toxiciteit van cadmium en IJsselmeerwater wordt waarschijnlijk gereduceerd door complexatie en adsorptie.

onze avifauna veel ellende bespaard zijn gebleven.

Het tweede toxicologisch voorbeeld ter illustratie van de te hoge basiskwaliteitsnormen vormt ons eigen onderzoek met watervlooien, dat deels met afzonderlijke stoffen [1] en deels met combinaties van stoffen is uitgevoerd. Voor dit laatste werd een concentratiereeks gemaakt van een combinatie van zware metalen geënt op de basiskwaliteitsnormen van 8 zware metalen. Deze concentraties werden toegevoegd aan IJsselmeerwater en getoetst zoals beschreven in [1]. De resultaten van de combinatie toxicologische experimenten worden getoond in tabel III en in afb. 2 en 3 en zijn gebaseerd op de actuele totaalgehalten. De nominale en actuele concentraties per metaal in de experimenten met populaties staan weergegeven in tabel IV. Uit tabel III blijkt dat de overleving, de populatie groei (r_m) en de individuele groei van watervlooien significant geremd worden bij metaalconcentraties van 0,89xBQ. De LC_{50}-21 dagen met zijn 95% betrouwbaarheidsinterval bedraagt 0,62 (0,52-0,73)xBQ.

Uit het experiment met populaties (afb. 2 en 3) blijkt dat de opbrengst (de maximale dichtheid) na 13 dagen met 50% wordt gereduceerd bij metaalconcentraties van 0,44xBQ. Een reductie van 10% treedt op bij concentraties van 0,21xBQ, dat wil zeggen bij concentraties van gemiddeld 1/5 van de basiskwaliteitsnormen. IJsselmeerwater dat dus door toevoegingen precies zou voldoen aan de normen voor de basiskwaliteit voor de zware metalen blijkt zeer giftig voor watervlooien. Natuurlijk zijn er vragen te stellen over het gehalte aan zwevende stof gedurende het experiment, of over de aanwezigheid van humuszuren en dergelijke. Het grof gefiltreerde (50 μm) en UV-gesteriliseerde IJsselmeerwater is echter geenszins te vergelijken met standaardwater dat bereid wordt uit gedemineraliseerd water en enkele zouten (afb. 4). Te verwachten valt

TABEL III – *De resultaten van de experimenten met cohorten van Daphnia magna in experimenteel gecontamineerd IJsselmeerwater. Het water is gecontamineerd met een mengsel van zware metalen in een verdunningsreeks gebaseerd op de BQ-normen ontleend aan het IMP-Water [2].*

Concentratie x BQ	Overleving (%) na 21 d.	Gem. $r_m \pm$ S.E. (dag^{-1})	Gem. lengte ± S.E. (mm)
0,03	100	0,312 ± 0,010	3,82 ± 0,08
0,11	96	0,321 ± 0,005	3,81 ± 0,09
0,31	100	0,323 ± 0,006	3,83 ± 0,09
0,89[a]	6		

[a] laagste concentratie die significant verschilt ($\alpha < 0{,}01$) van de 'blanco' (0,03xBQ).

TABEL IV – *Totaalgehalten van zware metalen in de experimenten met Daphnia magna populaties (µg/l).*

Metaal	nominaal 0,1xBQ	actueel 0,13xBQ	nominaal 0,32xBQ	actueel 0,32xBQ	nominaal 1,0xBQ	actueel 1,18xBQ	nominaal 3,2xBQ	actueel 4,6xBQ
Ni	5	7,8	16	16,7	50	50	160	174
As	5	5,9	16	15,5	50	58	160	251
Cd	0,25	0,20	0,8	0,52	2,5	1,70	8	8,5
Hg	0,05	0,06	0,16	0,15	0,5	0,54	1,6	2,9
Zn	20	31	64	78	200	275	640	1.445
Cu	5	8,0	16	19,5	50	80	160	330
Cr	5	7,4	16	17,7	50	80	160	419
Pb	5	7,0	16	15,3	50	47	160	260

TABEL VI – *Totaalgehalten van zware metalen in de zoete Nederlandse wateren gemiddeld over de maanden januari t/m juni 1986.*

