

01:108341

Twee normstellings- methoden:

**Een vergelijking aan de hand van
effectconcentraties bij watervogels in de
Westerschelde.**

Rijkswaterstaat

Dienst Getijdewateren

nr. C-5498

Bibliotheek

870



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Dienst Getijdewateren

TWEE NORMSTELLINGS-METHODEN: EEN VER-
GELIJKING AAN DE HAND VAN EFFECTCON-
CENTRATIES BIJ WATERVOGELS IN DE
WESTERSCHELDE.

John H.M. Schobben en Yolanda A. Eys

hikswaerlast
niet te gebruiken
niet te gebruiken

notitie GWAO-90.10.101

**TWEE NORMSTELLINGS-METHODEN: EEN VER-
GELIJKING AAN DE HAND VAN EFFECTCON-
CENTRATIES BIJ WATERVOGELS IN DE
WESTERSCHELDE.**

aan :

van :

datum :

John H.M. Schobben en Yolanda A. Eys

onderwerp :

December 1990

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 2

SAMENVATTING

In deze notitie worden twee normstellingsmethodes met elkaar vergeleken. De RAB-methode zoals voorgesteld door VROM is gebaseerd op verschil in gevoeligheid tussen soorten. Het uitgangspunt van de tweede methode, de DBW-methode, is gebaseerd op mengseltoxiciteit en wordt toegepast om de algemene milieukwaliteit vast te stellen. De vergelijking vindt plaats aan de hand van effectconcentraties bij watervogels. De RAB-methode is nog niet eerder toegepast op vogels.

Voor beide methoden is uitgegaan van toxiciteitsgegevens die Eys (1990) voor watervogels heeft verzameld. Het betreft de stoffen kwik, lood, cadmium, lindaan, chroom, nikkel en PCB.

Met de RAB-methode kan slechts voor kwik, lood en PCB risiconiveau's (= normen) voor vogels berekend worden. Voor de andere stoffen (en eigenlijk ook voor lood) zijn te weinig NOEC's beschikbaar om de methode toe te passen. De DBW-methode kan behalve voor kwik, lood en PCB ook op cadmium en lindaan toegepast worden. Ook voor de DBW-methode zijn niet genoeg gegevens gevonden om een risiconiveau voor chroom en nikkel te berekenen.

De met deze twee methoden berekende risiconiveau's voor kwik en PCB zijn lager dan de huidige algemene milieukwaliteit. Voor de andere stoffen is dit niet het geval. Blijkbaar zijn vogels voor kwik en PCB gevoelige organismen.

Voor lood en kwik liggen het RAB-risiconiveau en het DBW-risiconiveau in dezelfde orde van grootte, voor PCB is het RAB-risiconiveau (door de grote spreiding in de NOEC's) veel lager. Een uitspraak over de verschillen in gevoeligheid van de twee methoden kan echter door het geringe aantal stoffen niet gedaan worden.

Het is mogelijk gebleken om de RAB-methode toe te passen op vogels. Hierbij vullen de twee methoden elkaar prima aan; de RAB-methode kan gebruikt worden voor het berekenen van de veiligheidsfactor, terwijl de DBW-methode gebruikt kan worden voor het omrekenen van voedselconcentratie naar concentraties in andere milieucompartimenten (zwevend stof, water, sediment).

Van de RAB-methode kan tevens een bruikbare risicoschattingsmethode afgeleid worden. Bij toepassing op de Westerschelde blijkt het ecologisch risico (= kans op effect) van kwik en in mindere mate van PCB voor vogels onacceptabel hoog. Hierbij zijn - net als in bovengenoemde conclusies - de onzekerheden groot. De Risicoschattingsmethode is een krachtig doch eenvoudig hulpmiddel voor het schatten van (kwantitatieve!) risico's van microverontreinigingen in een bepaald gebied. Met deze methode kunnen risico's van gebieden of stoffen met elkaar vergeleken worden.

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 3

· INHOUD

Samenvatting	2
1 Inleiding	4
2 Uitleg van de twee normstellingsmethodes	6
2.1 De DBW/RIZA-methode	6
2.2 De RAB-methode	7
3 De effectconcentraties	11
3.1 Aannames	11
3.2 NOEC's op basis van voedselconcentratie	12
4 Toepassing van de twee normstellingsmethodes	14
4.1 Berekening algemene milieukwaliteit op basis van voedselconcentratie	14
4.2 De BCF-waarden	16
4.3 De algemene milieukwaliteit op basis van totaal-water concentratie	17
4.4 Percentage onbeschermden vogelsoorten bij de algemene milieukwaliteit	19
5 Risicoschatting voor de Westerschelde	20
5.1 Methode	20
5.2 Toepassing op vogels	21
5.3 Toepassing op aquatische organismen	26
6 Discussie	29
6.1 Vergelijkingen algemene milieukwaliteit met normen gebaseerd op vogels	29
6.2 Voor- en nadelen van de DGW- en de RAB-methode	30
6.3 Voor- en nadelen van de risicoschattingsmethode	31
6.4 Conclusies	32
7 Literatuur	34

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 4

1 INLEIDING

Duurzame ontwikkeling is een centraal thema binnen het milieubeheer van VROM en VW (respectievelijk NMP en 3e Nota Waterhuishouding). Duurzame ontwikkeling wordt gedefinieerd als de ontwikkeling die voorziet in de behoefte van de huidige generatie zonder daarmee voor toekomstige generaties de mogelijkheden in gevaar te brengen om ook in hun behoefte te voorzien (3e Nota Waterhuishouding, pagina 49). Voor het concretiseren van de duurzame ecologische ontwikkeling worden streefbeelden geformuleerd. Om die streefbeelden te halen worden eisen aan het milieu gesteld.

Eén van de eisen die aan het milieu gesteld worden is een zodanige concentratie aan microverontreinigingen in water en bodem, dat de risico's voor organismen verwaarloosbaar zijn. De norm die deze duurzame ontwikkeling garandeert is de streefwaarde (Milieu Voortgangsrapportage 1989-1992, pagina 31, en 3e Nota Waterhuishouding, pagina 82). Als tussendoel worden de grenswaarde en de algemene milieukwaliteit 2000 (voorheen basiskwaliteit) gebruikt, die een enigszins met elkaar vergelijkbaar beschermingsniveau trachten aan te geven (3e Nota Waterhuishouding, pagina 82). De grenswaarde is het maximaal toelaatbare niveau, waarboven het risico onaanvaardbaar is (3e Nota Waterhuishouding, pagina 83). De algemene milieukwaliteit heeft meer de status van een inspanningsverplichting die aansluit bij de omschrijving van de basiskwaliteit; "Een zodanige kwaliteit dat water, waterbodem en oevers levenskansen bieden voor aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen deel uit kunnen maken en tevens ecologische belangen buiten het water beschermen" (3e Nota Waterhuishouding, pagina 87).

Voor het vaststellen van grenswaarden wordt door VROM onder andere de Risico Analyse Bodemverontreiniging (RAB) methode voorgesteld (van der Meent et al., 1990). Deze methode is door van Straalen en Denneman (1989) voor de terrestrische bodem ontwikkeld, maar is ondertussen ook toegepast op de waterbodem (de Groot et al., 1990). Uitgangspunt van de RAB-methode is het verschil in gevoeligheid tussen soorten. De Dienst Binnenwateren van RWS heeft voor het vaststellen van de algemene milieukwaliteit voor het zoete water een methode toegepast, die beschreven is in de nota "Kansen voor Waterorganismen". Het uitgangspunt van deze methode is de mengseltoxiciteit in combinatie met de laagste NOEC (No Observed Effect Concentration).

In de 3e nota Waterhuishouding wordt door RWS voorgesteld om ook voor zoute (= getijde) wateren normen op te stellen. In dit kader gezien is het nuttig om de twee normstellingsmethodes te vergelijken. In deze notitie zullen de voor- en nadelen van beide methodes tegen elkaar afgewogen worden. De vergelijking vindt plaats aan de hand van een dataset van effectconcentraties voor (zout) watervogels, die Eys (1990) door middel van een literatuurstudie heeft verzameld. Er zit een tweetal interessante aspecten aan de vergelijking die gebaseerd is op effectconcentraties van watervogels. Ten eerste is het de eerste keer dat de RAB-methode toegepast wordt op vogels. Ten tweede geldt het feit dat de Dienst Binnenwateren effecten op vogels wel heeft meegenomen bij het vaststellen van de algemene milieukwaliteit, maar dat de uiteindelijke norm gebaseerd is op andere groepen organismen. Volgens DBW horen vogels,

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 5

voor zover bekend uit de literatuur, niet tot de gevoeligste organismen die in de natuur voorkomen. Onderhavige notitie zal deze conclusie verifiëren.

Naast het vaststellen van een norm is het voor RWS - als beheerder van de Rijkswateren - van belang om een gegeven situatie te beoordelen. In tegenstelling tot normstelling moet bij het beoordelen van een (verontreinigde) locatie ook de blootstelling (in de vorm van gemeten of berekende concentraties) meegenomen worden. In deze notitie zal een op de RAB-methode gebaseerde beoordelingsmethode voorgesteld worden. Een uitwerking vindt plaats voor de Westerschelde.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 6

2 UITLEG VAN DE TWEE NORMSTELLINGSMETHODES

2.2 De DBW/RIZA-methode

De DBW/RIZA-methode is uiteengezet in de nota "Kansen voor waterorganismen" en in het artikel van van der Gaag et al. (1989). Hieronder volgt een korte samenvatting van de wijze waarop normen in deze stukken worden vastgesteld.

Er wordt gebruik gemaakt van effectgegevens van dieren die zowel in het water leven (eencellige algen, weekdieren, kreeftachtigen en vissen) als dieren die van waterorganismen leven (vogels en zoogdieren). Als effectgegeven wordt de chronische No Observed Effect Concentration (NOEC) gebruikt. Bij vogels en zoogdieren is alleen naar de parameters reproductieremming en groeiremming gekeken. Bij waterorganismen is tevens de parameter sterfte meegenomen. De NOEC voor waterorganismen wordt als opgeloste waterconcentratie uitgedrukt. De NOEC voor vogels en zoogdieren wordt op basis van voedsel gegeven. Vervolgens wordt deze door middel van een bioconcentratiefactor omgerekend naar een opgeloste waterconcentratie. Van alle NOEC's, die op deze manier bepaald zijn, wordt met de laagste NOEC verder gegaan. Dit is de NOEC van het gevoeligste organisme.

