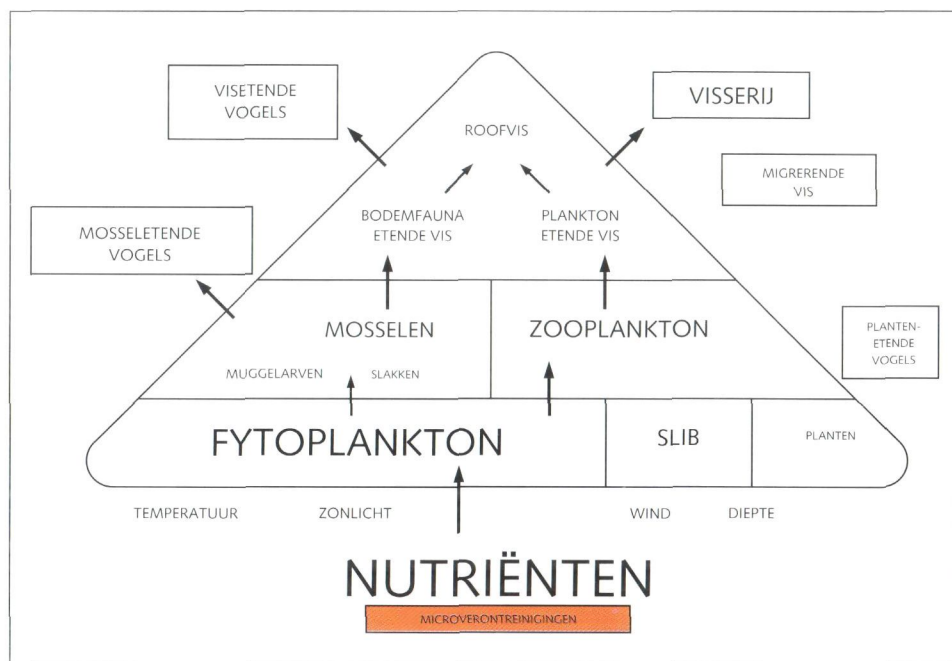


9. Ecotoxicologie

Charlotte Schmidt, Hannie Maas (RIZA), Roel Knobben (Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs b.v.) en Henk Pieters (RIVO-DLO)



Het jonge onderzoeksveld van de ecotoxicologie bestudeert de relaties tussen toxische stoffen en organismen die in het milieu aanwezig zijn. In de zeventiger en begin tachtiger jaren lag de nadruk op het bepalen van de toxiciteit van afzonderlijke stoffen in water op een soort in het laboratorium. Met die aanpak was de vertaling naar de veldsituatie moeilijk te maken. Daar zijn tenslotte een groot aantal toxische stoffen en een groot aantal soorten organismen gelijktijdig aanwezig. Recent onderzoek richt zich meer op testsystemen die meer op de veldsituatie lijken en uit meer biotische of abiotische componenten bestaan, zoals bioassays en mesocosms. Hierdoor ontstaat meer inzicht in het gedrag en lot van de stof in het milieu en inzicht in de betekenis van effecten op een soort voor de levensgemeenschap waar deze deel van uitmaakt.

Inleiding

Het ecotoxicologisch onderzoek stelt de vraag centraal in hoeverre de aanwezigheid van toxische stoffen in het watersysteem gevolgen heeft voor de aanwezige soorten en levensgemeenschappen. In het watersysteem IJsselmeer is een veelheid aan zowel toxische stoffen als plante- en diersoorten aanwezig, waarvoor het onmogelijk is alle onderlinge relaties te onderzoeken. Het onderzoek benadert dit probleem door metingen aan een beperkt aantal organismen en processen te extrapoleren naar de gevolgen of risico's voor het gehele ecosysteem.

De nadruk van het onderzoek ligt op het proces van bioaccumulatie, de ophoping van stoffen in organismen. Het meten van deze stoffen in organismen levert inzicht in de mate waarin de stof in organismen opgenomen wordt, de biologische beschikbaarheid, en de verspreiding van de stof in de voedselketen.

Daarnaast is met bioassays onderzocht of het oppervlaktewater en het sediment acute of chronische effecten veroorzaken onder laboratoriumomstandigheden. Deze vrij nieuwe techniek is in 1992 voor het eerst in het landelijk biologisch meetnet toegepast.

Methoden

Bioaccumulatie

Organische microverontreinigingen met een lipofiel karakter en zware metalen behoren tot de stoffen die sterk ophopen in organismen. Opna-

me van stoffen vindt in de lagere trofische niveaus vooral plaats door rechtstreekse opname vanuit water of sedimentdeeltjes, en in mindere mate via voedsel. Op de hogere trofische niveaus is de ophoping via voedsel van groter belang. In het IJsselmeergebied vindt het onderzoek aan accumulatie plaats aan twee soorten van verschillend trofisch niveau, te weten de primaire consument Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en Aal (*Anguilla anguilla*) als vertegenwoordiger



Foto 15

De stress van microverontreinigingen op het ecosysteem van het IJsselmeer en Markermeer is lastig te bepalen. Met behulp van een aantal methodes wordt een indicatie van het effect van een aantal stoffen op het systeem verkregen. Een van de methodes is de bepaling van accumulatie van microverontreiniging in Aal. De monitoring van ecotoxicologische effecten is beschreven in het RIZA werkdocument 91.152 fx.

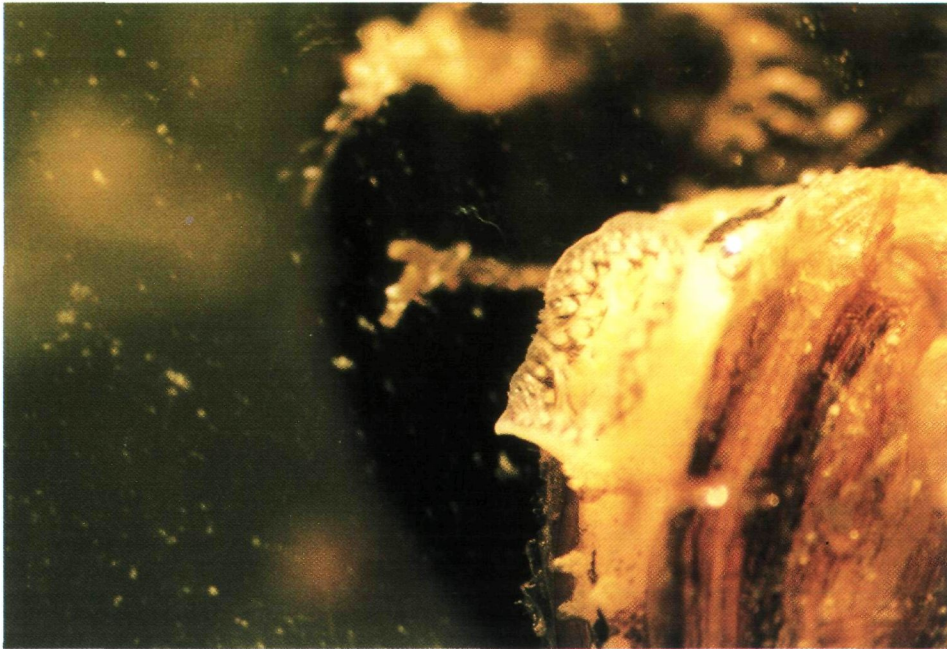


Foto 16

Sinds begin jaren '70 wordt de Driehoeksmossel gebruikt om de accumulatie van microverontreinigingen te bepalen. De Driehoeksmossel filtert alle partikelen, ongeacht zwevend stof of algen, uit het water. Doordat ze relatief weinig gevoelig zijn voor toxische stoffen en in verschillende habitats voorkomen, zijn ze zeer geschikt voor de bepaling van de bioaccumulatie van microverontreinigingen.

van de secundaire consumenten. Beide soorten zijn geschikt om de biobeschikbaarheid van zware metalen en organische verbindingen te meten door hun vaste verblijfplaats (Driehoeksmossel) of weinig migrerende karakter (Aal). Het hoge vetgehalte van Aal maakt deze soort tevens bijzonder geschikt om de accumulatie van lipofiele stoffen te meten.