Nr.	Locatie	Metaalconcentratie (µg/l) Ni	As	Cd	Hg	Zn	Cu	Cr	Pb	$\sum \frac{(M)^a}{(BQ)}$	$\sum \frac{(M)^a}{LC_{50}}$	Effect[a] (%)
1	Buitenhaven 4 IJmuiden	8,2	7,6	0,28	0,12	92	7,0	4,5	9,2	0,19	0,91	7,3
2	Noordzeekanaal (KM10)	8,0	2,3	0,20	0,13	20	7,0	2,0	2,8	0,11	0,41	1,4
3	Amsterdam Rijnk. (KM5)	8,8	3,3	0,23	0,10	27	10,0	2,8	3,5	0,13	0,53	2,3
4	Markermeer (IJ111)	6,2	6,0	0,11	0,08	37	9,0	20,0	6,2	0,17	0,55	5,2
5	IJsselmeer (IJ23)	4,4	1,9	0,13	0,06	42	5,3	7,4	4,0	0,11	0,47	1,4
6	IJsselmeer (Flevoland 1)	1,2	0,8	0,02	0,02	1	2,6	1,3	0,1	0,02	0,08	0,006
7	Ketelmeer (IJ12)	3,2	1,3	0,15	0,04	22	3,9	3,4	2,3	0,07	0,30	0,33
8	IJssel (Kampen)	4,3	1,7	0,12	0,05	65	4,4	5,7	3,3	0,11	0,59	1,4
9	Veluwemeer (V8)	1,6	0,8	0,03	0,03	2	2,8	2,4	0,7	0,03	0,10	0,02
10	Haringvliet (H12)	2,7	1,4	0,07	0,03	19	5,3	3,0	2,5	0,06	0,29	0,2
11	Nieuwe Waterweg (NW37)	5,2	1,6	0,28	0,05	39	7,7	7,2	4,1	0,12	0,54	1,8
12	Oude Maas (OM42)	4,8	1,5	0,25	0,06	43	17,0	4,9	3,0	0,13	0,76	2,3
13	Maas (Lith)	4,5	2,1	0,47	0,06	65	9,0	10,3	7,9	0,16	0,78	4,3
14	Rijn (Lobith)	4,4	2,4	0,11	0,06	53	5,5	8,8	3,6	0,12	0,54	1,8
15	Kanaal van Gent naar Terneuzen (Sas van Gent)	10,9	4,2	0,32	0,03	98	4,8	9,6	7,1	0,18	0,91	6,2
16	Schelde-Rijn verbinding (SR24)	9,5	5,7	0,24	0,04	18	3,8	4,2	3,3	0,10	0,34	1,0
17	Maas (Stevensweert)	5,1	6,8	1,19	0,26	180	19,6	6,2	33,9	0,38	1,99	41,5
18	Maas (Eijsden)	14,8	4,6	0,82	0,14	114	16,1	19,0	26,8	0,35	1,48	35,4

[a] berekeningsmethode zie tekst.

dat bij toevoeging van een aantal organische microverontreinigingen tot aan het normniveau het 'totale IMP-genormeerde water' nog toxischer is (zie §6).
De resultaten van dit onderzoek zijn ook bevestigd in onderzoek dat werd uitgevoerd bij het RIVM. Uit het aldaar uitgevoerde onderzoek bleek tevens dat water dat voldoet aan de basiskwaliteitsnormen toxisch was voor vissebroed [Canton, persoonlijke mededeling]. Basiskwaliteitsnormen bieden derhalve onvoldoende bescherming voor de optimale ontwikkeling van aquatische ecosystemen. Derhalve dient een discussie te worden geopend over de getalswaarden van deze normen. Tegelijkertijd echter dient met voortvarendheid dit type onderzoek te worden voortgezet.