Op deze NOEC wordt nog een veiligheidsfactor toegepast die afgeleid is op grond van combinatietoxiciteit. Bij deze combinatietoxiciteit wordt uitgegaan van concentratie-additie; de som van concentraties van verschillende chemicaliën is gelijk aan het effect van het mengsel van die chemicaliën. Hierbij moet bij het berekenen van de som gecorrigeerd worden voor de NOEC van de individuele stoffen. In dat geval geldt de volgende formule:

$$\text{combinatietoxiciteit} = \sum_{i=1}^n \frac{\text{gemeten concentratie stof } i}{\text{NOEC van stof } i} \leq X$$

Met: n = aantal stoffen waarvan een NOEC bekend is.

X = fractie van de stoffen in het milieu (van een bepaalde groep stoffen) waarvan een NOEC bekend is.

Er wordt vanuit gegaan dat er alleen concentratie-additie optreedt tussen stoffen die in eenzelfde stofgroep vallen (bijv. zware metalen, PCB's of organochloor-bestrijdingsmiddelen). De enige uitzondering op deze regel wordt gevormd door 4 stofgroepen, die geacht worden ook onderling concentratie-additie te vertonen. Dit zijn de vluchtige organohalogenen, mono- en bicyclische aromaten, PAK's en gechloreerde benzenen. Deze stoffen worden echter niet in deze notitie behandeld.

Is van alle stoffen binnen een stofgroep een NOEC bekend, dan is X één. Is binnen een stofgroep slechts van 60% van de stoffen een NOEC bekend, dan is X 0.6. De laagste NOEC wordt met X vermenigvuldigd. Een uitzondering geldt voor

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 7

de zware metalen (inclusief arseen), waarbij X arbitrair op twee gesteld is, omdat metalen van nature in het milieu voorkomen.

Een tweede vermenigvuldiging vindt plaats n.a.v. het percentage in het milieu dat een stof uitmaakt binnen de groep van stoffen waarvan een NOEC bekend is. Een rekenvoorbeeld zal dit verduidelijken.

De laagste NOEC voor monochloorfenol is 45 µg/l. Van 4 van de 5 gechloreerde fenolen (de stofgroep waartoe monochloorfenol behoort) is een NOEC bekend, zodat X 0.8 is. Monochloorfenol maakt van deze 4 stoffen 25% uit. De norm wordt dan als volgt:

$$45 \mu\text{g/l} \times 0.8 \times 0.25 = 9 \mu\text{g/l}$$

Deze norm wordt vervolgens nog m.b.v. milieu-chemische formules omgerekend naar normen voor totaal-concentratie in water. Indien het uitgangspunt een NOEC op basis van voedsel is, zoals bij vogels het geval is, gelden de volgende formules:

metalen → $C_T = C_{\text{org}} / \text{BCF} \times (1 + K_d \times S)$

org. microverontreiniging → $C_T = C_{\text{org}} / \text{BCF} \times (1 + K_{\text{ow}} \times F_{\text{oc}} \times S \times 10^{-0.21})$

Hierbij zijn:

C_T = totale concentratie in het water (opgelost + particulier gebonden)
 K_d = verdelingscoëfficiënt water/vaste fase
 S = zwevend stof concentratie
 F_{oc} = fractie organisch koolstof in (standaard) zwevend stof
 K_{ow} = verdelingscoëfficiënt octanol/water
 $10^{-0.21}$ = een constante
 C_{org} = concentratie in organismen die als voedsel dienen.
 BCF = bioconcentratiefactor (µg/g FW voedsel / µg opgelost/l)

Er is eveneens een omrekening mogelijk naar de concentratie in de waterbodem en in het zwevend slib (zie Kansen voor waterorganismen: normstelling, pagina 55). Deze stap zal echter in deze notitie achterwege gelaten worden.

2.2 RAB-methode

De Risico Analyse Bodemverontreiniging-methode is door van Straalen en Denne-man (1989) ontwikkeld voor terrestrische bodemorganismen (regenwormen, mijten, springstaarten, etc). Een toepassing heeft echter inmiddels plaatsgevonden voor de waterbodem (de Groot et al., 1989). In het nu volgende wordt de methode uiteengezet.

De methode gaat uit van chronische NOEC-gegevens. De onderzochte parameter is bij voorkeur reproductie, omdat het een gevoelig criterium is dat direkt doorwerkt op de populatie. Aangezien het zo goed als zeker nooit mogelijk is om van alle soorten die onderzocht zijn een NOEC-reproductie te verkrijgen,

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 8

wordt het toxiciteitsgegeven van de gevoeligste onderzochte (relevante) parameter gebruikt (sterfte, reproductie en groei). De NOEC's worden uitgedrukt op basis van totaalgehalten in de bodem.

De gevonden NOEC's worden, voor een goede vergelijkbaarheid, omgerekend naar dezelfde experimentele condities. Met behulp van het lutum- ($< 2 \mu\text{m}$) en het organisch stofgehalte wordt de NOEC, die in het experiment bepaald is, omgerekend naar een NOEC voor een standaardbodem (25% lutum en 10% organische stof). Bij deze correctie worden de formules gebruikt die de referentiewaarden voor verschillende typen bodems bereken (Milieuprogramma 1988-1991, Voortgangsrapportages). De omrekening gaat als volgt:

$$\text{NOEC} = \text{NOEC (L,H)} \frac{R (25,10)}{R (L,H)} \quad (1)$$

- Waarin : NOEC = NOEC-waarde voor een standaardbodem (25% lutum en 10% organische stof)
- NOEC (L,H) = NOEC bij het experimentele lutum- en organisch stofgehalte
- R (25,10) = Referentiewaarde voor standaardbodem (zie MPV 1988 - 1991)
- R (L,H) = Referentiewaarde bij het experimentele lutum- en organisch stofgehalte (zie formules in het MPV 1988-1991)

De volgende stap is het berekenen van een veiligheidsfaktor, gebaseerd op variatie in gevoeligheden (= NOEC's) tussen soorten. Er wordt aangenomen dat de frequentieverdeling van NOEC's te beschrijven is met een log-logistische verdeling. Als nu een bepaalde kans genomen wordt dat een (willekeurige) soort bij de vast te stellen norm zijn NOEC overschrijdt (door VROM is deze kans bij de grenswaarde op 5% gezet [Omgaan met risico's]) kan de norm berekend worden. Dit komt neer op het feit dat 5% van de soorten (direkt) effect ondervindt van de stof (zie figuur 2.1). De berekening gebeurt met de volgende formule:

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

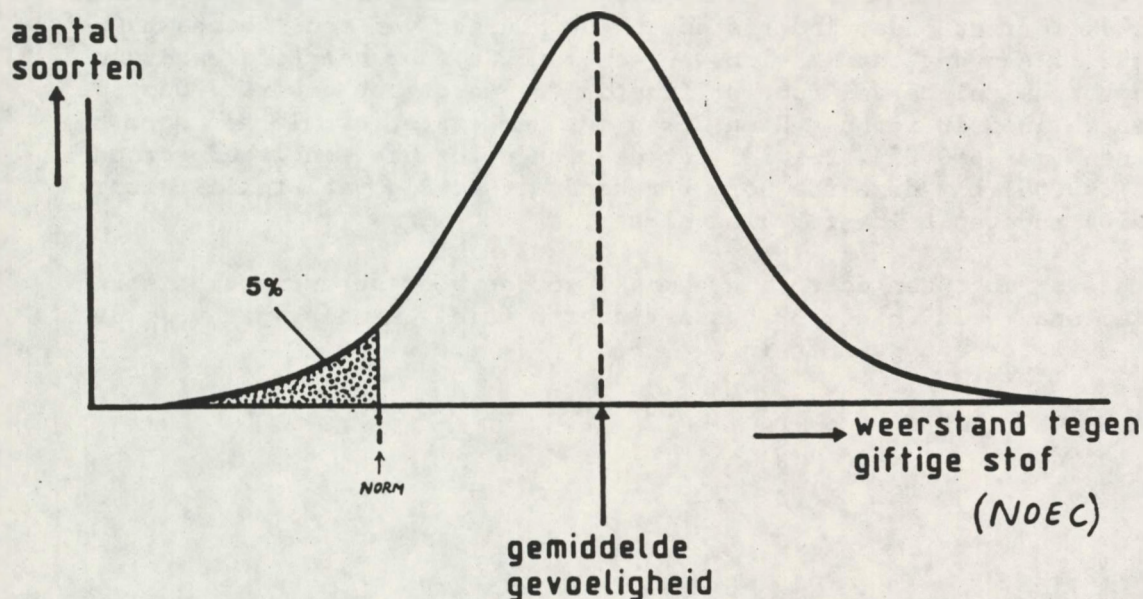
datum: augustus 1990

bladnr: 9

$$HC_p = \frac{\exp(X_n)}{VF} \quad (2)$$

$$VF = \exp \frac{3 \cdot d_n \cdot S_n \cdot \ln((1 - \delta)/\delta)}{\pi^2}$$

- met:
- HC = Hazardous Concentration (= de norm)
 - p = kans voor een soort dat bij de te berekenen norm de NOEC overschreden word
 - X_n = gemiddelde van de ln-getransformeerde standaard-NOEC's.
 - VF = Veiligheidsfactor
 - d_n = correctie voor schattingsfouten afhankelijk van het aantal toetssoorten (deze waarden worden ontleent aan tabel I uit Kooijman, 1987 en staat in deze notitie in tabel 4.1)
 - S_n = standaarddeviatie van de ln-getransformeerde standaard NOEC's
 - δ = fractie waarbij men negatieve effecten toelaatbaar acht ($=P/100$)



Figuur 2.1. De frequentieverdeling van NOEC's van één stof en de daaruit afgeleide norm (naar van Straalen en Denneman, 1989).

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 10

De methode kan ook omgedraaid worden. In dat geval wordt bij een gegeven concentratie in de bodem, de kans berekend dat een organisme effect ondervindt. Dit komt neer op het schatten van het percentage soorten in een levensgemeenschap dat effect ondervindt bij de betreffende stof-concentratie.

$$\delta = (1 + \exp \left[\frac{\pi (X_m - \ln C)}{\sqrt{3} \cdot S_m} \right]^{-1})^{-1} \quad (3)$$

Met: C = gegeven concentratie in de bodem.

In deze formule wordt niet (zoals in formule 2 wel het geval is) gecorrigeerd voor het aantal gebruikte toetssoorten. Deze correctie (m.b.v. d_m) is statistisch alleen juist als bij een gegeven fractie (δ) een norm (HC_p) berekend wordt. Bij het gebruik van de inverse formule (formule 3) mag d_m niet gebruikt worden (mondelinge mededeling van Straalen, 1990). In van Straalen en Denneman (1989) is formule 3 niet correct weergegeven.