In 1992 is de bioaccumulatie gemeten in Driehoeksmosselen, afkomstig uit een schoon referentiegebied, die in netten gedurende een bepaalde periode in het water zijn uitgehangen op de te onderzoeken lokaties (actieve biomonitoring; ABM). Gemeten stoffen zijn o.a.: cadmium, kwik, HCB, PCB, DDE, lindaan en PAK. De keuze van onderzochte stoffen komt voort uit de combinatie van aanwezigheid in het watersysteem en de bioaccumulerende en toxische eigenschappen van de stoffen (zie BOX stoffen).

Van de gevangen Aal zijn de accumulatie-niveaus van o.a. kwik, Σ DDT, PCB's, HCB en hexachloorcyclohexanen (waaronder lindaan) vastgesteld.

Vergelijking van de gemeten concentraties in de weefsels van Driehoeksmosselen en Aal met de MTR's, de Maximaal Toelaatbare Risiconiveau's

voor hun respectievelijke consumenten, levert een indicatie van het risico voor het aquatisch ecosysteem (zie pag. 60). Bij de berekeningen is aangenomen dat mosselen voor 90% uit vocht en voor 5% uit vet bestaan en dat het vetgehalte van Aal 20% is.

Voor een aantal stoffen zijn de resultaten vergeleken met historische gegevens met als doel temporele trends en ruimtelijke verschillen op te sporen. De mogelijkheden van deze vergelijking zijn beperkt omdat voor elke stof de lengte van de beschikbare tijdreeks en de bemonsterde lokaties sterk verschillend of niet compleet zijn. Bij de Driehoeksmosselen bestaat bovendien een methodisch verschil tussen de huidige en histor-

sche gegevens. In eerdere programma's is de accumulatie gemeten in Driehoeksmosselen die ter plekke aanwezig zijn op de waterbodem of op een ander natuurlijk substraat (passieve biomonitoring; PBM).

Passieve monitoring geeft het niveau van accumulatie aan waaraan soorten gedurende een onbekende, maar langere tijd in het watersysteem zijn blootgesteld. Deze gehalten zijn goed gerelateerd aan gehalten in zwevend stof en waterbodem. In 1992 is gemeten met behulp van ABM. Actieve monitoring levert een beeld op van de actuele situatie voor stoffen die voornamelijk aan algen en zwevend materiaal gebonden zijn.

Bioassays

Naast bioaccumulatie-onderzoek is er tevens gebruik gemaakt van zogenaamde bioassays. Bioassays worden gebruikt om acute en chronische toxiciteit van de waterbodem en het oppervlaktewater onder laboratoriumomstandigheden te meten. Voor een beschrijving van de methoden en resultaten van deze relatief nieuwe techniek wordt verwezen naar het intermezzo (pag. 62).

Resultaten en discussie

De bespreking van de resultaten is geconcentreerd rond de bioaccumulatiemetingen. De resultaten van de bioassays staan vermeld in een aparte box.

Bioaccumulatie in Driehoeksmosselen

De resultaten van de accumulatiemetingen in Driehoeksmosselen in het onderzoeksjaar 1992 staan in tabel 1. Alle metingen betreffen actieve biomonitoring met mosselen uit het IJsselmeer.

Tabel 1

Resultaten van accumulatiemetingen in Driehoeksmosselen in 1992.
Results of accumulation measurements in Zebra Mussel, taken in 1992.

stof	IJsselmeer	Markermeer
cadmium ($\mu\text{g}/\text{kg}$ nat)	0.025	0.025
kwik ($\mu\text{g}/\text{kg}$ nat)	0.013	0.011
PCB-153 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ produkt)	0.78	0.54
DDE ($\mu\text{g}/\text{kg}$ produkt)	0.18	0.16
γ -HCH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ produkt)	0.37	0.20
HCB ($\mu\text{g}/\text{kg}$ produkt)	0.079	0.05

Kwik

De gehalten aan totaal-kwik in Driehoeksmosselen blijken relatief hoog. Hoewel er een sterke daling optrad aan het eind van de jaren zeventig, heeft deze daling zich in 1992 niet verder voortgezet. Dit beeld komt ook naar voren in de gehalten totaal-kwik in water (Vrind 1995).

In het Markermeer treden vergelijkbare gehalten aan kwik in Driehoeksmosselen op als in het IJsselmeer, ondanks een geringere beïnvloeding van het water uit Rijnstroomgebied. De nalevering van (methyl)-kwik uit de waterbodem (Pieters en Hagel 1992) is waarschijnlijk de oorzaak van deze stagnatie in daling van kwik-gehalten.

Cadmium

Voor cadmium is een lichte daling van accumulatie-niveau's sinds de zeventiger jaren waarneembaar (Hoogeveen 1995). Dit komt overeen met de daling in de cadmiumconcentratie in het IJsselmeerwater. De totaalconcentraties cadmium in het IJsselmeer en het Markermeer blijven ver onder de NOEC (175 µg/l) en de EC₅₀ (388 µg/l) die voor de filtratiesnelheid is vastgesteld (Kraak *et al.* 1994). De grote dichtheid waarin de Driehoeksmosselen in het IJsselmeer en Markermeer voorkomen bevestigen dit.

De cadmium gehalten in Driehoeksmosselen in het IJsselmeer en het Markermeer liggen net als bij kwik op hetzelfde niveau. Gehalten in Driehoeksmosselen in deze meren liggen een factor 2 lager dan in de Rijn bij Lobith (Van de Guchte *et al.* 1991) en een factor 3 lager dan in de Maas bij Eijsden (Pieters 1993a).

PCB's

Gehalten van PCB in Driehoeksmosselen zijn pas sinds 1988 bekend; te kort voor het onderscheiden van temporele trends. Wel zijn ruimtelijke patronen te ontdekken. Als voorbeeld dienen de accumulatiemetingen van PCB-153. Deze verbinding maakt ca. 30% uit van het totaal aan gemeten PCB's. De lager gechloroerde, maar meer toxische, verbindingen komen in veel lagere gehalten voor.

Uit de accumulatiemetingen in 1988 in Driehoeksmosselen blijkt dat de gehalten aan PCB-153 bij de Afsluitdijk het hoogst waren in vergelijking met de resultaten uit andere jaren en

Cadmium en kwik

Cadmium en kwik zijn het meest toxisch van de zware metalen en vertonen de grootste neiging tot bioaccumulatie. Van cadmium zijn indirecte toxische effecten op de filtratiesnelheid van mosselen bekend. (Kraak *et al.* 1994). Door sanering van lozingen in de metaalindustrie zijn de cadmiumgehalten in het Rijnstroomgebied de laatste jaren sterk gedaald. Een belangrijke bron van kwik in het watermilieu vormde de toepassing van amalgaam. Ook voor deze emissiebron zijn maatregelen getroffen. De stof is echter nog volop in het milieu aanwezig.

Polychloorbifenylen (PCB's)

De gevaren van PCB's in het milieu zijn voornamelijk een gevolg van doorgifte via de voedselketen, waardoor effecten op toppredatoren optreden. Effecten zijn geconstateerd op het broedsucces van verschillende visetende vogelsoorten (Marquenie & Simmers 1988; Van der Gaag *et al.* 1989) en op de voortplanting bij zeehonden (Reijnders 1990). Ook wordt het uitsterven van de Otter in Nederland in verband gebracht met de hoge concentraties van PCB in het watermilieu. Marquenie *et al.* (1986) hebben de effecten van PCB's op Kuifeenden onderzocht.

Organochloorverbindingen (HCB, HCBd, QCS, OCS, en HCH-verbindingen)

De groep van lipofiele en daardoor sterk accumulerende verbindingen komt vrij als bijproduct in de chemische industrie. Bovendien wordt HCB ook als bestrijdingsmiddel gebruikt. Van deze groep komt hexachloorbenzeen in de hoogste gehalten in weefsels voor. Het gebruik van het bestrijdingsmiddel lindaan, dat voor een groot deel uit de stof γ -hexachloorcyclohexaan bestaat, is nog slechts voor enkele toepassingen toegestaan.