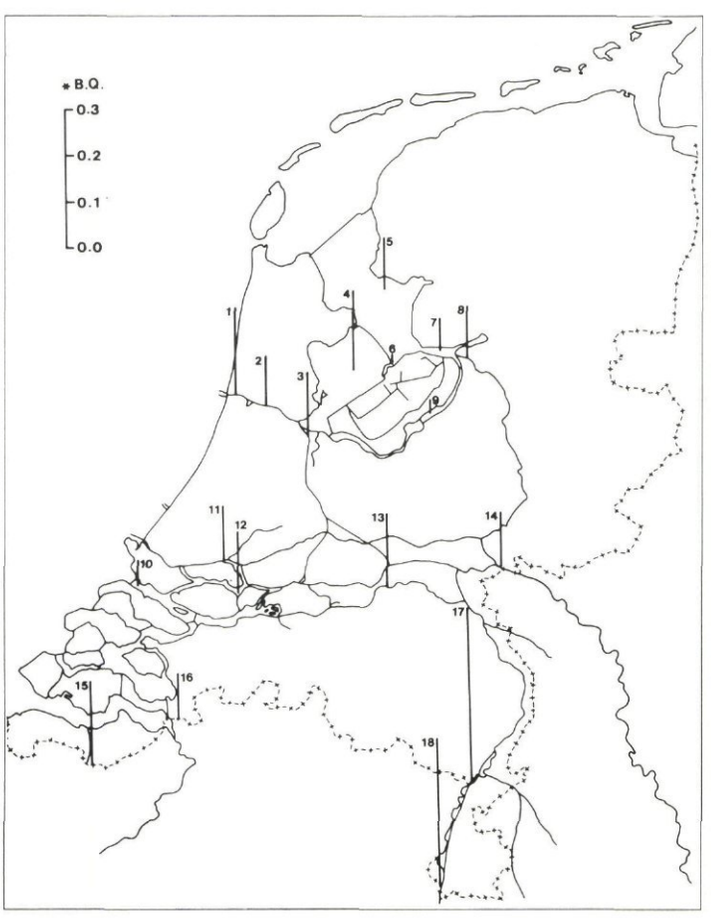
TABEL V – *Verificatie van de concentratie-additiviteit van zware metalen.*

Metaal	Basiskwaliteitnorm (µg/l)	Basiskwaliteitnorm x 0,62 (µg/l)[a]	Toxiciteit uitgedrukt in toxic units[b]
Ni	50	31	0,24
As	50	31	0,01
Cd	2,5	1,55	0,31
Hg	0,5	0,31	0,02
Cu	50	31	0,70
Cr	50	31	0,02
Pb	50	31	0,10
Zn	200	124	0,78

[a] Concentratie van zware metalen die in combinatie getoetst 50% sterfte veroorzaken bij *D. magna* (vergelijk tabel III).
[b] Quotiënt van de concentraties genoemd onder a en de LC_{50} waarden van [8]. De som van deze fracties bedraagt 2,18.

6. **Effecten zijn optelbaar**

Een van de grote problemen bij het opstellen van normen voor stoffen is het feit dat er geen of in onvoldoende mate, rekening wordt gehouden met andere stoffen. In de meeste toxicologische experimenten wordt maar één stof getoetst en op basis van deze experimenten kan een norm worden vastgesteld. In de praktijk echter heeft men te maken met combinaties van zeer veel stoffen en de vraag rijst of stoffen die allemaal afzonderlijk aan de gestelde normen voldoen in combinatie geen problemen zouden kunnen vormen.



Afb. 5 - Totaalgehalten van 8 verschillende zware metalen uitgedrukt als fractie van de IMP-Water basiskwaliteitsnormen. De berekeningsmethode wordt gegeven in de tekst. De locaties staan vermeld in tabel VI.

Het antwoord op deze vraag is voor organische microverontreinigingen gegeven door Hermens [12]. Vastgesteld werd dat groepen van bijvoorbeeld 50 verschillende stoffen, die getoetst werden in concentraties van 1/50 van hun LC_{50}-waarde ook ca. 50% sterfte veroorzaakten bij vissen en watervlooien. Dit betekent dat de effecten van stoffen waarvan de concentraties worden uitgedrukt in fracties van hun LC_{50}-waarde (zogenaamde toxic units) optelbaar zijn. Dit wordt dan ook wel concentratie-additie genoemd.
De vraag of concentratie-additie ook opgaat voor zware metalen kan bevestigend worden beantwoord. Voor de geïnteresseerden volgt hier de afleiding. In tabel V zijn voor de zware metalen de IMP-basiskwaliteitsnormen weergegeven in de 2e kolom. In de 3e kolom staan de overeenkomstige concentraties van de metalen die in combinatie getoetst 50% sterfte veroorzaakten bij watervlooien (0,62xBQ; vergelijk tabel III). In de 4e kolom staan toxic units: getallen die worden verkregen als de concentratie uit kolom 3 worden gedeeld door de betreffende LC_{50}-waarden voor de metalen welke zijn ontleend aan Biesinger en Christensen (tabel II).
De som van deze fracties bedraagt 2,18. Dit betekent dat er meer dan 50% sterfte wordt verwacht bij volledige additiviteit, terwijl er precies 50% sterfte is opgetreden.