Met de interpretatie van formule 2 en 3 moet zorgvuldig omgesprongen worden. Door de correctie voor het aantal gebruikte toetssoorten is de berekende waarde voor HC_p de ondergrens van een 'betrouwbaarheidsinterval'. De berekende fractie dat effect ondervindt is echter de mediaan van een 'betrouwbaarheidsinterval'. Aan het ontwikkelen van een methode voor het berekenen van een betrouwbaarheidsinterval voor de fractie (δ) wordt nog gewerkt. Door de huidige verschillen in formule 2 en 3 kan met de eerste formule een norm berekend worden (met $\delta=0.05$), terwijl met de tweede formule een lager percentage effect ($\delta<0.05$) bij dezelfde norm berekend wordt. Bij veel toxiciteitsgegevens ($m>50$) naderen beide formules elkaar.

Als laatste stap moet een correctie gemaakt worden voor de extrapolatie van laboratorium naar veld. Hierover bestaat nog zo weinig kennis, dat voor deze extrapolatie faktor één genomen is.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 11

3 DE EFFECTCONCENTRATIES

Eys (1990) geeft voor zware metalen, lindaan en PCB een tabel met No Observed Effect Concentrations (NOEC's) en Lowest Observed Effect Concentrations (LOEC's) voor een aantal vogelsoorten. Deze zijn uitgedrukt op basis van voedsel-, ei-, en leverconcentraties. Voor het toepassen van beide normstellingsmethoden is het noodzakelijk dat er voor alle vogelsoorten een vergelijkbare NOEC is. In dit hoofdstuk worden de NOEC's en LOEC's uit Eys (1990) omgerekend naar een 'standaard'-NOEC: $\mu\text{g/g}$ FW voedsel.

3.1 Aannames

- Een NOEC wordt alleen gebruikt als er tenminste 3 blootstellingsconcentraties gebruikt zijn. Een uitzondering is gemaakt voor Heinz et al. (1983) omdat zijn NOEC voor kwik in de range van andere gevonden NOEC's valt. Zijn er minder dan 3 concentraties gebruikt, dan is er gebruik gemaakt van de (eventueel gevonden) LOEC. Hierbij is de LOEC genomen van de parameter met de grootste effectgrootte (Er zijn dus ook andere parameters dan groei, reproductie en overleving gebruikt).

Denneman en van Gestel (1990) vonden voor bodemorganismen een verhouding tussen de EC_{50} en de NOEC van rond de 5. Er van uitgaande dat bij 0% effect de NOEC bereikt is, geldt de volgende formule:

$$\text{NOEC} = \frac{\text{EC}_x}{(x/12,5) + 1}$$

waarin: NOEC = berekende No Observed Effect Concentration
EC = Effect Concentration (in dit geval LOEC)
X = Effectgrootte

Deze berekende NOEC is gebruikt in de berekening van de normen, tenzij deze NOEC lager was dan de in werkelijkheid gevonden NOEC óf tenzij de in werkelijkheid gevonden NOEC minder dan een faktor 2 kleiner was dan de LOEC. In dat geval is de in werkelijkheid gevonden NOEC gebruikt.

- Er zijn alleen omrekeningsfactoren toegepast indien er geen effectgegevens op basis van voedsel gegeven zijn.
- Voor de omrekening van concentratie in eieren naar concentratie in voedsel voor kwik is gebruik gemaakt van de verhouding die Finley en Stendell (1978) vonden. In dat geval moet de eiconcentratie (op versgewicht basis) met een faktor 0,53 worden vermenigvuldigd.
- Voor lood is de omrekeningsfactor van lichaamsconcentratie naar voedselconcentratie nodig. Deze omrekeningsfactor (de biomagnificatiefactor) is op één gesteld, aangezien geen waarden uit de literatuur bekend zijn. Wel is bekend dat carnivore insecten een hogere loodconcentratie hebben dan

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 12

- hun prooidieren (Jefferies & Parslow, 1976). Als dit ook voor vogels geldt, is de hier berekende 'standaard'-NOEC aan de hoge kant.
- De omrekeningsfactor van ei- naar voedselconcentratie voor PCB (nodig voor Kubiak et al., 1989) kan uit Scholten en Foekema (1988) berekend worden. Zij geven namelijk de concentratie van 3 PCB-congeneren (138, 153 en 180) in eieren van kuifeenden (*Aythya fuligula*) en hun voedsel (mosse-len) (zie tabel 2.1 van Eys, 1990). Na omrekening naar versgewicht (droge stof percentage van de mossel is 17.7%, van de eieren 25%) blijken de eieren 4.45 maal zoveel PCB's te bevatten als het voedsel. Deze factor is ook gebruikt voor de omrekening van de PCB-concentraties in de lever van een embryo naar de voedselconcentratie (dit is nodig voor de gegevens van Gilbertson en Fox, 1977).
- De effecten van PCB's worden als totaal-PCB gehalte uitgedrukt (dus alle PCB-congeneren opgeteld).
- De LOEC die Scholten en Foekema (1988) voor PCB's vonden kan niet expliciet aan PCB toegewezen worden, aangezien ook andere microverontreinigingen aanwezig waren. Dat de LOEC toch bij het berekenen van de PCB-norm is meegenomen wordt gerechtvaardigd door het feit dat de vitamine A huishouding verstoord was. Dit laatste is een typisch PCB effect.
- Om intake gegevens (μg contaminant/g FW vogel per dag) om te rekenen naar versgewicht (μg contaminant/g FW voedsel) wordt gebruik gemaakt van de eetsnelheid van een bergeend, uitgedrukt als basaal metabolisme (BMR = Basic Metabolic Rate). De BMR (= hoeveelheid eten) van een bergeend bedraagt 18.2 g AVD per individu per dag en het gemiddelde jaarlijks gewicht is 1240 g (schriftelijke mededeling Stronkhorst, 1989). Er wordt verondersteld dat het voedsel van de bergeend uit mosselen bestaat (AVD = 84% van DW en DW = 17.7% van FW).

3.2 NOEC'S op basis van voedselconcentratie

Indien de aannames uit de vorige paragraaf worden toegepast op effectconcentraties van watervogels, zoals vermeld in tabel 2.1 uit Eys (1990), kan de onderstaande tabel worden gevormd.

notitie GWA0-90.10.101

augustus 1990

13

Tabel 3.1 Effectconcentraties van vogels (naar Eys, 1990) omgerekend naar een NOEC op basis van voedsel ($\mu\text{g FW}$) indien de aannames uit paragraaf 3.1 worden toegepast.

Stof	Auteur	soort	NOEC gevonden	LOEC gevonden	NOEC/ gecorrigeerd	parameter	effect grootte
Hg	Finley & Stendell, 1978 Heinz et al., 1983 Heinz, 1975 Stendell et al., 1977 King et al., 1983 Vermeer et al., 1973	Anas rubripes	-	2,92 $\mu\text{g/g FW voedsel}$	0,71	uitkomst eieren	39%
		Mergus serrator	0,53 $\mu\text{g/g FW ei}$	-	0,28	uitkomst eieren	-
		Anas platyrhynchos	-	0,55 $\mu\text{g/g FW voedsel}$	0,22	gedrag	19%
		Aythya valisineria	0,08 $\mu\text{g/g FW ei}$	-	0,042	reproductie	-
		Sterna hirundo	1,11 $\mu\text{g/g FW ei}$	-	0,59	dikte eischaal	-
Ni	Cain & Pafford, 1981	Larus argentatus	16 $\mu\text{g/g FW ei}$	-	8,47	uitkomst eieren	-
		Anas platyrhynchos	774 $\mu\text{g/g FW voedsel}$	-	774	overleving jongen	-
Pb	Finley et al., 1976 Burgers & Gochfeld, 1988 Burgers & Gochfeld, 1988	Anas platyrhynchos	25 $\mu\text{g/g FW voedsel}$	-	25	overleving jongen	-
		Larus argentatus	-	100 $\mu\text{g/g FW kuiken}$	53,2	grosi	11%
		Sterna hirundo	-	200 $\mu\text{g/g FW kuiken}$	72,5	gedrag	22%
Cd	Cain et al., 1983	Anas platyrhynchos	9,2 $\mu\text{g/g voedsel}$	-	9,2	nierletsel	-
y-HCH	Chakravarty & Lahiri, 1986	Anas platyrhynchos	5,7 intake $\mu\text{g/g dag}$	-	57,8	legselgrootte	-
PCB	Gilbertson & Fox, 1977	Larus argentatus	578 $\mu\text{g/g lever}$ v/h embryo	-	130	uitkomst eieren	-
		Uria aalge	200 intake $\mu\text{g/g dag}$	-	2026	gewicht schildklier	-
		Aythya fuligula	-	3,48 $\mu\text{g/g DW voedsel}$ *	0,16	legselgrootte	35%
		Anas platyrhynchos	-	100 $\mu\text{g/g FW voedsel}$	32,5	weerstand hepatitis	26%
		Aix sponsa	50 $\mu\text{g/g FW voedsel}$	-	50	grosi	-
	Kubiak et al., 1989	Sterna forsteri	4,63 $\mu\text{g/g FW ei}$	-	1,0	uitkomst eieren	-

*: veldonderzoek m.a.w. er kunnen meerdere stoffen aanwezig zijn.

-: niet gevonden of niet van belang

behoort bij:

datum:

bladnr:

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 14

4 TOEPASSING VAN DE TWEE METHODES

4.1 Berekening algemene milieukwaliteit op basis van voedselconcentratie

In het onderstaande worden de twee normstellingsmethodes toegepast op de effectconcentraties uit hoofdstuk 3 (tabel 3.1). De "normen" worden uitgedrukt in $\mu\text{g/g}$ FW voedsel.

4.1.1 DBW - methode

De DBW-methode gaat uit van de laagste NOEC. Deze kan opgezocht worden in tabel 3.1. De twee andere variabelen van een stof (de combinatietoxiciteitsfactor en de faktor "aantal beschouwde stoffen") worden per stof vermeld in de nota Kansen voor waterorganismen: normstelling. De berekende ecotoxicologische waarde voor iedere stof is dan als volgt:

Hg:	- laagste NOEC	= 0.042 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
	- combinatie toxiciteit (x)	= 2
	- aantal beschouwde stoffen	= <u>0.125</u>
	ecotoxicologische waarde	= 0.011 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
Ni:	- laagste NOEC	= 774 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
	- combinatie toxiciteit (x)	= 2
	- aantal beschouwde stoffen	= <u>0.125</u>
	ecotoxicologische waarde	= 194 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
Pb:	- laagste NOEC	= 25 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
	- combinatie toxiciteit (x)	= 2
	- aantal beschouwde stoffen	= <u>0.125</u>
	ecotoxicologische waarde	= 6.25 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
Cd:	- laagste NOEC	= 9.2 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
	- combinatie toxiciteit (x)	= 2
	- aantal beschouwde stoffen	= <u>0.125</u>
	ecotoxicologische waarde	= 2.3 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
γ -HCH:	- laagste NOEC	= 57.8 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
	- combinatie toxiciteit (x)	= 1
	- aantal beschouwde stoffen	= <u>0.13</u>
	ecotoxicologische waarde	= 7.51 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
Totaal-PCB:	- laagste NOEC	= 0.16 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel
	- combinatie toxiciteit (x)	= 1
	- aantal beschouwde stoffen	= <u>1</u> (alle PCB's zijn in de totaal-PCB "norm" meegenomen)
	ecotoxicologische waarde	= 0.16 $\mu\text{g/g}$ FW voedsel

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 15

4.1.2 RAB - methode

De RAB-methode gaat in principe uit van bodemconcentraties. De methode kan echter zonder problemen toegepast worden op voedselconcentraties als stap één (omrekenen naar een standaardbodem) wordt weggelaten.