DDT, DDE, DDD

Het bestrijdingsmiddel DDT is zeer slecht afbreekbaar. Sinds het begin van de tachtiger jaren is de toepassing in Nederland verboden. Nog steeds worden residuen gevonden in de waterbodem van vele watersystemen en in het vet van aquatische organismen. Door biologische omzettingprocessen worden de individuele DDT-congeneren o,p-DDT en p,p'-DDT omgezet in de sterk toxische en accumulerende o,p-DDE en p,p'-DDE en vervolgens langzaam omgezet in de eveneens sterk toxische en accumulerende o,p-DDD en p,p'-DDD. In verschillende onderzoeken zijn aanwijzingen gevonden dat ernstige effecten op het broedsucces van Aalscholvers en Kuifeenden kunnen worden gerelateerd aan hoge DDE-gehalten in de dieren (Koeman *et al.* 1973; Marquenie *et al.* 1986).

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

Een voorname bron van emissie van PAK's in het milieu is de atmosferische depositie van deeltjes, die door onvolledige verbranding van fossiele brandstof in de lucht uitgestoten zijn. Daarnaast komen de verbindingen in het watermilieu door lozing van olieverbindingen en uitloging van oeverbeschermingsmaterialen. Sommige PAK's en metabolieten daarvan bezitten mutagene of carcinogene eigenschappen. Er zijn nog weinig effecten bekend van deze verbindingen op hogere organismen. Organismen kunnen PAK's wel opnemen en, met name hogere organismen, ook metaboliseren. Daardoor treden geen hoge concentraties op in de hogere trofische niveau's. In lagere organismen, zoals Driehoeksmosselen, is de metabolische activiteit waarschijnlijk geringer, zodat deze soort bruikbaar is om de biobeschikbaarheid van PAK's te meten.

BIOASSAYS

Bioassays worden gebruikt om acute en chronische toxiciteit van de waterbodem en het oppervlaktewater onder laboratoriumomstandigheden te meten.

Toxiciteit waterbodem

De toxiciteit van de waterbodem is gemeten met langdurende toxiciteitstoetsen met de muggelarve *Chironomus riparius* (sediment) en met de watervlo *Daphnia magna* (poriewater van het sediment). De ontwikkeling en sterfte van de muggelarve en de overleving en reproductie van de watervlo worden vergeleken met een 'blanco' (niet-verontreinigd milieu) en dienen als maat voor de toxiciteit.

Hoewel de waterbodem van het Markermeer één van de minst verontreinigde in Nederland is, komen overschrijdingen van de grenswaarden voor bijvoorbeeld kwik en enkele PAK's voor (Winkels 1994). Ook bestrijdingsmiddelen zijn aangetroffen (Vink 1993). In de bioassays veroorzaakt het sediment van het Markermeer echter geen effecten op de overleving en ontwikkeling van muggelarven. Ook in toetsen met de watervlo treden geen effecten op.

De chemische kwaliteit van de waterbodem van het IJsselmeer is slechter dan die van het Markermeer. Gehalten aan cadmium, koper, kwik, zink en nikkel evenals PCB's en PAK overschrijden regelmatig de grenswaarde (Vink en Winkels 1991). In de bioassays blijkt het sediment van het IJsselmeer (Y23) geen effecten te veroorzaken op de ontwikkeling van muggelarven en de reproductie van watervlooien. Ook treedt bij beide organismen geen verhoogde sterfte op (Witteveen+Bos 1994). Uit de bioaccumulatiemetingen blijkt dat de stoffen wel biologisch beschikbaar zijn. De gehalten komen kennelijk niet tot uitdrukking in effecten in de bioassays.

In 1992 zijn naast de bioassays ook de dichtheden van kaakafwijkingen bij Chironomiden in het veld geïnventariseerd. Er bestaan duidelijke aanwijzingen, dat er een verband bestaat tussen het voorkomen van deze afwijkingen en de mate van verontreiniging van de waterbodem (van Urk & Kerkum 1991; van de Guchte 1992).

Bij bemonstering van één lokatie midden in het IJsselmeer en het Markermeer werden te weinig muggelarven aangetroffen om het percentage kaakafwijkingen betrouwbaar vast te stellen. De chemische kwaliteit van de bodem was echter relatief goed (beide klasse 2). Waarschijnlijk waren de habitatkenmerken ter plekke minder geschikt voor het voorkomen van muggelarven.

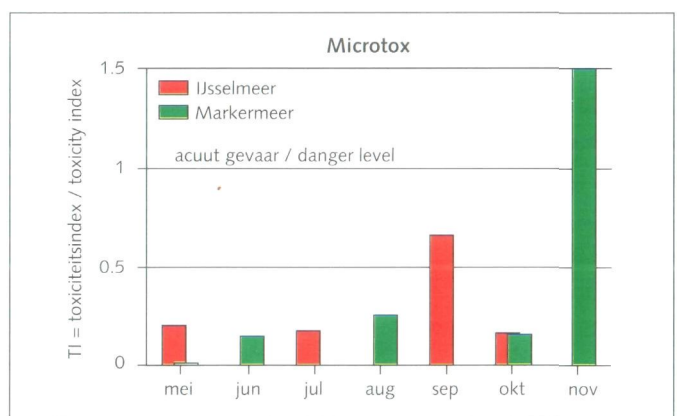
Toxiciteit oppervlaktewater

De toxiciteit van het oppervlaktewater is gemeten met de luminescerende bacterie *Photobacterium phosphoreum*, volgens de Microtox-methode (zie o.a. Hendriks & Pieters 1993; De Zwart en Polman 1993). Toxicische stoffen veroorzaken een afname in de hoeveelheid licht die deze bacterie uitzendt. Het resultaat van de bioassay is de verdunningsfactor van het concentraat waarbij juist een afname van lichtemissie waarneembaar is (EC20), uit te drukken in de toxiciteitsindex TI.

Op één monster na ligt de toxiciteitsindex TI voor alle monsters van het IJsselmeer en Markermeer ver onder het niveau waarbij acuut gevaar optreedt ($TI > 1$; zie figuur). De oorzaak van de extreem hoge toxiciteit in het Markermeer in november is niet duidelijk en kan niet bevestigd worden uit chemische analyse van het onbehandelde oppervlaktewater.

Hoewel er op basis van de test geen direct gevaar voor aquatische organismen bestaat liggen de TI-waarden in alle gevallen boven de voorlopige grens van 0,01. Dit zou betekenen dat er door de belasting met toxicanten op langere termijn een onacceptabel risico voor het ecosysteem kan ontstaan. De chemische analyses in zwevend stof in beide meren bevestigen dit beeld echter niet. De kwaliteitsklasse is 1. Een nadere bepaling van de voorlopige grens lijkt op basis van deze gegevens op z'n plaats.

De gemiddelde toxiciteit van het oppervlaktewater van het Markermeer ligt, met uitzondering van de meting in november, lager dan die van het IJsselmeer, conform de verwachting. Het gemeten toxiciteitsniveau in het IJsselmeer is over het jaar gemiddeld gelijk aan het niveau in de Rijn bij Lobith.



Toxiciteit van oppervlaktewater volgens de Microtox methode.

locaties. De gehalten in het zwevend stof bevestigen dit ruimtelijk patroon niet. De gehalten aan PCB's die in 1992 gemeten zijn in Driehoeksmosselen in het IJsselmeer zijn gemiddeld een factor 2 tot 3 hoger dan gehalten gemeten in het Markermeer (Pieters 1993a/b). Vergeleken met waarden, die in het Rijnstroomgebied gemeten zijn, liggen de accumulatiewaarden voor PCB's in het IJsselmeer echter een factor 5 lager.

DDT, DDE, DDD

De variatie tussen de locaties en de verschillende jaren in de gehalten van de sterk accumulerende congener p,p'-DDE is zeer klein. In het Markermeer is er over de laatste drie jaren een lichte daling in de gehalten van p,p'-DDE op vetbasis waarneembaar. Het gehalte in Driehoeksmosselen is in het Markermeer een factor 2 lager dan in het IJsselmeer.

HCH

Het bestrijdingsmiddel lindaan is nog slechts voor een enkele toepassing toegestaan. Toch worden nog steeds verhoogde gehalten van de HCH-isomeren in Driehoeksmosselen en in Aal gevonden. In 1992 zijn de hoogste gehalten gemeten in het midden van het IJsselmeer. Deze liggen op vergelijkbaar niveau als in watersysteem in het Nederlandse Rijnstroomgebied in 1988 (Van der Valk *et al.* 1989).