Dit verschil van een factor 2 (de som van de fracties is 2 in plaats van 1), ligt echter binnen de marges der reproduceerbaarheid van dit soort toetsen. Bovendien is IJsselmeerwater harder dan Lake Superior water. Als verder wordt aangenomen dat dit IJsselmeerwater op deze plaats relatief weinig gecontamineerd is met andere stoffen, is de veronderstelling dat metaalconcentraties qua effecten optelbaar zijn, zeer aannemelijk. Deze conclusie is zeer recentelijk gestaafd met Amerikaans onderzoek [10].

7. **De comtaminatie van Nederlandse oppervlaktewateren met zware metalen**

De combinatie-toxicologische benadering voor de verontreiniging van enkele Nederlandse oppervlaktewaterlocaties met zware metalen is uitgewerkt in tabel VI en afb. 5. In tabel VI worden voor verschillende locaties de meetresultaten gegeven van de analyses van zware metalen. In de twee na laatste kolom staat per locatie de som van de quotiënten van de actuele metaalconcentraties en de LC_{50}-waarden volgens Biesinger en Christensen [8] weergegeven. In de een na laatste kolom is het gemiddelde weergegeven van de quotiënten van de actuele metaalconcentraties en de IMP-basiskwaliteitsnorm per individueel metaal. Hoewel basiskwaliteitsnormen maximale normen zijn, is voor het verschaffen van een beeld van de vervuiling met zware metalen uitgegaan van gemiddelde gehalten in plaats van maxima voor een bepaalde periode. Een grafische presentatie van deze gegevens wordt gegeven in afb. 5. In de laatste kolom van tabel VI staat aangegeven met welk percentage de maximale dichtheid van watervlooienpopulaties op deze locatie zou worden gereduceerd. Hiervoor is gebruik gemaakt van de gegevens van het populatie-toxiciteitsexperiment met *D. magna* (afb. 2 en 3) en de volgende formule ontleend aan [11]:

$$E = 100 \text{ x } \left\{1 - [1/(1+\exp Y_g(\ln Cj - Y_e)]\right\}.$$

Hierin is E het percentage waarmee de maximale dichtheid Y (yield) wordt gereduceerd. Y_g is de yield gradient, c_j is de concentratie uitgedrukt in fracties van de IMP-basiskwaliteitsnormen en Y_e de ln EC_{50} voor de yield. De waarden voor Y_g en Y_e zijn respectievelijk 3,18 en –0,86. Opgemerkt dient te worden dat bij deze benadering de actuele concentraties worden gerelateerd aan de normen voor de basiskwaliteit en dat de verhoudingen van de concentratie van de 8 zware metalen op de verschillende locaties waarschijnlijk niet overeenstemmen met de onderlinge verhoudingen van hun basiskwaliteitsnormen. Uit tabel VI blijkt echter dat zware metalen in de onderzochte periode aanzienlijke reducties in de maximale populatiedichtheden van zoöplanktonsoorten in de Maas kunnen veroorzaken. Hierbij zijn slechts 8 zware metalen beschouwd. Hoewel er ook perioden aan te wijzen zijn dat de concentraties van zware metalen een factor 2 à 3 lager zijn, moet in de Maas toch rekening worden gehouden met korte perioden met gehalten die schadelijke effecten kunnen veroorzaken. Op andere locaties zijn deze voorspelde effecten gering. Voor een onderbouwing van deze voorlopige conclusies dient nader onderzoek te worden verricht. Gedacht kan worden aan onder andere populatiegroei-experimenten in water verzameld op diverse locaties.