De methode kan (rekenkundig gezien) alleen toegepast worden als minstens 2 NOEC's bekend zijn, zodat alleen voor Hg, Pb en PCB de normen met behulp van de RAB-methode opgesteld kunnen worden.

Voor het berekenen van de norm moet formule 2 uit paragraaf 2.2 gebruikt worden. Hierin worden X_m (het gemiddelde van de ln-getransformeerde NOEC's) en S_m (de standaarddeviatie van de ln-getransformeerde NOEC's) m.b.v. tabel 3.1 berekend. De d_m (een correctiefactor voor schattingsfouten; afhankelijk van het aantal getoetste soorten) wordt uit tabel 4.1 afgelezen. De δ (fractie van de soorten waarbij men negatieve effecten toelaatbaar acht) wordt door VROM voor de grenswaarde op 0,05 gesteld (Omgaan met risico's). De te berekenen grenswaarde (ongeveer dezelfde status als de ecotoxicologische waarde van de DBW-methode) is dan als volgt:

Hg:	$X_m = -0.78$	— grenswaarde = 0.0047 µg/g FW voedsel
	$S_m = 1.75$	
	$d_m = 2.93$	
	$\delta = 0.05$	

Pb:	$X_m = 3.83$	— grenswaarde = 8.66 µg/g FW voedsel
	$S_m = 0.548$	
	$d_m = 3.40$	
	$\delta = 0.05$	

Totaal PCB:	$X_m = 3.00$	— grenswaarde = 0.0026 µg/g FW voedsel
	$S_m = 3.41$	
	$d_m = 2.93$	
	$\delta = 0.05$	

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 16

Tabel 4.1 Correctiefactor (d_m) voor de kans op schattingsfouten (s) in relatie tot het aantal proeforganismen (m). (Overgenomen uit Denneman en van Gestel, pagina 20, 1990)

dm voor		
m	s=5%	s=1%
2	3.72.	5.09
3	3.40	4.58
4	3.22	4.25
5	3.06	3.99
6	2.93	3.74
7	2.82	3.52
8	2.72	3.34
9	2.65	3.20
10	2.59	3.09
20	2.44	3.76
∞	1.81	1.81

4.2 De BCF - waarden

Voor het omrekenen van normen op basis van voedselconcentratie naar de waterconcentratie zijn BioConcentratieFactoren (BCF) nodig (concentratie in het organisme in $\mu\text{g/kg}$ gedeeld door opgeloste concentratie in water in $\mu\text{g/l}$) (zie paragraaf 2.1). In onderstaande tekst staat de herkomst van de gebruikte BCF's.

Kwik

De Kock en Marquenie (1981) vermelden voor de mossel (*Mytilus edulis*) een BCF van 7000. Hierbij moet vermeld worden dat de mosselen nog niet in evenwicht waren met het water, zodat de BCF in principe hoger is (en de norm dus lager uit zou vallen).

Lood

Voor lood zijn alleen BCF-getallen voor algen in de literatuur gevonden. Algen kunnen metalen echter in hoge mate accumuleren en maken bovendien het hoofdvoedsel uit van veel watervogels. In figuur 1-3 uit Kelly en Whitton (1989) is de waterconcentratie tegen de loodconcentratie in algen uitgezet. Hieruit is een BCF van ongeveer 10.000 af te lezen.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 17

Nikkel

Voor nikkel zijn geen BCF-waarden gevonden, zodat voor dit metaal geen algemene milieukwaliteit (gebaseerd op vogels) vastgesteld kan worden.

Cadmium

Cossa (1988) heeft een literatuurstudie gedaan naar de relatie tussen de Cd-concentratie in de mossel ($\mu\text{g/g DW}$) en de waterconcentratie ($\mu\text{g/l}$). Hieruit is de volgende regressielijn gefit:

$$\text{Cd-concentratie in de mossel} = 0.074 \times \text{Cd-concentratie in water} + 0.39$$
$$(r = 0,0965)$$

Uit hetzelfde artikel blijkt de Noordzee ongeveer een waterconcentratie van 16 ng/l te hebben. Hierbij hoort een mosselconcentratie van 1.6 $\mu\text{g/g DW}$ (= 0.28 $\mu\text{g/g FW}$). De BCF is dan $280 \mu\text{g/kg} / 0.016 \mu\text{g/l} = 17700$.

Lindaan

Van den Berg en de Groot (1987) vermelden een BCF voor gamma-HCH (=lindaan) van 182. Onbekend is welk organisme dit betreft.

Totaal - PCB

De hoogst gemeten BCF-waarde in vissen voor commerciële mengsels van PCB's komt uit op een factor 274000 voor 'totaal'-PCB (Kansen voor waterorganismen; normstelling, pagina 92).

4.3 De algemene milieukwaliteit op basis van totaal-waterconcentratie

De normen die met de DBW- en de RAB-methode op basis van voedselconcentratie berekend zijn (zie paragraaf 4.1) kunnen pas met de algemene milieukwaliteit uit de 3e nota Waterhuishouding vergeleken worden als ze uitgedrukt worden als totaal-water concentratie. De omrekening geschiedt voor beide methodes m.b.v. de formules uit het laatste deel van paragraaf 2.1 (analoog met Kansen voor waterorganismen). Met totaal-water concentratie wordt de hoeveelheid microverontreinigingen bedoeld die aanwezig is in één liter water met daarin 30 mg zwevend stof dat uit 10% organisch koolstof bestaat (Kansen voor waterorganismen: normstelling).

De benodigde BCF-waarden zijn afgeleid in de vorige paragraaf. De K_d (verdelingscoëfficiënt water/vaste fase), S (zwevend stofconcentratie) en F_{oc} (fractie organisch koolstof van het zwevend stof) zijn afkomstig uit de twee nota's Kansen voor waterorganismen (normstelling en basisgegevens). De normen op basis van voedselconcentratie (C_{org}), berekend met zowel de DBW- als de RAB-methode, zijn in paragraaf 4.1 aangegeven. C_t is de norm op basis van totaal-waterconcentratie zoals berekend met de DBW- of RAB-methode en kan

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 18

vergeleken worden met de huidige Algemene Milieukwaliteit (AMK), zoals opgenomen in bijlage 1 van de 3e nota Waterhuishouding.

Hg: $\rightarrow CT = Corg/BCF \times (1 + Kd \times S)$

BCF = 7000
Kd = 170 l/g
S = 30×10^{-3} g/l

DBW	Corg = 11 $\mu\text{g/kg}$	Ct = 0.0096 $\mu\text{g/l}$
RAB	Corg = 3.6 $\mu\text{g/kg}$	Ct = 0.0031 $\mu\text{g/l}$
AMK		Ct = 0.03 $\mu\text{g/l}$

Pb: $\rightarrow CT = Corg/BCF \times (1 + Kd \times S)$

BCF = 1000
Kd = 640 l/g
S = 30×10^{-3} g/l

DBW	Corg = 6250 $\mu\text{g/kg}$	Ct = 12.6 $\mu\text{g/l}$
RAB	Corg = 8660 $\mu\text{g/kg}$	Ct = 17.5 $\mu\text{g/l}$
AMK		Ct = 25.0 $\mu\text{g/l}$

Cd: $\rightarrow CT = Corg/BCF \times (1 + Kd \times S)$

BCF = 17700
Kd = 130 l/g
S = 30×10^{-3} g/l

DBW	Corg = 2300 $\mu\text{g/kg}$	Ct = 0.64 $\mu\text{g/l}$
RAB	Corg = door gebrek aan gegevens niet te bepalen	
AMK		Ct = 0.13 $\mu\text{g/l}$

γ -HCH: $\rightarrow CT = Corg/BCF \times (1 + Kow \times Foc \times S \times 10^{-0.21})$

BCF = 182
Kow = $10^{3.72}$
Foc = 0.1 g/g
S = 30×10^{-6} kg/l

DBW	Corg = 7510 $\mu\text{g/kg}$	Ct = 41.7 $\mu\text{g/l}$
RAB	Corg = door gebrek aan gegevens niet te bepalen	
AMK		Ct = 0.01 $\mu\text{g/l}$

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 19

$$\Sigma 7 \text{ PCB: } \rightarrow \text{Ct} = \text{Corg} / \text{BCF} \times (1 + \text{Kow} \times \text{Foc} \times \text{S} \times 10^{-0.21})$$

$$\text{BCF} = 274000$$

$$\text{Kow} = 10^{6.11} \text{ (PCB 101 wordt als representatief beschouwd voor totaal PCB-concentratie)}$$

$$\text{Foc} = 0.1 \text{ g/g}$$

$$\text{S} = 30 \times 10^{-6} \text{ kg/l}$$

$$\text{DBW} \quad \text{Corg} = 160 \text{ } \mu\text{g/kg}$$

$$\text{Ct} = 2.0 \times 10^{-3} \text{ } \mu\text{g/l}$$

$$\text{RAB} \quad \text{Corg} = 1.2 \text{ } \mu\text{g/kg}$$

$$\text{Ct} = 1.5 \times 10^{-5} \text{ } \mu\text{g/l}$$

$$\text{AMK} \quad \rightarrow \Sigma 7 \text{ PCB's } (3.21 \times 10^{-3} \text{ } \mu\text{g/l} \rightarrow \text{Ct} = 5.4 \times 10^{-3} \text{ } \mu\text{g/l}^*$$

* 60% van de totaal PCB's bestaat uit de $\Sigma 7$ PCB's (Kansen voor Waterorganismen: normstelling). De AMK voor totaal-PCB wordt dan $3.21 \times 10^{-3} / 0.6 = 5.4 \times 10^{-3} \text{ } \mu\text{g/l}$.

4.4 Percentage onbeschermden vogelsoorten bij de algemene milieukwaliteit

Met behulp van de RAB-methode is het mogelijk om bij een gegeven concentratie het percentage onbeschermden soorten in een levensgemeenschap te berekenen. Voor de stoffen Hg, Pb en PCB is dit voor de huidige algemene milieukwaliteit gedaan.