PAK's

In het IJsselmeer en Markermeer zijn, in vergelijking met andere watersystemen, lage gehalten PAK in Driehoeksmosselen gemeten, vaak onder het detectieniveau. De accumulatie-niveaus gemeten in de Maas (Eijsden) liggen gemiddeld een factor 5 tot 50 hoger (Pieters 1993a) dan in beide meren.

Bioaccumulatie in Aal

De resultaten van de accumulatiemetingen in Aal, die in 1992 op verschillende locaties in het watersysteem van het IJsselmeer gevangen is, staan in tabel 2.

Kwik

Gehalten aan totaal-kwik in Aal zijn relatief hoog in het IJsselmeer. Hoewel er een sterke daling

stof	IJsselmeer	Markermeer
kwik (mg/kg nat)	0.27	0.15
PCB-153 (mg/kg nat)	0.13	0.071
HCB (mg/kg nat)	0.007	0.006
ΣDDT (mg/kg nat)	0.059	0.042
γ-HCH (mg/kg nat)	0.054	0.036

Tabel 2

Resultaten van accumulatiemetingen in Aal in 1992.

Results of accumulation measurements in eel, taken in 1992.

optrad aan het eind van de jaren zeventig, heeft deze daling zich de laatste jaren niet voortgezet. Dit beeld komt overeen met het verloop van het kwik-gehalte in water en met de gehalten in Driehoeksmosselen.

De kwikgehalten in Aal in het Markermeer zijn net als bij Driehoeksmosselen vergelijkbaar met die in het IJsselmeer.

PCB

PCB-gehalten in Aal uit het IJsselmeer worden al sinds 1979 gemeten. De bespreking van de accumulatiemetingen in Aal beperkt zich tot de congener PCB-153, die in de hoogste concentraties in weefsels voorkomt.

De Boer en Hagel (1994) toonden in 1990 een duidelijk ruimtelijk patroon aan in PCB-gehalten in Aal in het stroomgebied van de IJssel op de locaties IJssel bij Kampen, Ketelmeer, IJsselmeer en Markermeer. Een deel van deze gegevens is in figuur 4 opgenomen. De invloed van het vervuilde Rijnwater uit de IJssel op de PCB-153-gehalten van Aal is duidelijk waarneembaar. Gehalten in Aal bij de Afsluitdijk en in het Markermeer zijn lager dan in de directe nabijheid van het Ketelmeer. In 1988 en 1991 is de ruimtelijke variatie van PCB-gehalten in het zwevend stof in het IJsselmeer gemeten. In 1988 is een duidelijke afname met toenemende afstand tot het Ketelmeer te constateren.

In het centrale gedeelte van het IJsselmeer zijn de gehalten in Aal sinds 1979 met bijna de helft gedaald, waarbij aangemerkt dient te worden dat er in de jaren 1990 tot 1992 weer een stijging in de gehalten waarneembaar is

Deze stijging is in zekere mate ook te zien in het

zwevend-stofgehalte in het IJsselmeer. Een duidelijke trend is echter niet waarneembaar omdat de tijdreeks van PCB-gehalten in het meer pas vanaf 1988 beschikbaar is. Het lijkt eerder of de concentratie aan PCB een constant niveau bereikt. Een stagnatie in daling van het PCB-gehalte in Aal is eveneens gevonden door Hendriks en Pieters (1993) in accumulatiemetingen in het Rijnstroomgebied.

HCB, HCBD, QCB en OCS

Van de vier verbindingen is het gehalte van hexachloorbenzeen in Aal het hoogst. Tabel 2 toont de accumulatiewaarden van HCB in Aal. Zowel in het Markermeer als het IJsselmeer ligt het accumulatie-niveau op constant niveau. De gehalten in het vlees van Aal uit het Markermeer en uit het noorden en midden van het IJsselmeer zijn relatief laag. De gehalten direct bij het Ketelmeer zijn aanmerkelijk hoger.

DDT, DDE, DDD

Van de drie congenen is het gehalte van p,p'-DDE in Aal het hoogst. In tabel 2 zijn de gemeten gehalten aan ΣDDT (=p,p'-DDT; p,p'-DDE; p,p'-DDD) in Aal weergegeven.

De gehalten gemeten nabij het Ketelmeer en bij Urk zijn het hoogst in vergelijking met de andere locaties. Echter in 1992 is in Aal afkomstig uit het midden van het IJsselmeer een hiermee vergelijkbaar gehalte op vetbasis gemeten. In het Markermeer liggen de gehalten in Aal een factor 2 lager.

Risico's voor organismen en het ecosysteem

De bioaccumulatiemetingen in Driehoeksmosselen en Aal laten zien dat een aantal toxische

Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor aquatische systemen

M.A. Beek en J.L. Maas (RIZA)

Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) is de concentratie per stof waarbij (theoretisch) 95% van de potentieel aanwezige soorten binnen een ecosysteem beschermd is. Boven deze concentratie wordt het risico op nadelige effecten voor het ecosysteem als ontoelaatbaar beschouwd. De MTR's dienen ter onderbouwing van de milieukwaliteitsdoelstellingen, de grenswaarden.

Voor ecosystemen worden MTR's over het algemeen afgeleid uit toxiciteitsgegevens waarin organismen direct zijn blootgesteld aan een stof. Voor bepaalde stoffen is het van belang om ook de risico's op effecten via indirecte blootstelling, dat wil zeggen via doorvergiftiging in de voedselketen, mee te nemen. De meest kritische blootstellingsroute, dat wil zeggen de route die het eerst risico's op effecten met zich meebrengt, is uiteindelijk bepalend voor het MTR voor ecosystemen.

In onderstaande tabel staan de MTR's voor aquatische ecosystemen voor een aantal stoffen weergegeven. Deze MTR's zijn uitgedrukt als concentratie in vis en in mossel. Wanneer de meetgehalten in vis of in mossel deze MTR's overschrijden, kan gesteld worden dat de risico's op effecten in het ecosysteem ontoelaatbaar zijn. De stof is als stressfactor in het ecosysteem aanwezig.

De methodiek voor het afleiden van MTR's, inclusief de risico's via doorvergiftiging, ter onderbouwing van de grenswaarden is vastgesteld in het kader van de Integrale Normstelling Stoffen (INS). Deze methodiek en afgeleide MTR's zijn voortgekomen uit diverse RIVM-rapporten, en voor RWS weergegeven in een overzichtsrapport (Beek, 1995).

Tabel 3

Maximaal Toelaatbare Risiconiveau's voor aquatische systemen, gebaseerd op gehalten in vissen en Driehoeksmosselen [mg/kg nat].

Stof	MTR [mg/kg vis]	MTR [mg/kg mossel]
(methyl)-kwik	0,0266	0,0247
cadmium	0,0133	0,008*
PCB-153	0,32*	0,084*
HCB	0,038	0,0147
p,p'DDD	0,035	0,0097
p,p'DDE	0,022	0,018
p,p'DDT	0,023	0,048
∑DDD/DDE/DDT	0,026*	0,020*
lindaan	0,37	0,154

* = niet binnen INS vastgesteld (zie Beek 1995)

stoffen, die in het IJsselmeer-Markermeer voorkomen, biologisch beschikbaar zijn. De blootstelling van deze soorten aan de stoffen leidt door opname uit het water en of het voedsel tot ophoping in weefsels.

De toegepaste onderzoeksmethode was niet primair gericht op het verkrijgen van inzicht in de

betekenis van deze ophoping voor de soorten zelf. De soorten zijn geselecteerd om het risico van stoffen, welke zich ophopen in biota, vast te stellen. De resultaten van de metingen in weefsels zijn op twee manieren bruikbaar om inzicht in het proces van doorvergiftiging te krijgen, enerzijds door de vergelijking van de gehalten

tussen twee belangrijke trofische niveau's (primaire en secundaire consumenten) en anderzijds door deze te toetsen aan de maximaal toelaatbare risiconiveau's voor het aquatische systeem. Daarnaast kan ook directe blootstelling de meest kritische blootstellingsroute zijn. (zie Intermezzo MTR)

Vergelijking accumulatie in Driehoeksmosselen en Aal

Voor alle verbindingen die in beide soorten gemeten zijn (zie tabel 1 en 2), liggen de gehalten in Aal een factor 2 tot maximaal 20 hoger dan in Driehoeksmosselen. De verhouding is voor kwik het hoogst: 10-20 maal zo hoog in Aal. Het accumulatie-niveau van PCB-153 in Aal ligt in het IJsselmeer en Markermeer een factor 5 respectievelijk 2 hoger dan in Driehoeksmosselen. Hendriks en Pieters (1993) vinden een gemiddelde verhouding van 3 voor PCB-153 in verschillende watersystemen in het Rijnstroomgebied in 1990.