8. **Microverontreinigingen en algenbloei**

Een van de grote problemen bij de eutrofiëring van oppervlaktewater is het optreden van algenbloei. Watervlooien kunnen een belangrijke rol spelen bij de bestrijding van de algenbloei. Zij filtreren relatief grote volumina water en comsumeren hieruit selectief algen. Burns [14] heeft voor water met een temperatuur van 20 °C, de volgende relatie beschreven: $F = 0{,}208\ L_b^{2.80}$ waarin F de filtreersnelheid is (ml/dier/uur) en L_b de lichaamslengte in mm. Dit betekent dat, aannemende dat watervlooien continu filtreren, een individu van ca. 3 mm in een etmaal ca. 0,1 l water filtreert. Watervlooien zijn ook het centrale thema in het actief biologische beheer [15], ook wel biomanipulatie genoemd. Hieronder wordt verstaan het bewust ingrijpen in de biologische relaties met als doel de levensgemeenschappen in water zo te veranderen dat de gevolgen van eutrofiëring (overmatige algengroei) worden bestreden. Praktische mogelijkheden worden daarbij vooral gezien in het visstandsbeheer [16[. Het gaat hier met name om de reductie van witvis populaties door bijvoorbeeld de introductie van roofvis. De introductie van roofvis echter heeft in feite slechts tot doel goede condities te scheppen voor planktonische filterfeeders daar de op zoöplankton prederende witvis-populaties dan kunnen worden gedecimeerd (zie ook afb. 1). Actief biologisch beheer dient dan ook niet te worden beschouwd als een alternatief in de bestrijding van de eutrofiëring maar als een belangrijk instrument om de symptomen van de eutrofiëring, zoals algenbloei, te bestrijden. Ook hier geldt natuurlijk dat het terugdringen van de fosfaatbelasting per se – bestrijding aan de bron – de oplossing is. Het bovenstaande is aangehaald om nog eens de rol van het herbivore zoöplankton te benadrukken. Een voor de hand liggende vraag die hieruit naar voren komt is òf algenbloei in sommige oppervlaktewateren ook niet voor een belangrijk deel wordt veroorzaakt door de vervuiling met bijvoorbeeld zware metalen, immers dáárvoor en voor organische microverontreinigingen (bijvoorbeeld choline-esteraseremmers) zijn *D. magna* en andere Cladocera soorten zeer gevoelig. Zware metalen verlagen de maximale dichtheid van *Daphnia*-populaties en reduceren op deze wijze de graasdruk op de algenpopulaties.
Uit afb. 5 en tabel VI valt af te leiden dat op sommige locaties deze door zware metalen geïnduceerde reductie in graasdruk wel eens van belang zou kunnen zijn. Uit een analyse van waterkwaliteitsgegevens en eutrofiëringsparameters kwam echter geen duidelijke relatie naar voren. Dat is ook niet zo verwonderlijk omdat een moeilijk te ontrafelen complex aan factoren hierbij een rol speelt. Experimenteel onderzoek in het laboratorium met watermonsters van verschillende locaties en veldonderzoek naar het voorkomen van herbivore zoöplankton soorten in diverse Nederlandse oppervlaktewateren lijken een logische volgende stap. Ook zou een dergelijke evaluatie zich dan moeten baseren op meer dan een combinatie van enkele zware metalen alleen.

9. **Conclusies**

Uit het bovenstaande onderzoek blijkt dat water voor 8 zware metalen precies zou voldoen aan de basiskwaliteitsnormen zoals verwoord in het IMP-Water, toxisch is voor watervlooien en derhalve onvoldoende levenskansen biedt voor de optimale ontwikkeling van aquatische levensgemeenschappen. Meer in het algemeen tonen de resultaten van dit onderzoek aan dat normstelling gericht op enkele individuele componenten geen basiskwaliteit in engere zin waarborgt. Meer aandacht voor eco(toxico)logisch onderbouwde normstelling, waarbij ook rekening wordt gehouden met additiviteit en/of veiligheidsfactoren (zoals in de mensgerichte normstelling) met inbegrip van het daarvoor noodzakelijke onderzoek, is dan ook op zijn plaats. Gesuggereerd wordt dat de contaminatie met microverontreinigingen wel eens een belangrijker factor zou kunnen spelen bij het ontstaan van algenbloei in sommige Nederlandse oppervlaktewateren dan tot nu toe werd aangenomen.