Eerst moet de totaal-waterconcentratie van de algemene milieukwaliteit (Ct) omgerekend worden naar de bijbehorende voedselconcentratie (Corg). Dit gebeurt door de formules van de vorige paragraaf om te zetten. Voor kwik en lood geldt dan:

$$\text{Corg} = \frac{\text{Ct} \times \text{BCF}}{(1 + \text{Kd} \times \text{S})}$$

En voor PCB:

$$\text{Corg} = \frac{\text{Ct} \times \text{BCF}}{(1 + \text{Kow} \times \text{Foc} \times \text{S} \times 10^{-0.21})}$$

De gegevens staan vermeld in de vorige paragraaf. De Corg voor Hg, Pb en totaal PCB worden dan respectievelijk 0.034, 12.4 en 0.34 $\mu\text{g/g}$ FW.

Met formule 3 uit paragraaf 2.2 en de gegevens uit paragraaf 4.1.2 kunnen de percentages onbeschermden soorten berekend worden. Voor kwik is dit percentage 6.3% voor lood 1.3% en voor PCB 10%. Door VROM is het percentage dat maximaal toelaatbaar is (grenswaarde) op 5% gesteld (Omgaan met risico's), zodat geconcludeerd kan worden dat voor de vogels de algemene milieukwaliteit voor Hg en PCB te hoog is. De onzekerheden rond de berekeningen zijn echter groot (zie de discussie).

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 20

5 RISICOSCHATTING VOOR DE WESTERSCHELDE

5.1 Methode

Zoals eerder vermeld kan de RAB-methode niet alleen gebruikt worden om normen te stellen, maar tevens om bij een gegeven concentratie de kans te berekenen dat een (willekeurige) soort zijn NOEC overschrijdt (hiervoor wordt formule 3 van paragraaf 2.2 gebruikt). Deze formule kan toegepast worden indien een gebied een homogene concentratie heeft. De concentraties in de Westerschelde verschillen echter per locatie.

Om toch een risicoschatting uit te kunnen voeren, is naast de frequentieverdeling van NOEC's ook een frequentieverdeling van milieuconcentraties (PEC's = Predicted Environmental Concentrations) nodig. De frequentieverdeling van NOEC's wordt verondersteld een log-logistische verdeling te volgen, die vastgelegd wordt door de parameters X_m (gemiddelde van de ln-getransformeerde NOEC's) en S_m (standaarddeviatie van de ln-getransformeerde NOEC's). Over de frequentieverdeling van de PEC's wordt geen aanname gedaan; deze wordt bepaald door veldmetingen.

Met behulp van deze twee frequentieverdelingen kan het ecologisch risico van een bepaald gebied (met een niet homogene concentratie) berekend worden. Het ecologisch risico is gedefinieerd als de kans dat een (willekeurige) soort in het gebied is blootgesteld aan een concentratie die hoger is dan zijn NOEC (van Straalen, 1990). Het ecologisch risico wordt als volgt berekend (naar van Straalen, 1990):

Veronderstel dat de frequentieverdeling van PEC's een kansdichtheidsfunctie $p(x)$ is. De bijbehorende cumulatieve verdelingsfunctie noemen we $P(x)$. De kansdichtheidsfunctie van de NOEC's noemen we $n(x)$ en de bijbehorende cumulatieve verdelingsfunctie $N(x)$. Het ecologisch risico (δ) wordt verkregen door $(1-P(x))$ te vermenigvuldigen met $n(x)$ en vervolgens het oppervlak onder deze curve te nemen. In figuur 5.1 is dit gevisualiseerd en in de onderstaande formule geformaliseerd.

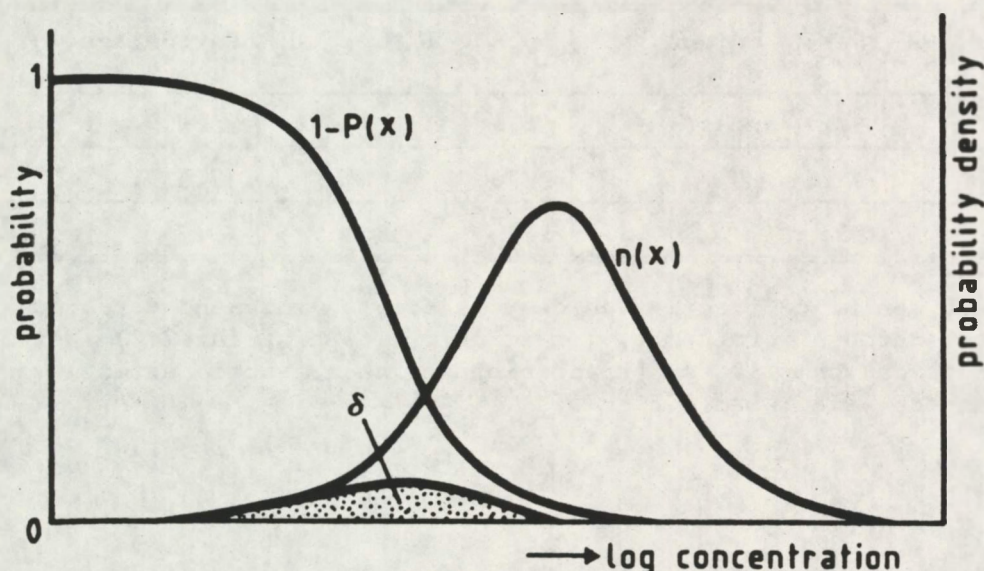
$$\delta = \int_{-\infty}^{\infty} (1-P(x)) \times n(x) dx$$

In de praktijk komt dit neer op het nemen van het gewogen gemiddelde. De wegingsfactoren waarmee gemiddeld wordt hebben betrekking op de verdeling van concentraties in het betreffende gebied. Onderstaande rekenvoorbeelden zullen dit verduidelijken.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 21



Figuur 5.1. Het ecologisch risico (δ) als oppervlak verkregen door $1-P(x)$ te vermenigvuldigen met $n(x)$.

5.2 Toepassing op vogels

Voor de stoffen kwik en PCB zijn voor vogels 6 NOEC's bekend (tabel 3.1), zodat het mogelijk is voor deze stoffen een risicoschatting uit te voeren. De log-logistische verdeling wordt vastgelegd door het gemiddelde (X_m) en de standaarddeviatie (S_m) van de ln-getransformeerde NOEC's (zie paragraaf 4.1.2 voor de berekende parameters).

De verdeling van de blootstellingsconcentraties (PEC's) voor vogels in de Westerschelde kan uit Stronkhorst (1988) gehaald worden. In deze notitie worden de concentraties van zes bodemdiersoorten beschreven. Het nonnetje (*Macoma balthica*) en de gewone garnaal (*Crangon crangon*) zijn op (bijna) dezelfde meetpunten bemonsterd, zodat risico's voor hun predatoren vergeleken kunnen worden. De gradiënt in de Westerschelde is beschreven, doordat de meetpunten van west tot oost liggen. Ieder meetpunt wordt geacht representatief te zijn voor een compartiment (brak, overgang en marien). De meetpunten en de compartimenten zijn aangegeven in figuur 5.2. Het oppervlak van de compartimenten wordt gebruikt voor het vastleggen van de verdeling van PEC's (tabel 5.1).

De kwik en PCB-concentraties worden uit de bijlage van Stronkhorst (1988) gehaald. Voor PCB zijn de NOEC's uitgedrukt als totaal-PCB. De concentratie totaal-PCB in de garnaal en het nonnetje worden verkregen door 14 PCB-congeneren op te tellen.

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

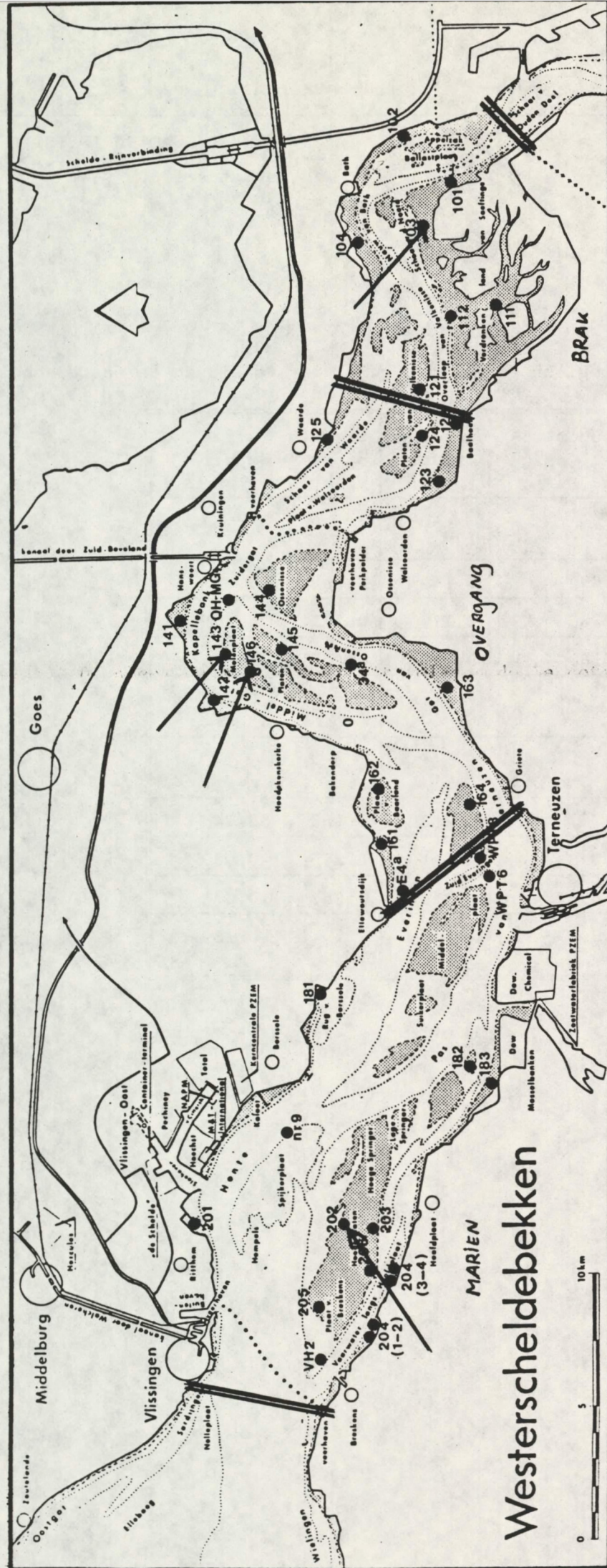
bladnr: 22

Tabel 5.1. Het oppervlak van de compartimenten (naar Wattel, 1989).

compartiment	SAWES-vakken	oppervlak bij NAP (km ²)	Percentage(%)
brak	5 t/m 8	41.4	16.8
overgang	9 t/m 12	92.6	37.5
marien	13 en 14	113	45.7

Per compartiment kan nu de fractie van de vogelsoorten berekend worden waarvan de NOEC overschreden wordt (m.b.v. formule 3 uit paragraaf 2.2). Het ecologisch risico is de sommatie van (fractie oppervlak x fractie effect) van alle compartimenten (zie tabel 5.2 en 5.3).