Het accumulatie-niveau van HCB en QCB voor Driehoeksmosselen (op basis van vetgewicht) ligt een factor 3 lager dan voor Aal. Voor ∑DDT geldt in beide meren een factor 5. Ook de gehalten van γ-HCH in Aal liggen een factor 4-6 hoger dan de gehalten in Driehoeksmosselen. De resultaten bevestigen de verwachting dat er sprake is van ophoping in de voedselketen.

Toetsing van accumulatie-niveau's aan MTR

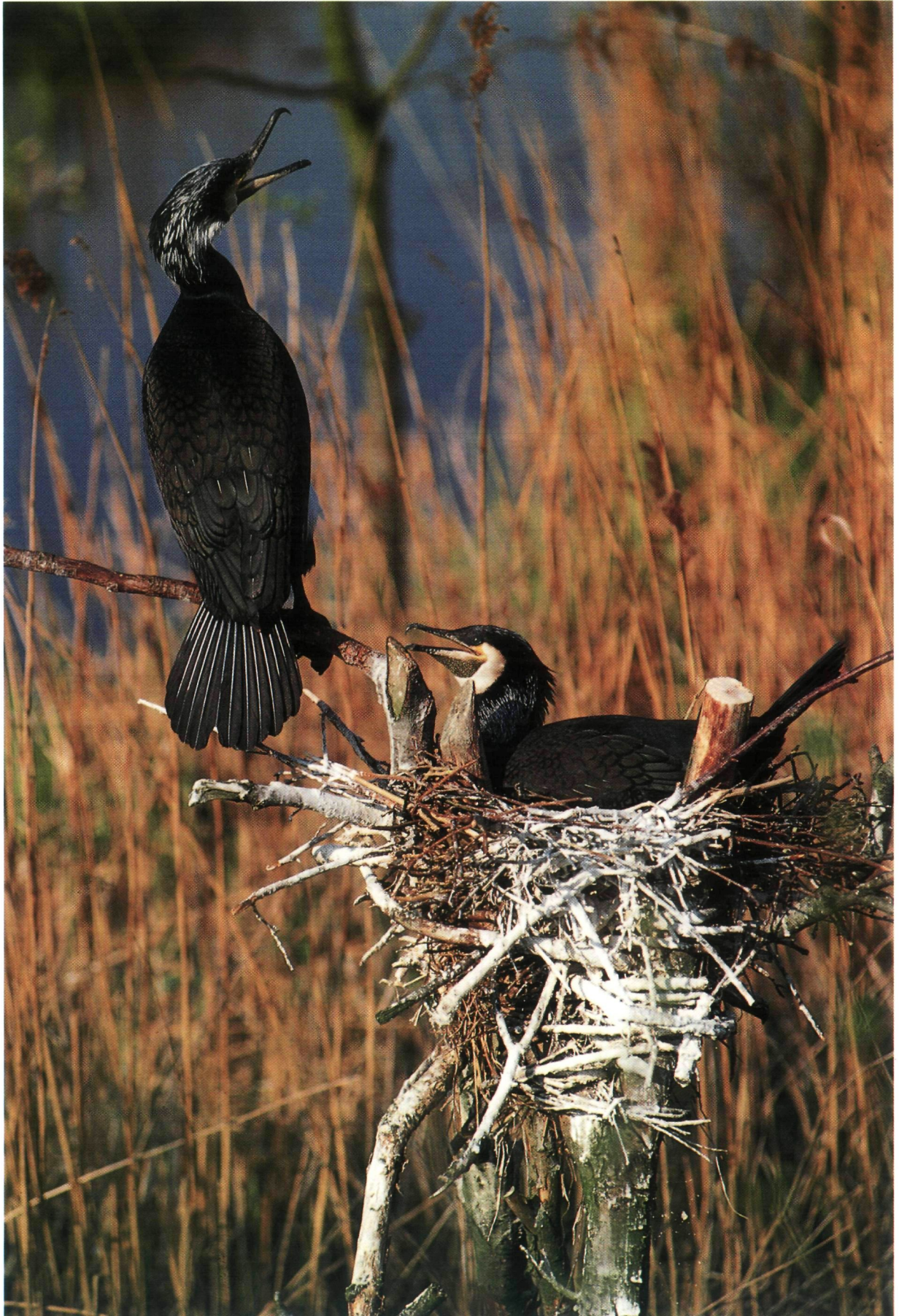
De beoordeling van het risico voor het aquatisch systeem vindt plaats door de gemeten accumulatie-niveau's te vergelijken met de Maximaal Toelaatbare Risiconiveau's.

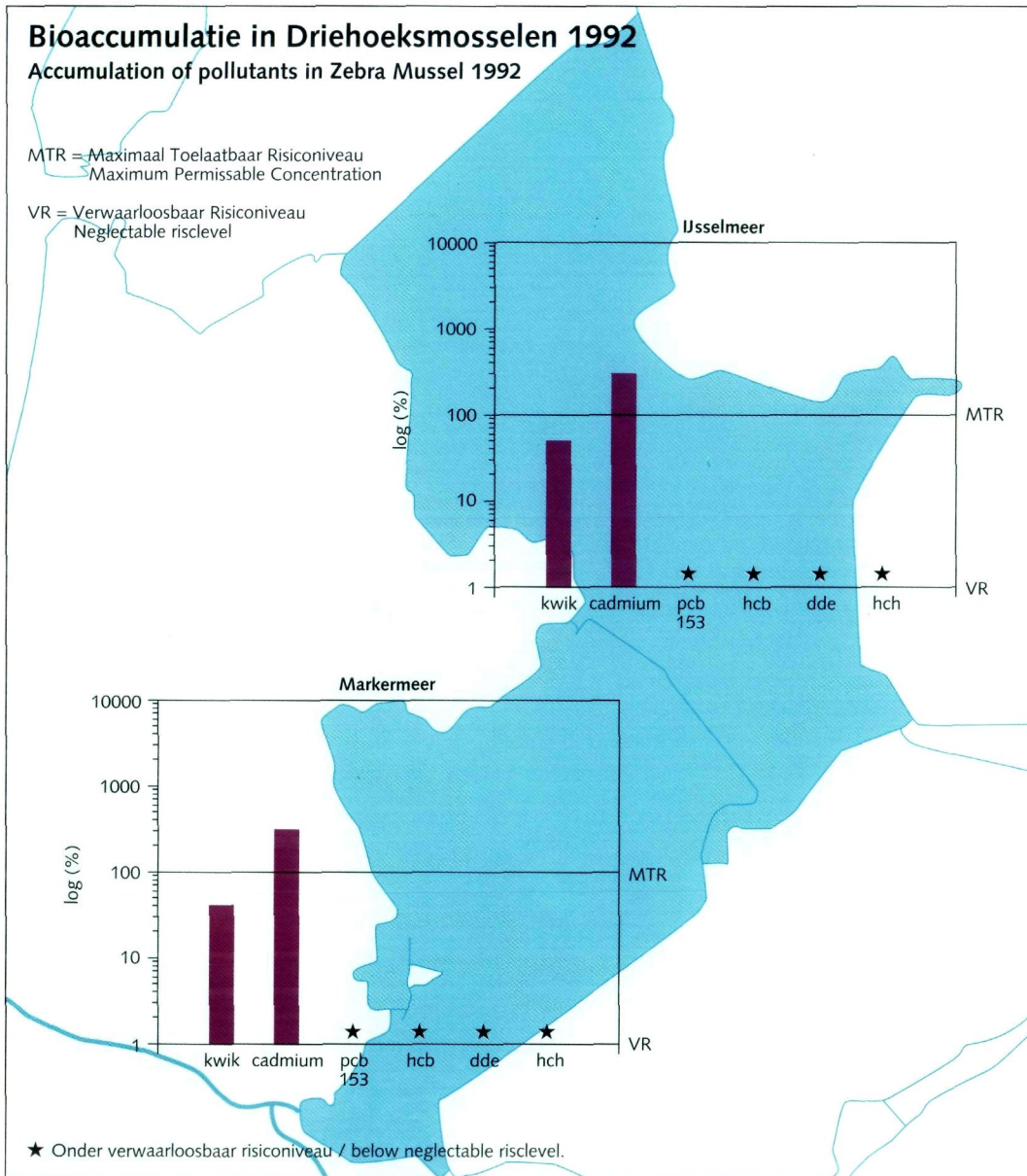
In figuur 1 en 2 zijn voor alle gemeten stoffen de gehalten in Driehoeksmosselen en Aal in het watersysteem IJsselmeer weergegeven als percentage van de MTR. Waar een weefselgehalte 100% overschrijdt, loopt het gehele aquatische systeem een ontoelaatbaar risico op nadelige effecten te ondervinden.