Literatuur

1. Leeuwen, C. J. van, Niebeek, G. en Luttmer, W. J. (1987). *Effecten van microverontreinigingen op de populatie-dynamica van Daphnia-magna.* H_2O (20) 1987, nr. 8, blz. 170-174.
2. *Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989.* Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
3. Genderen, H. van (1983). *Enkele toxicologische aspecten van de EG-drinkwaterrichtlijnen.* H_2O (16), 497-508.
4. Koeman, J. H. (1983). *Algemene inleiding in de toxicologie.* Pudoc, Wageningen.
5. Herricks, E. E. and Schaeffer, D. J. (1984). *Compliance biomonitoring-standard development and regulation enforcement using biomonitoring data.* In: Freshwater biological monitoring, Pascoe, D. and Edwards, R. W., eds. Pergamon Press, Oxford.

• *Slot op pagina 206.*

Soortgelijke vergelijkingen kunnen opgesteld worden voor q_2, q_3, q_4.
Hierin is:

q	= specifiek debiet	(m/dag)
Q	= externe onttrekking of aanvulling	(m^3/dag)
A	= oppervlak	(m^2)
ϕ	= potentiaal	(m)
k	= hydraulische geleidbaarheid	(m/dag)

Voor cartesische problemen geldt voor de oppervlakken A_i:
$A_1 = A_2 = \Delta z * 1$
$A_3 = A_4 = \Delta r * 1$

Merk op dat voor de breedte voor het gemak 1 (m) is gehanteerd. Voor cilindersymmetrische problemen worden A_i aangepast volgens:
$A_2 = f_2 * \Delta z$
$A_3 = f_1 * \Delta r$

De blokgrootte speelt niet alleen een rol in de nauwkeurigheid van de berekeningen, maar eveneens in de correctiefactor f_2. De door de auteurs gehanteerde correctiefactor toont deze afhankelijkheid niet.
Ondanks de kanttekeningen die door ondergetekenden gemaakt zijn willen we nogmaals benadrukken dat gebruik van spreadsheetprogramma's als instrument bij grondwaterkwantiteitsproblemen van harte onderschreven wordt. Voor situaties waarbij met name heterogeniteit en anisotropie van de bodem een rol spelen bij het stromingsgedrag biedt een 'klassiek' grondwaterstromingsprogramma echter meer voordelen.

drs. C. C. D. F. van Ree.
dr. ir. G. A. M. van Meurs.

Naschrift auteurs

De redactie van H_2O gaf ons de gelegenheid in een naschrift te reageren op een ingezonden stuk van Van Ree en Van Meurs. Van deze gelegenheid maken wij gaarne gebruik.
In ons naschrift betrekken wij tevens het artikel van Olsthoorn in H_2O (20) 1987, nr. 6.
In ons artikel hebben wij twee voorbeelden van gebruik van spreadsheets voor het berekenen van grondwaterstroming gepresenteerd. Daarbij gaat het om gevallen van bodemverontreiniging. Het eerste voorbeeld, het Griftpark, is een interne studie als vervolg op door diverse instanties uitgevoerd modelonderzoek met klassieke hulpmiddelen.
Voor een goede beoordeling van de resultaten van het spreadsheet model, zijn wij uitgegaan van de schematisatie zoals die in eerdere studies is toegepast. De hoeveelheid te onttrekken grondwater in het Griftpark is echter sterk afhankelijk van de plaats van de modelrand. Dit was reden om de randvoorwaarden aan de modelrand anders te formuleren en neerslag in het model op te nemen. De wijze waarop de neerslag is ingebracht is vanuit het beginsel van superpositie inderdaad niet geheel correct. Het is een benaderende oplossing voor deze specifieke stromingssituatie.
Olsthoorn geeft in zijn artikel aan dat voor het Griftpark ook een spreadsheetberekening met radiaal symmetrische stroming tot de mogelijkheden behoort. Wij sluiten ons daar volledig bij aan. Deze mogelijkheid is door ons voor het Griftpark niet nader onderzocht. Voor het Engelse werk hebben wij gebruik gemaakt van radiaal symmetrische stroming overeenkomstig de formules zoals die door Olsthoorn in zijn artikel worden gepresenteerd. Uit ons artikel zou wellicht de indruk kunnen worden verkregen dat de neerslagfactor f in het model is ingebracht zoals aangegeven voor het Griftpark. Op dit punt zijn wij onvoldoende duidelijk geweest; de neerslag is ingebracht op de wijze zoals aangegeven in de beide reacties. De reacties vormen als zodanig een welkome aanvulling op ons artikel.
In ons artikel hebben wij willen aangeven welke mogelijkheden spreadsheets in de praktijk bieden bij grondwaterberekeningen. Wij verheugen ons in het feit dat, getuige de reacties, ook anderen enthousiast bezig zijn om de gebruiksmogelijkheden van spreadsheets nader te onderzoeken. De stand van zaken op dit moment is zeker niet zo dat er reden is om het gebruik van klassieke programmatuur te verlaten. Wij hebben dat ook niet willen suggereren. In dit verband dringt zich de vraag op in welke situaties Olsthoorn, Van Ree en Van Meurs wel zouden kiezen voor een spreadsheet, boven de toepassing van klassieke programmatuur.