WESTERSCHELDE BEMONSTERINGSPUNTEN



Figuur 5.2. De meetpunten in de compartimenten brak (103), overgang (146 voor het nonnetje en 143 voor de garnaal) en marien (202), zoals gebruikt voor de risicoschatting in de Westerschelde.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 24

Tabel 5.2. Het ecologisch risico van kwik voor vogels in de Westerschelde.

Compartiment	Concentra- tie ($\mu\text{g/g}$ FW)	fractie effect	fractie opper- vlak	effect x opper- vlak
nonnetje als voedsel				
brak	0.092	0.159	0.168	0.027
overgang	0.183	0.279	0.375	0.105
marien	0.183	0.279	0.457	<u>0.128 +</u>
ecologisch risico				0.26
garnaal als voedsel				
brak	0.187	0.283	0.168	0.048
overgang	0.093	0.161	0.375	0.060
marien	0.093	0.161	0.457	<u>0.074 +</u>
ecologisch risico				0.18

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 25

Tabel 5.3. Het ecologisch risico van (totaal) PCB voor vogels in de Westerschelde.

Compartiment	Concentratie ($\mu\text{g/g}$ FW)	fractie effect	fractie oppervlak	effect x oppervlak
nonnetje als voedsel				
brak	0.393	0.110	0.0168	0.018
overgang	0.246	0.088	0.375	0.033
marien	0.127	0.063	0.457	<u>0.029 +</u>
ecologisch risico				0.080
garnaal als voedsel				
brak	0.076	0.049	0.168	0.008
overgang	0.036	0.033	0.375	0.012
marien	0.021	0.025	0.457	<u>0.011 +</u>
ecologisch risico				0.032

Het ecologisch risico maakt het nu mogelijk om een vergelijking tussen stoffen of voedselsoorten te maken. Zo blijkt het ecologisch risico voor vogels die nonnetjes eten hoger te zijn dan voor garnaleneters. Hierbij moet echter bedacht worden dat de energieinhoud per gram van garnalen kleiner is dan van nonnetjes. Om aan hun energiebehoefte te voldoen, zullen vogels dus meer garnalen dan nonnetjes moeten eten. De concentratie van deze twee soorten mag dan verschillen, de intake (en dus het ecologisch risico) kan zodoende toch gelijk zijn. Om hiervoor te corrigeren zouden concentraties op energiebasis i.p.v. versgewichtbasis uitgedrukt moeten worden.

Tevens blijkt het ecologisch risico van kwik in de Westerschelde groter te zijn dan van PCB's. Voor kwik lijkt het risico onaanvaardbaar groot. Het risico van PCB is weliswaar lager, maar nog steeds hoog. Worden de gemeten concentraties vergeleken met de huidige AMK (zoals berekend in paragraaf 4.4) dan blijkt voor kwik de norm overschreden te worden en voor PCB niet. De normen berekend met de RAB-methode (paragraaf 4.1.2) worden in de Westerschelde zowel voor kwik als voor PCB overschreden.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 26

5.3 Toepassing op aquatische organismen

Voor de risicoschatting op vogels zijn weinig NOEC's voorhanden. Bovendien zijn de onzekerheden groot (zie de discussie). Voor aquatische organismen zijn meer toxiciteitsgegevens beschikbaar, waarvan cadmium één van de best onderzochte stoffen is. Kaag (1991) heeft een literatuurstudie naar toxiciteitsgegevens van op mariene aquatische organismen gedaan. Deze set gegevens kan gebruikt worden voor een risicoschatting van cadmium in de Westerschelde.

Bij de selectie van de toxiciteitsgegevens uit Kaag (1991) is uitgegaan van een aantal criteria:

1. Van een bepaalde soort is de gevoeligste relevante parameter genomen. De volgende parameters worden als relevant beschouwd; sterfte, groei, reproductie, immobiliteit (vaak gebruikt als kenmerk van sterfte) en fotosynthese.
2. Van een bepaalde soort is het gevoeligste stadium gebruikt, ongeacht of dit het larvale, juveniele of adulte stadium betreft.
3. De NOEC krijgt de voorkeur boven de LC50 of EC50. Indien uit bovenstaande criteria meerdere NOEC's overblijven is gebruik gemaakt van de langste blootstellingsduur.
4. Als geen NOEC beschikbaar is, is uitgegaan van de LC50 of de EC50. Indien meerdere LC50- of EC50-waarden aanwezig zijn is geselecteerd op blootstellingsduur. In afnemende prioriteit: 4 dagen, korter dan 4 dagen, langer dan vier dagen.

Met de relatie die Slooff et al. (1986) vonden is de relatie tussen de (acute) LC50 of EC50 omgerekend naar een chronische NOEC:

$$\text{NOEC } (\mu\text{g/l}) = 0.52 \times \text{LC50}^{0.95} (\mu\text{g/l})$$

5. Bij meerdere NOEC's (of LC50/EC50-waarden) van één stadium en één parameter is het geometrisch gemiddelde genomen.
6. Toxiciteitsgegevens zijn alleen gebruikt indien ze voorzien waren van een I, S, 1 of 2 (zie Kaag, 1991 voor een verklaring). Deze codes staan voor de betrouwbaarheid van het onderzoek.

Met behulp van deze criteria zijn voor 75 soorten NOEC's gevonden, verdeeld over 7 groepen organismen:

- algen (6)
- annelida (7)
- crustacea (37)
- stekelhuidigen (1)
- mollusca (10)
- nematoda (2)
- beenvissen (12)

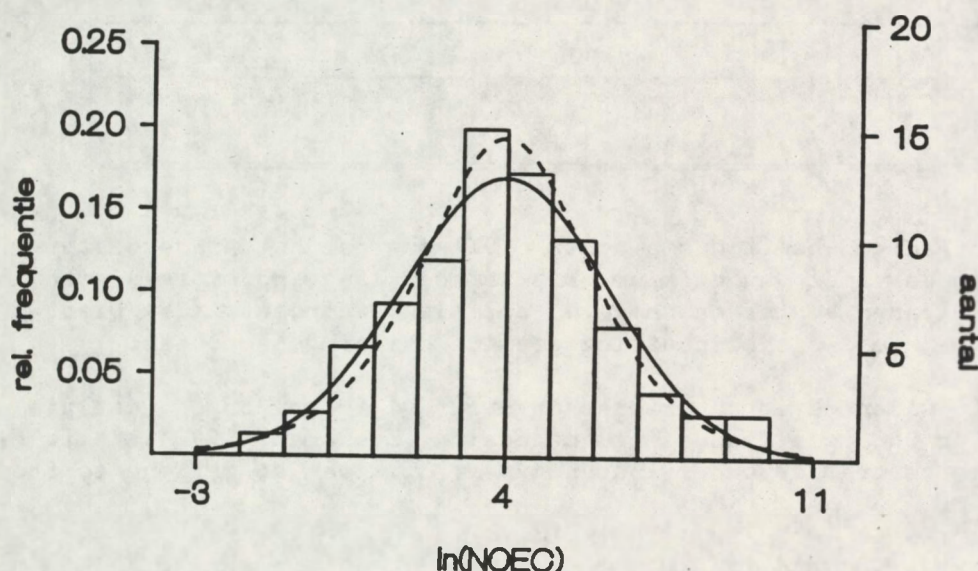
De log-logistische verdeling van NOEC's wordt met deze gegevens vastgelegd met een geometrisch gemiddelde (X_m) van 3.958 en een standaarddeviatie (S_m) van 2.327.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 27

Door de grote hoeveelheid getallen kan (grafisch) getoetst worden of de NOEC's log-logistisch verdeeld zijn (figuur 5.3). De RAB-methode gaat namelijk van de veronderstelling uit dat de NOEC's log-logistisch verdeeld zijn. Dit blijkt voor cadmium inderdaad het geval te zijn. Tevens is de log-normale verdeling weergegeven. Deze wordt gebruikt door Wagner en Lokke om vanuit NOEC-gegevens een ecotoxicologisch beschermingsniveau te berekenen (mondelinge mededeling Slob, 1990). Ook deze verdeling volgt de frequentieverdeling van de werkelijke NOEC's.



Figuur 5.3. Frequentie verdeling van 75 werkelijke NOEC's voor cadmium (staafjes), de geschatte log-logistische verdeling (stippellijn) en de geschatte log-normale verdeling (getrokken lijn).

De blootstellingsconcentraties in het Nederlandse deel van de Westerschelde zijn afkomstig van het SAWES-databestand (schriftelijke mededeling van Eck en Pieters, 1990). Het zijn jaargemiddelde concentraties over de periode 1987 - 1989. De effecten worden berekend aan de hand van de opgeloste concentraties. De sedimentconcentraties zijn gegeven om de gradiënt te laten zien die aanwezig is in de Westerschelde (door verdunning van het vervuilde 'zoete' slib met het schone 'mariene' slib). Dat de opgeloste concentraties geen gradiënt vertonen wordt veroorzaakt door mobilisatie in het (zuurstofrijke) mariene deel van de Westerschelde (de metaalsulfides worden geoxideerd, zodat de metalen vrij komen en in oplossing gaan). De verdunning en de mobilisatie zijn twee tegengestelde processen die een gradiënt voorkomen (mondelinge mededeling Zwolsman, 1990).

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 28

In tabel 5.4. staat het berekende ecologisch risico van het opgeloste cadmium.

Tabel 5.4. Het ecologisch risico van cadmium voor aquatische organismen in de Westerschelde.

comparti- ment	opgelos- te conc. ($\mu\text{g/l}$)	sediment conc. ($\mu\text{g/g}$)	fractie effect	fractie opper- vlak	effect x oppervlak
brak	0.051	5.3	0.005	0.168	0.74×10^{-3}
overgang	0.076	1.4	0.006	0.375	2.26×10^{-3}
marien	0.052	0.9	0.005	0.457	$2.05 \times 10^{-3}+$
ecologisch risico					5.0×10^{-3}

Een aquatisch organisme heeft dus slechts 0.5% kans dat het in de Westerschelde effect ondervindt van cadmium. Dit is zeer laag. Bodemorganismen in het brakke deel kunnen echter aan hogere (porie)waterconcentraties blootstaan. Daar is bij deze risicoschatting geen rekening mee gehouden.