Uit figuur 1 komt naar voren dat de accumulatie-niveau's voor cadmium in Driehoeksmosselen en voor kwik en ∑DDT in Aal boven de MTR-waarde liggen. Voor deze stoffen bestaat op basis

Figuur 17

De gevaren van PCB's zijn voornamelijk een gevolg van doorgifte via de voedselketen, waardoor effecten bij toppredatoren optreden. Zo is een negatieve invloed geconstateerd op het broedsucces van Aalscholvers.



**Figuur 1**

De gehalten van alle gemeten stoffen in Driehoeksmosselen, weergegeven als percentage van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR).

Levels of all measured substances found in dreissena molluscs, stated as the percentage of the 'MTR' (Maximum Permissible Concentration).

van de resultaten derhalve gevaar voor het gehele aquatische systeem. De MTR-waarde voor kwik in Driehoeksmosselen wordt echter niet overschreden, hetgeen zou betekenen dat het aquatische systeem ontoelaatbaar risico loopt. De oorzaak voor dit verschil is voornamelijk niet bekend en dient nog nader onderzocht te worden.

De gehalten aan HCB in Driehoeksmosselen en Aal liggen in 1992 in beide meren onder de MTR-waarde. In 1990 lagen de gehalten in Aal nabij de Ketelbrug nog boven de MTR-waarde.

Belangrijkste conclusies

In het ecotoxicologisch onderzoek in het IJsselmeer-Markermeer heeft de nadruk gelegen op bioaccumulatiemetingen in Driehoeksmosselen en Aal. Het waarnemen van ophoping en doorvergiftiging van stoffen in deze organismen staat model voor het biologisch beschikbaar zijn van deze stoffen. Dit betekent dat organismen in de gehele voedselketen zijn blootgesteld aan deze toxische stoffen en meedoen in het proces van bioaccumulatie.

In de toekomst komen bioassays en veldwaarne-

mingen van opgetreden effecten nadrukkelijker aan de orde. Op basis van de nu uitgevoerde bioassays met waterbodembodem en oppervlaktewater blijken het IJsselmeer en Markermeer relatief schone systemen. Hetzelfde komt naar voren uit de resultaten van chemische analyses.

Uit de accumulatiemetingen komt een aantal trends en ruimtelijke patronen naar voren en zijn risico's af te leiden voor het functioneren van het ecosysteem.

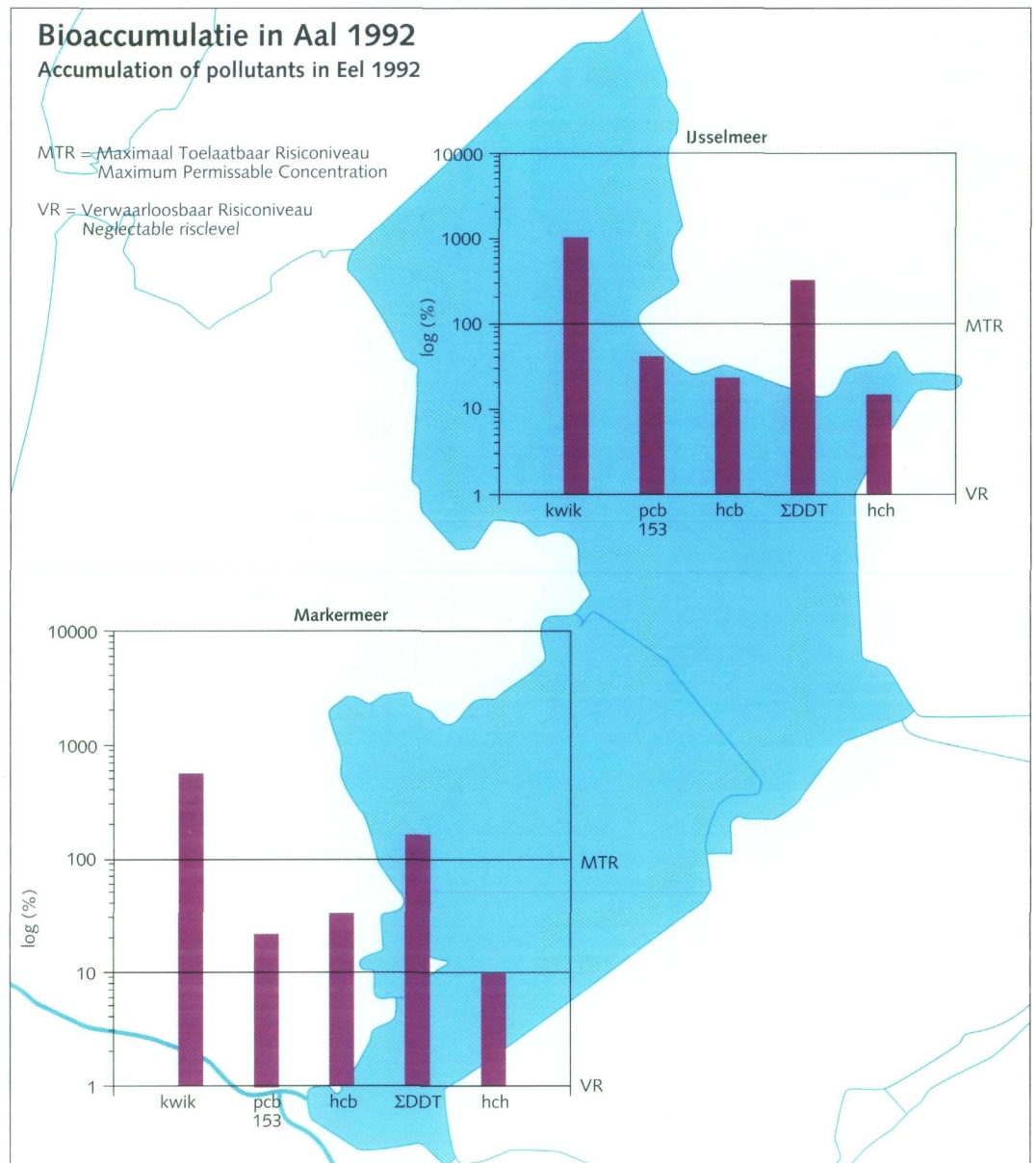
Trends:

- de trend van dalende kwikgehalten, die sinds

Figuur 2

De gehalten van alle gemeten stoffen in Aal, weergegeven als percentage van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR).

Levels of all measured substances found in eel, stated as the percentage of the 'MTR' (Maximum Permissible Concentration).



eind jaren 70 waarneembaar is in water en weefsel van Aal en Driehoeksmossel, stagneert momenteel. De oorzaak van deze stagnatie ligt mogelijk in nalevering van (methyl)kwik uit de waterbodem.

- In het centrale gedeelte van het IJsselmeer zijn de PCB-gehalten in Aal sinds 1979 met bijna de helft gedaald, gevolgd door een geringe stijging in 1990 tot 1992.
- Sommige stoffen komen ondanks een verbod of sterke beperking van het gebruik toch nog steeds voor in abiotische en biotisch compartimenten van het watersysteem. Met

name HCH-isomeren en isomeren van DDT zijn in Aal en in Driehoeksmosselen in verhoogde gehalten aangetroffen.