ir. J. L. Timmer
ir. H. J. Roelofs

• • •

Basiskwaliteitsnormen

• *Slot van pagina 204*

6. Spehar, R. L. (1976). *Cadmium and zinc toxicity to flagfish, Jordanella floridae.* J. Fish. Res. Board Can. 33: 1939-1945.
7. Chapman, G. A. (1978). *Toxicities of cadmium, copper and zinc to four juvenile stages of chinook salmon and steelhead.* Trans. Am. Fish Soc. 107: 841-847.
8. Biesinger, K. E. and Christensen, G. M. (1972). *Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of Daphnia magna.* J. Fish. Res. Board Can. 29: 1691-1700.
9. Schäfer, A. J., Urk, G. van en Leeuwen, C. J. van (1986). *De gevolgen van de brand bij Sandoz te Basel voor de waterkwaliteit in Nederland.* H_2O (19), nr. 25, 605-609.
10. Spehar, R. L. and Fiandt, J. T. (1986). *Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species.* Environ. Toxicol. Chem. 5: 917-931.
11. Higler, L. W. G. *Inleiding tot de kennis van de ongewervelde zoetwaterdieren en haar milieu.* Wetenschappelijke Mededeling KNNV 103. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud.
12. Hermens, J. (1985). *Effecten van complexe mengsels van waterverontreinigende stoffen.* Vakblad voor biologen 13/14: 29-34.
13. Kooyman, S. A. L. M., Hanstveit, A. O. and Oldersma, H. (1983). *Parametric analyses of population growth in bioassays.* Water Res. 17: 527-538.
14. Burns, C. W. (1969). *Relation between filtering rate, temperature and body size in four species of Daphnia.* Limnol. Oceanogr. 14: 693-700.
15. Broek, M. van de (1986). *Roofvis kan troebel water helder maken.* Volkskrant van 28 augustus.
16. Hosper, S. M. en Jagtman, E. (1986). *Actief biologisch beheer: voorstel voor praktijkexperimenten.* Rijkswaterstaat, DBW/RIZA nr. 86.25.

• • •

Waterkwaliteit Vechtplassen

De waterkwaliteit van de Noordhollandse ondiepe Vechtplassen 1978-1984
(verslag van een onderzoek)
Het Zuiveringschap Amstel- en Gooiland heeft in de periode 1978-1984 onderzoek verricht naar de waterkwaliteit van de ondiepe Vechtplassen in Noord-Holland. Naast fysisch-chemisch onderzoek van oppervlaktewater is ook onderzoek gedaan naar de samenstelling van de waterbodem en de fytoplankton- en macrofaunagemeenschap. Van de zes onderzochte Vechtplassen zijn er twee zeer eutroof en hebben de Grote Meer en de Bovenste Blik (Naardermeer) een matige waterkwaliteit. De twee overige plassen voldoen (nog) aan de gewenste waterkwaliteit.
Enkele maatregelen ter verbetering c.q. handhaving van de gewenste waterkwaliteit worden besproken.
Voor nadere informatie en/of toezending van een verslag kan contact worden opgenomen met de heer R. B. Koeleman van het zuiveringschap, tel.: 035 - 85 47 54, tst. 36.
Het eerste exemplaar is gratis, eventueel volgende exemplaren kosten *f* 20,– per stuk.