Rond de jaren 80 waren de concentraties ongeveer vijf maal hoger, met piekconcentraties van $0.8 \mu\text{g/l}$ (mondelinge mededeling Zwolsman, 1990). Zelfs bij deze hoge piekconcentraties ondervindt nog maar 3.7% van de mariene soorten effect.

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 29

6 DISCUSSIE

6.1 Vergelijking algemene milieukwaliteit met normen gebaseerd op vogels

De DBW-methode kan op 5 van de 7 stoffen worden toegepast. Chroom en nikkel vallen af, omdat respectievelijk een NOEC en een BCF ontbreken. Voor kwik en de Σ 7 PCB's komen de risiconiveau's lager uit dan de huidige algemene milieukwaliteit (factor 3, terwijl voor lood de getallen dichter bij elkaar liggen (factor 2). De risiconiveau's van cadmium en lindaan zijn bij het toepassen van de DBW-methode op NOEC's van vogels hoger dan de algemene milieukwaliteit. Het toepassen van de RAB-methode op vogels levert voor kwik en de Σ 7 PCB's eveneens een lagere en voor lood dezelfde norm op (zie tabel 5.1). Op de normen van cadmium en lindaan is de RAB-methode niet toegepast, omdat van die stoffen slechts één NOEC bekend was.

Tabel 5.1 De algemene milieukwaliteit volgens de 3e nota en volgens de DBW- en RAB-methode toegepast op vogels. (totaal waterconcentratie in $\mu\text{g/l}$).

Stof	algemene milieu- kwaliteit	volgens DBW- methode	volgens RAB- methode
kwik	0.03	0.0096	0.0041
lood	25.0	12.6	17.5
cadmium	0.13	0.64	-
lindaan	0.01	42	-
totaal PCB	5.4×10^{-3}	2.0×10^{-3}	3.2×10^{-5}

- = methode is niet toepasbaar

De DBW-methode en RAB-methode kunnen slechts voor 3 stoffen vergeleken worden. Voor kwik en lood liggen ze in dezelfde orde van grootte. Voor PCB ligt het risiconiveau, zoals berekend met de RAB-methode, een faktor 100 lager. De gegevens zijn echter te gering en te onbetrouwbaar om een uitspraak te kunnen doen over de gevoeligheid van de twee methoden. Van der Meent et al. (1990) rekende echter met een uitgebreide dataset de twee methoden door en concludeerde dat over het algemeen de normen in dezelfde orde grootte liggen.

Vogels zijn voor een aantal stoffen blijkbaar gevoelige organismen. Bij de algemene milieukwaliteit, die niet op vogels gebaseerd is, kan voor sommige stoffen effect verwacht worden. Het percentage vogelsoorten dat effect ondervindt bij de algemene milieukwaliteit is voor kwik, lood en PCB respectievelijk 6.3, 1.3 en 10%. VROM beschouwt 5% als het maximaal toelaatbare risico (Omgaan met risico's). Dat effect verwacht wordt op deze vogels wil niet zeggen dat de populaties van deze soorten uitsterven bij de algemene milieu-kwaliteit, maar dat hun NOEC wél overschreden wordt.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 30

Over gevoeligheid tussen vogelgeslachten kan geen conclusie getrokken worden, omdat te weinig NOEC's bekend zijn. Bovendien ontbreken belangrijke families (zoals steltlopers) in de tabel. Wat wel een interessant verschil is, is dat de NOEC voor PCB van een stern vele malen lager ligt dan de NOEC voor de zee-koet (*Uria aalge*). Hoewel andere parameters vergeleken worden, schuilt hierin misschien een verklaring voor de afname van de grote stern sinds 1930 en de toename van de zeekoet (3e Nota Waterhuishouding, pagina 48).

De bovenstaande uitspraken zijn met een grote onzekerheid omgeven. Ten eerste omdat de verschillende NOEC's onder verschillende omstandigheden bepaald zijn (zie Eys, 1990) wat een grote variatie tot gevolg heeft. De RAB-methode is erg gevoelig voor variatie: hoe groter de variatie, hoe lager de norm (dit is de verklaring voor de lage norm van PCB's). Ten tweede worden zeer veel omrekeningsfactoren gebruikt (van DW naar FW, van ei naar voedsel, van voedsel naar water, van LOEC naar NOEC). Zeker in de BCF-waarden zit nu een grote onzekerheid. Om bovenstaande nadelen zoveel mogelijk te vermijden is een gerichte literatuurstudie gewenst. Er kan bijvoorbeeld gebruik gemaakt worden van de niet-watervogels. Zo kan voorkomen worden dat ook LOEC-gegevens gebruikt gaan worden. Een omrekening van LOEC naar NOEC voor warmbloedigen wordt over het algemeen onacceptabel gevonden.

6.2 De voor- en nadelen van de DBW- en de RAB-methode

De DBW- en RAB-methode kunnen op vele punten met elkaar vergeleken worden. In deze notitie worden alleen de hoofduitgangspunten besproken.

Het uitgangspunt van de DBW-methode is mengseltoxiciteit in combinatie met de laagst gevonden NOEC. Het is zinvol om een veiligheidsfactor in te bouwen vanwege het voorkomen van meerdere stoffen in het milieu. De manier waarop dit gebeurd kan echter beter onderbouwd worden. Zo is het zeer arbitrair om X (de fractie van stoffen waarvan een NOEC bekend is) voor zware metalen op twee te stellen. Ook het feit dat stofgroepen onderling niet additief werken (op vier uitzonderingen na) is niet helemaal juist. Verwacht mag worden dat bijvoorbeeld PCB's en dioxines door eenzelfde werkingsmechanisme additief zijn. Bovendien is aannemelijk gemaakt dat additiviteit bij NOEC's minder duidelijk is dan op grond van LC50-experimenten verwacht mag worden (Deneer, 1988 volgens de Groot et al., 1989).

Het feit dat uitgegaan wordt van de laagste NOEC is een groot nadeel. Dit gaat er vanuit dat het gevoeligste organisme getoetst is en dit kan zo goed als nooit het geval zijn. Bovendien wordt door meer toxiciteitsonderzoek de kans vergroot dat een gevoeliger soort gevonden wordt en de norm dus lager wordt. Bij de RAB-methode leidt meer onderzoek echter tot een kleinere veiligheidsfactor (door een kleiner betrouwbaarheidsinterval). Dit is een meer gewenste situatie.

Voordeel van de DBW-methode is dat al rekening gehouden wordt met vogels en dat normen omgerekend kunnen worden van het ene milieucompartiment (bijv. voedsel) naar het andere milieucompartiment (bijv. sediment).

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101
datum: augustus 1990
bladnr: 31

Het grote voordeel van de RAB-methode is dat het uitgaat van verschil in gevoeligheid. Bij het berekenen van de norm worden alle beschikbare NOEC's gebruikt. De statistische onderbouwing kan echter beter. Het RIVM heeft de methode zodanig aangepast dat het betrouwbaarheidsinterval van de HC_p correcter wordt geschat (van de Meent et al., 1989). Het gevolg is wel dat de normen bij weinig toxiciteitsgegevens lager uitkomen (voor kwik 10 maal en voor PCB 70 maal). Minimaal moeten 4 NOEC's bekend zijn, zodat in deze notitie geen norm voor lood berekend zou mogen worden.

Een ander groot voordeel van de RAB-methode is dat hij ook voor het vaststellen van andere normen gebruikt kan worden. Zo hebben Denneman en van Gestel (1990) de methode gebruikt voor het berekenen van de signaleringswaarde. Bovendien kan de methode gebruikt worden voor het geven van een (kwantitatieve) risicoschatting. De RAB-methode voorkomt op deze manier dat iedere norm een eigen methode behoeft.

In deze notitie is duidelijk gemaakt dat de RAB-methode niet alleen op terrestrische en waterbodems toepasbaar is, maar tevens op vogels. Hierbij moeten wel omrekeningen plaatsvinden van voedsel- naar waterconcentraties m.b.v. de DBW-methode.

6.3 De voor- en nadelen van de risicoschattingmethode

Met de in deze notitie gepresenteerde risicoschattingmethode is het mogelijk gebleken om voor de stoffen kwik en PCB het ecologisch risico voor vogels in de Westerschelde aan te geven. Onder het ecologisch risico wordt letterlijk verstaan: de kans dat de NOEC van een willekeurige vogelsoort op een willekeurige plek in de Westerschelde bij een chronische blootstelling overschreden wordt. Afhankelijk van het dieet (nonnetjes of garnalen) is het ecologisch risico van kwik voor vogels respectievelijk 26 en 18%. Voor PCB is dit 8 en 3%. Zeker voor kwik is dit te hoog, zelfs als de onzekerheden (zie Eys, 1990) in ogenschouw genomen worden. Ook voor PCB's is het risico hoog. Deze conclusies stemmen redelijk overeen met die van Eys (1990), die eveneens de concentraties kwik en PCB in de Westerschelde zo hoog vindt dat effect op vogels verwacht mag worden. Zij acht het risico van PCB's echter groter dan die van kwik. Door de vele omrekeningsfactoren in de hier gepresenteerde methode is deze risicoschatting indirecter dan die van Eys (1990). Hij is echter wel kwantitatiever.

Eveneens is het ecologisch risico van cadmium voor mariene aquatische organismen berekend. Voor deze organismen is de kans op effect slechts 0.5%. Hierbij is geen rekening gehouden met verschillen tussen laboratorium- en veldomstandigheden (zoals biologische beschikbaarheid, stress, etc.).

De methode kan - zoals blijkt uit deze notitie - toegepast worden op vogels. In de definitie wordt echter gesproken over chronische blootstelling en over een willekeurige plek. Aangezien vogels zeer mobiel zijn, zullen ze (bijna) nooit op één plek foerageren, zodat een chronische blootstelling op één locatie onrealistisch is. Dit probleem is niet eenvoudig op te lossen; voor zoöbenthos speelt dit probleem echter niet. Een andere moeilijkheid betreft de

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 32

term willekeurige plek. Vogels zullen niet op iedere plek in de Westerschelde even graag foerageren. De intergetijde-gebieden zullen bijvoorbeeld de voorkeur hebben. Hiervoor kan eenvoudig gecorrigeerd worden door een 'preferentiefactor' per compartiment mee te nemen.

Een bron van variatie zijn de verschillende soorten voedsel. Hierdoor moet per voedselsoort een risicoschatting gedaan worden. Bovendien dragen de verschillende soorten voedsel bij aan de spreiding van NOEC's, zodat de log-logistische verdeling breder wordt. De gezondheidsraad stelde al in 1985 voor om de dosis uit te drukken op calorische waarde. Door de voedselconcentraties op energiebasis i.p.v. versgewichtbasis uit te drukken zal de spreiding van NOEC's kleiner worden.