Ruimtelijke patronen:

- De accumulatie-niveaus van PCB's in Driehoeksmosselen en Aal zijn in het IJsselmeer gemiddeld 2 tot 3 maal hoger dan in het Markermeer. In het Rijnstroomgebied liggen de accumulatie-waarden echter een factor 5 hoger dan in het IJsselmeer.
- Voor kwik en cadmium is geen verschil in weefselgehalten gevonden tussen het IJssel-

meer en Markermeer.

Risico's

- Voor kwik en ΣDDT in Aal en voor cadmium in Driehoeksmosselen vindt er in het IJssel- en Markermeer overschrijding van het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) plaats. Dit houdt in dat deze stoffen voor het gehele aquatische systeem een risico vormen.

10. Conclusies

Marcel Klinge en Willem Ligtvoet (Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs b.v.)

De belangrijkste feiten en conclusies ten aanzien van de verschillende ecologische groepen zijn weergegeven in tabel 1.

Opvallende gebeurtenissen in 1992

Uit de tabel kan afgeleid worden dat er in 1992 twee belangrijke gebeurtenissen hebben plaatsgevonden welke in meerdere trofische niveaus van het voedselweb invloed hebben gehad.

De eerste en belangrijkste is het slechte voortplantingssucces van Spiering in het IJsselmeer in 1992. De oorzaak hiervan is vooralsnog niet duidelijk. Verwacht wordt dat het gaat om een incidentele gebeurtenis. Wèl illustreert dit incident de centrale positie die Spiering in het voedselweb van het IJsselmeer inneemt, getuige de effecten in alle andere trofische niveaus:

- Parallel aan het wegvallen van de sterke (grootte-selectieve) predatie van Spiering zorgt het zoöplankton ervoor dat in het voorjaar de algenbiomassa onderdrukt wordt. Dit is een aanwijzing voor het sterke top-down effect van Spiering.
- Het wegvallen van Spiering als voedselbron veroorzaakt een daling van de stand van Spiering-etende vogels, m.n. Futen en zaagbekken. Ook het slechte broedsucces van op het IJsselmeer jagende Aalscholvers (zie o.a. hoofdstuk 3) kan hier verband mee houden. Dit illustreert het sterke bottom-up effect van Spiering.

De andere belangrijke gebeurtenis in 1992 is de geconstateerde achteruitgang van Driehoeksmosselen in het Markermeer (zie hoofdstuk 6 en Bij de Vaate 1994). Deze veroorzaakt een scherpe daling van de stand aan mossetende vogels, met name Tafelenden en Kuifeenden.

Meerjarige trends op systeemniveau

Voor de meerjarige trends op het niveau van de verschillende organismen wordt verwezen naar tabel 1 en de betreffende hoofdstukken. Onderstaand worden de belangrijkste trends op systeemniveau besproken.

De oorzaak van de teruggang van de Driehoeksmosselen moet zeer waarschijnlijk gezocht worden in de oplading van het Markermeer met **slib**. Dit slib is een produkt van erosieprocessen. Voor

de aanleg van de Houtribdijk werd dit slib naar de diepe getijdegeulen van het IJsselmeer getransporteerd. Thans bedekt het reeds meer dan de helft van het Markermeer met een dunne en uiterst mobiele laag (de zogenaamde IJsselmeer-afzetting) en oefent het invloed uit op het functioneren van het gehele systeem (zie ook tabel 1). Zo vormt het een zeer slecht substraat voor Driehoeksmosselen. Ook andere macrofaunasoorten komen in slib in zeer geringe dichtheden voor (zie o.a. Bij de Vaate & Wanink, 1985). De relatief geringe benthische productie (op een stabiele kleibodem als die in het Markermeer zijn doorgaans zeer hoge producties mogelijk) werkt

Sinds de aanleg van de Afsluitdijk in 1932 heeft het IJsselmeergebied in het teken gestaan van een groot aantal veranderingen, zoals de overgang van een zout naar een zoet water, de inpolderingen, de aanleg van de Houtribdijk, de intensivering van de visserij, de eutrofiëring vanaf de jaren '50 en de huidige trend van afnemende eutrofiëring.

Dergelijke snelle en langzame veranderingen hebben grote effecten gehad op het functioneren van het ecosysteem. Het ecosysteem is niettemin in staat gebleken zeer snel en flexibel op deze veranderingen te reageren en heeft haar internationale allure tot op heden behouden. Veranderingen zullen ook in de toekomst een belangrijke rol blijven spelen. Een aantal ontwikkelingen kan nu reeds gesignaleerd worden.

Tabel 1

Overzicht van de belangrijkste feiten en conclusies ten aanzien van de verschillende organismegroepen. De onderlinge samenhang tussen verschillende conclusies en de sturende factoren welke hierbij een rol spelen zijn eveneens weergegeven. ●● = wegvallen bottom-up kracht; ●● = wegvallen top-down kracht; ●● = afnemende eutrofiëring; ●● = oplading met slib.

		Trend in voedsel web	Sturende factor
Vogels	<ul style="list-style-type: none"> • Het IJsselmeer-Markermeer vormen een gebied van nationale en internationale betekenis voor watervogels. • In de winter 1992/93 waren in het Markermeer beduidend minder mossetende vogels aanwezig dan in andere jaren. Vooral het aantal Tafelenden ($\pm 15\%$ van het gemiddelde van voorgaande jaren) was tijdens de januaritelling laag. • In 1992/93 werden in het IJsselmeer relatief weinig visetende vogels, m.n. zaagbekken en Futen, geteld. 		
Vissen	<ul style="list-style-type: none"> • De visbiomassa in het Markermeer ligt tenminste een factor 2 lager dan in het IJsselmeer. • In 1992 heeft Spiering in het IJsselmeer slecht gerecruiteerd. De stand bedroeg $\pm 20\%$ van het langjarig gemiddelde • In 1992 zijn in beide meren relatief sterke jaarklassen baars gerecruiteerd. In het IJsselmeer was daarnaast de recrutering van snoekbaars sterk. • De intrek van glasaal via de sluisen in de Afsluitdijk ligt sinds het begin van de jaren '80 op een relatief laag niveau. (Dekker 1992) • In het IJsselmeer is een geleidelijke toename van bot te constateren. 		
Macrofauna	<ul style="list-style-type: none"> • In het Markermeer en IJsselmeer heeft zich een sterke achteruitgang van Driehoeksmosselen voorgedaan. • Het Markermeer wordt thans voor meer dan de helft bedekt met een laag slib. In dit slib komt relatief zeer weinig macrofauna voor. 		
Zoöplankton	<ul style="list-style-type: none"> • In het voorjaar van 1992 beperkte het zoöplankton de algenbiomassa in het IJsselmeer. In andere periodes en in het Markermeer was dit niet het geval • In het Markermeer is het zoöplankton in het algemeen kleiner dan in het IJsselmeer. 		
Water- en oeverplanten	<ul style="list-style-type: none"> • De bedekking met ondergedoken waterplanten neemt sinds de jaren '80 geleidelijk toe, met name in het Markermeer. • De oevervegetatie wordt in het IJsselmeer en Markermeer beperkt door de vele verharde oevers en het onnatuurlijke waterpeil. 		
Fytoplankton	<ul style="list-style-type: none"> • In het voorjaar van 1992 zijn de chlorofyl-a gehalten in het IJsselmeer relatief laag geweest ($\pm 40 \mu\text{g/l}$). • In het Markermeer treedt sinds 1982 regelmatig een stikstoflimitatie van de algengroei op met een dominantie van de stikstoffixerende blauwalg <i>Aphanizomenon flos aquae</i>. 		

door in de gehele benthische voedselketen (detritus-macrofauna-benthivore vissen-benthivore vogels-piscivore vogels).