Tot nog toe wordt het ecologisch risico alleen als mediaan van het betrouwbaarheidsinterval berekend. Het betrouwbaarheidsinterval zelf (o.a. afhankelijk van het aantal getoetste soorten) geeft extra informatie over de zekerheid van de risicoschatting. In de toekomst zal een methode ontwikkeld worden om een betrouwbaarheidsinterval van het ecologisch risico te berekenen.

Als bovengenoemde punten opgelost zijn is deze risicoschattingsmethode een zeer krachtig gereedschap om op een relatief eenvoudige wijze een risico-analyse van microverontreinigingen uit te voeren. Pas als andere menselijke ingrepen (bijv. eutrofiëring) meegenomen moeten worden of als rekening gehouden moet worden met soortinteracties moet overgestapt worden naar uitgebreide dynamische modellen (zoals REFEREE).

6.4 Conclusies

Met de RAB-methode kan slechts voor kwik, lood en PCB normen voor vogels berekend worden. Voor de andere stoffen (en eigenlijk ook voor lood) zijn te weinig NOEC's beschikbaar om de methode toe te passen. De DBW-methode kan behalve voor kwik, lood en PCB ook op cadmium en lindaan toegepast worden. Ook voor de DBW-methode zijn niet genoeg gegevens gevonden om een norm voor chroom en nikkel te berekenen.

De met deze twee methoden berekende normen voor kwik en PCB zijn lager dan de huidige algemene milieukwaliteit. Voor de andere stoffen is dit niet het geval. Blijkbaar zijn vogels voor kwik en PCB gevoelige organismen.

Voor lood en kwik liggen de RAB-norm en de DBW-norm in dezelfde orde van grootte, voor PCB is de RAB-norm (door de grote spreiding in de NOEC's) veel lager. Een uitspraak over de verschillen in gevoeligheid van de twee methoden kan echter door het geringe aantal stoffen niet gedaan worden.

Het is mogelijk gebleken om de RAB-methode toe te passen op vogels. Hierbij vullen de twee methoden elkaar prima aan; de RAB-methode kan gebruikt worden voor het berekenen van de veiligheidsfactor, terwijl de DBW-methode gebruikt kan worden voor het omrekenen van voedselconcentratie naar concentraties in andere milieucompartimenten (zwevend stof, water, sediment).

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 33

Van de RAB-methode kan tevens een bruikbare risicoschattingsmethode afgeleid worden. Bij toepassing op de Westerschelde blijkt het ecologisch risico (= kans op effect) van kwik en in mindere mate van PCB voor vogels onacceptabel hoog. Hierbij zijn - net als in bovengenoemde conclusies - de onzekerheden groot. De Risicoschattingsmethode is een krachtig doch eenvoudig hulpmiddel voor het schatten van (kwantitatieve!) risico's van microverontreinigingen in een bepaald gebied. Met deze methode kunnen risico's van gebieden of stoffen met elkaar vergeleken worden.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 34

7 LITERATUUR

- Berg, M.M.H.E. van den & Groot, W.T. de 1987 Monitoring voor waterbodembeluid: eerste ontwerp van een monitorprogramma m.b.t. toxische stoffen in de waterbodems van de Rijkswateren, ten behoeve van kwaliteitsbepaling. Centrum voor Milieukunde, Leiden
- Brisbin, L. jr., White, G.C. & Bush, P.B. 1986 PCB intake and the growth of waterfowl: multivariate analyses based on a reparameterized Richards sigmoid model. Growth 50: 1-11
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1988 Lead and behavioral development: effects of varying dosage and schedule on survival and performance of young common terns (*Sterna hirundo*). Journal of Toxicology and Environmental Health 24: 173-182
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1988 Effects of lead on growth in young herring gulls (*Larus argentatus*). Journal of Toxicology and Environmental Health 25: 227-236
- Cain, B.W. & Pafford, E.A. 1981 Effects of dietary nickel on survival and growth of mallard ducklings. Arch. Environm. Contam. Toxicol. 10: 737-745
- Cain, B.W., Sileo, L., Franson, J.C. & Moore, J. 1983 Effects of dietary cadmium on mallard ducklings. Environmental Research 32: 286-297
- Chakravarty, S. & Lahiri, P. 1986 Effect of lindane on eggshell characteristics and calcium level in the domestic duck. Toxicology 42: 245-258
- Cossa, D. 1988 Cadmium in *Mytilus* spp.: Worldwide survey and relationship between seawater and mussel content. Marine Environmental Research 26: 265-284
- Deneer, J.W. 1988 The toxicity of aquatic pollutants: QSAR's and mixture toxicity studies. Academisch Proefschrift, Rijksuniversiteit Utrecht
- Denneman, C.A.J. & Gestel, C.A.M. van 1990 Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM-rapport 725 201001
- Derde Nota Waterhuishouding. Water voor nu en later. Tweede kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1-2. Staatsuitgeverij, Den Haag
- Eys, Y.A. 1990 De ecotoxicologische betekenis van gehalten van microverontreinigingen in watervogels van de Westerschelde. DGW notitie GWAO-90.10086

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 35

- Finley, M.T., Dieter, M.P. & Locke, L.N. 1976 Sublethal effects of chronic lead ingestion in mallard ducks. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 1: 929-937
- Finley, M.T. & Stendell, R.C. 1978 Survival and reproductive success of black ducks fed methyl mercury. *Environ. Pollut.* 16: 51-64
- Friend, M. en Trainer, D.D. 1970 Polychlorinated biphenyl: interaction with duck hepatitis virus. *Science* 170: 1314.
- Gaag, M.A. van der, Stortelder, P.B.M. & Kooij, L.A. van der 1989 Ecotoxicologische aspecten van het begrip basiskwaliteit voor water: een pragmatische benadering. *H₂O* 22: 322-325
- Gezondheidsraad 1985 Advies inzake Uitgangspunten voor normstelling
- Gilbertson, M. & Fox, G.A. 1977 Pollutant-associated embryonic mortality of Great Lakes herring gulls. *Environ. Pollut.* 22: 211-216
- Groot, A.J. de, Vegter, J.J., Schobben, J.H.M., Eys, Y.A. & Straalen, N.M. van 1989 Normering van waterbodems. TCB-rapport: A89/06-R
- Harris, M.P. & Osborn, D. 1981 Effect of a polychlorinated biphenyl on the survival and breeding of puffins. *Journal of Applied Ecology* 18: 471-479
- Heinz, G.H. 1974 Effects of low dietary levels of methylmercury on mallard reproduction. *Bull Environ. Contam. Toxicol* 11: 386-392
- Heinz, G.H., Haseltine, S.D., Reichel, W.L. & Hensler, G.L. 1983 Relationships of environmental contaminants to reproductive success in red-breasted mergansers *Mergus serrator* from Lake Michigan. *Environ. Pollut.* (Series a) 32: 211-232
- Jefferies, D.J. & Parslow, J.L.F. 1976 Thyroid changes in PCB-dosed guillemots and their indication of one of the mechanisms of action of these materials. *Environ. Pollut.* 10(4): 293-311
- Kaag, N.H.B.M. 1991 Een ecotoxicologische database voor de belangrijkste in het Schelde-estuarium voorkomende toxicanten. DGW-notitie GWWS-91.13010.
- Kansen voor waterorganismen: Normstelling. 1989 DBW/RIZA nota nr. 89.016a
- Kansen voor waterorganismen: Normstelling, basisgegevens 1989 DBW/RIZA nota nr. 89.016a
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A. 1989 Interspecific differences in Zn, Cd and Pb accumulation by freshwater algae and bryophytes. *Hydrobiologia* 175(1): 1-12

behoort bij: notitie GWA0-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 36

- King, K.A., Lefever, C.A. & Mulhern, B.M. 1983 Organochlorine and metal residues in royal terns nesting on the central Texas coast. J. Field Ornithol. 54(3): 295-303
- Kock, W.Chr. de & Marquenie, J.M. 1981 De experimentele toepassing van de mossel, *Mytilus edulis* L., bij het meten van zware metalen en organische micro-verontreinigingen in Nederlandse kustwateren. TNO-rapport MD-N&E 81\2
- Kooijman, S.A.L.M. 1987 A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. Wat. Res. 21: 269-276
- Kubiak, T.J., Harris, H.J., Schwartz, T.R., Stalling, D.L., Trick, J.A., Sileo, L., Docherty, D.E. & Erdman, T.C. 1989 Microcontaminants and reproductive impairment of the forster's tern on Green Bay, Lake Michigan 1983. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18: 706-727
- Meent, D. van der, Aldenberg, T., Canton, J.H., Gestel, C.A.M. van & Slooff, W. 1990 Streven naar Waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem". RIVM-rapport 670101001
- Mendola, J.T. & Risebrough, R.W. 1977 Contamination de l'avifauna Camarguaise par des residus organochlores. Environ. Pollut. 13: 21-31
- Milieuprogramma 1988-1991, Voortgangsrapportage, 1987. Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20202 nrs. 1-2. Staatsuitgeverij, Den Haag
- Ministriële verklaring van de derde internationale conferentie over de bescherming van de Noordzee 1990 Den Haag
- Nationaal Milieubeleidsplan (NMP) Kiezen of verliezen. Tweede kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nrs. 1-2 Staatsuitgeverij, Den Haag
- Omgaan met risico's. Tweede kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, no 5
- Scheuhammer, A.M. 1987 The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: A review. Environ. Pollut. 46: 263-295
- Scholten, M.C.Th. & Foekema, E.M. 1988 Onderzoek naar de effecten van een verhoogd gehalte aan microverontreinigingen in het voedsel, op de conditie en voortplanting van watervogels. TNO-rapport R 88/145
- Straalen, N.M. van & Denneman, C.A.J. 1989 Ecotoxicology and Environmental Safety 18: 241-251
- Straalen, N.M. van 1990 New methodologies for estimating the ecological risk of chemicals in the environment. Proceedings sixth International congress International Association of Engineering Geology. D.G. Price (ed.): 165 - 173.

behoort bij: notitie GWAO-90.10.101

datum: augustus 1990

bladnr: 37

Stendell, R.C., Cromartie, E., Wiemeyer, S.N. & Longcore, J.R. 1977 Organo-chlorine and mercury residues in canvasback duck eggs, 1972-1973
J. Wildl. Manage. 41(3): 453-457

Vermeer, K., Armstrong, F.A.J. & Hatch, D.R.M. 1973 Mercury in aquatic birds at Clay Lake, western Ontario. J. Wildl. Management. 37: 58-61

Wattel, G. 1989 Beschrijving SAWES-bestanden t.b.v. SAWES-model. DGW-notitie GWWS-89.648