Niet alleen de benthische voedselketen wordt beïnvloed door het slib, ook de pelagische voedselketen (algen-zoöplankton-planktivore vis-piscivore vis-piscivore vogels) ondervindt effecten. Het belangrijkste is het effect op het lichtklimaat, waardoor de primaire (algen)productie en derhalve de productie in de gehele voedselketen wordt beïnvloed. Ook het zoöplankton wordt echter waarschijnlijk direct beïnvloed, getuige het voorkomen van kleine soorten (zie hoofdstuk 8). Gesteld kan worden dat het slib een dominante factor is geworden, welke het ecologisch functioneren van het Markermeer negatief beïnvloedt.

Een andere sturende factor welke z'n sporen begint achter te laten is de **afnemende eutrofiëring**. Dit verschijnsel is het oudst in het Markermeer, waar na de afsluiting in 1975 de nutriëntenbelasting sterk is teruggelopen. Samen met de oplading van dit meer met slib heeft dit een verminderde produktiviteit van het gehele systeem tot en met de visstand veroorzaakt. Het optreden van een stikstofflimitatie en de dominantie van de stikstoffixerende blauwalg *Aphanizomenon flos aquae* sinds 1982 kan gezien worden als een illustratie van de afgenomen belasting. Mogelijk kan ook het herstel van waterplanten in het Markermeer sinds het begin van de jaren '80 aan dit fenomeen toegeschreven worden. Hierover bestaat echter (nog) geen duidelijkheid.

In het IJsselmeer, waar de P-belasting sinds 1975 ongeveer is gehalveerd, zijn (nog) geen effecten op de algenbiomassa en dus op de produktiviteit van het gehele voedselweb zichtbaar. In de toekomst zijn echter zeker effecten te verwachten (zie verder).

De **visserij** in het gebied kampt al geruime tijd met problemen van overbevissing (vooral Aal en Snoekbaars). Daarnaast begint de trend in de teruggang van de intrek van glasaal in de oogst zichtbaar te worden, waardoor de toekomst er niet bepaald rooskleurig uitziet. Vanuit zowel de visserij zelf als vanuit het oogpunt van een even-

wichtiger ecologisch functioneren van het IJsselmeer-Markermeer neemt de wil toe om de visserij-intensiteit terug te dringen en te komen tot een meer duurzame vorm van visserij (zie verder).

Ten aanzien van de **ecotoxicologische toestand** van het IJsselmeer/Markermeer kan gesteld worden, dat er voor de meeste stoffen sprake is van een trend van geleidelijke verbetering. Voor enkele stoffen, zoals kwik, cadmium en DDT, bestaat via bioaccumulatie risico voor het aquatische systeem. Of er momenteel of op de langere termijn daadwerkelijk sprake is van schade is echter nog niet bekend. Het IJsselmeer-Markermeer zijn landelijk gezien echter relatief schone systemen welke in de toekomst waarschijnlijk verder zullen verbeteren, zowel door maatregelen bij de bron als door lokale ingrepen zoals de sanering van het Ketelmeer.

Toekomstige ontwikkelingen

Het IJsselmeergebied is een multifunctioneel gebied waar vele menselijke belangen, zoals landbouw, drinkwatervoorziening, recreatie en visserij een rol spelen. De invloed van de mens is reeds vanaf de vroege Middeleeuwen merkbaar geweest, hoewel dit lange tijd geen of slechts weinig invloed op het ecologisch functioneren had. Hierin kwam een drastische verandering vanaf 1932, toen de Zuiderzee IJsselmeer werd en er grote arealen ingepolderd werden. Hierdoor verdwenen er vele karakteristieke ecologische processen, zoals een natuurlijke waterpeildynamiek en geleidelijke overgangen van zoet naar zout en van land naar water. Opvallend genoeg zijn in het 'nieuwe' IJsselmeergebied echter natuurwaarden van nationale en internationale betekenis ontwikkeld. Deze natuurwaarden staan echter in toenemende mate onder druk en vormen slechts een beperkte afspiegeling van de ecologische potenties van het gebied.

De wens om te komen tot een verbetering van de natuurwaarden van het IJsselmeergebied is de laatste tijd sterk gegroeid. Deze wens is het product van een toegenomen maatschappelijke be-

hoefte aan natuur om ons heen en het besef dat het tijd is om de natuur te herstellen. In de Derde Nota Waterhuishouding en het Natuurbeleidsplan wordt dan ook veel ruimte gegeven aan ecologisch herstel.

De gebiedsgerichte invulling van het landelijke beleid is in het IJsselmeergebied momenteel in volle gang. Sleutelwoorden bij dit beleid zijn **integraal** en **actief**. Een integrale aanpak is noodzakelijk om alle belangen optimaal op elkaar af te stemmen. Een actieve aanpak is nodig om te herstellen wat we hebben beschadigd.

Hoewel de planvorming voor het gebied nog in volle gang is kunnen er nu reeds een aantal belangrijke maatregelen worden onderscheiden welke een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan het verbeteren van het ecologisch functioneren van het IJsselmeer-Markermeer.

Het betreft:

- Een verdere afname van de eutrofiëring
- Het aanleggen van moerassen
- Het reguleren van de visserij
- De aanpak van de slib-problematiek in het Markermeer

In tabel 2 wordt een eerste verkenning van de verwachte effecten van deze maatregelen op de verschillende trofische niveaus van het voedselweb van beide meren gegeven. In het project "Ecosysteemanalyse IJsselmeer-Markermeer" (RIZA) en in het rapport "Natuur in het natte hart-een verkenning van de kansen voor natuurontwikkeling in het IJsselmeergebied" (rapport RWS Directie IJsselmeergebied en IKC-Natuurbeheer) wordt nader op deze factoren ingegaan.

Afnemende eutrofiëring

De afnemende eutrofiëring is het gevolg van een nationaal en internationaal meststoffenbeleid. Dit beleid heeft reeds geresulteerd in een halvering van de belasting van het IJsselmeer vanuit de IJssel (zie hoofdstuk 2). Voor de toekomst wordt een verdere daling van de belasting verwacht.

Verwacht wordt dat bij een verdergaande afname van de eutrofiëring de produktiviteit van de

gehele voedselketen zal afnemen. Dit betekent dus via een directe vermindering van de hoeveelheid algen een vermindering van zoöplankton, macrofauna, vissen en mossel- en visetende vogels. Via een toename van het doorzicht is er wel een toename van de ondergedoken waterplanten en van de herbivore vogelstand te verwachten.

Het niveau waarop de produktiviteit van het water uiteindelijk zal stabiliseren is nog grotendeels onduidelijk. Naar verwachting zal het totaal-P gehalte uitkomen tussen 0.05 en 0.1 mg/l (Boers pers. med.).

Voor het ecosysteem betekent dit dat er waarschijnlijk geen omslag naar een duurzaam helder water zal optreden; daarvoor is het ontstaan van een door waterplanten en Snoek gedomineerd systeem noodzakelijk, hetgeen niet mogelijk is (Ligtvoet & Grimm 1993; Klinge *et al.*, 1995). Wel zijn een algehele verbetering van het doorzicht in met name het IJsselmeer en het optreden van perioden met helder water (doorzicht 1 à 2 meter) te verwachten.

Moerasontwikkeling

Meerbegeleidende moerassen zijn momenteel sterk ondervertegenwoordigd in het IJsselmeer-Markermeer. Dit wordt vooral veroorzaakt door

de geringe waterpeildynamiek en de gevolgen van de inpolderingen, waardoor ondiepe arealen en 'zachte' oevers schaars zijn geworden. Het beleid is erop gericht het areaal aan moerassen in het gebied te vergroten (o.a. Anonymus 1992). Momenteel vinden er op diverse plaatsen op relatief kleine schaal opspuitingen plaats waarbij de bestaande verharde oevers weer 'zacht' gemaakt worden en er ondiepe arealen worden aangelegd. Als ondergrens voor de gewenste grootte van dergelijke moerassen kan, afhankelijk van de lokale voedselrijkdom, een oppervlak van zo'n 1500 tot 3000 ha gehanteerd worden (RWS Directie IJsselmeergebied & IKC-Natuurbeheer, in prep.). Voor het ecologisch functioneren betekenen dergelijke moerassen vooral een verbetering van de lokale natuurwaarden op alle trofische niveaus. Ook kunnen dergelijke moerassen bijdragen aan de Ecologische Hoofd Structuur. Voor een meer uitstralende werking naar grotere delen van het IJsselmeer-Markermeer zijn grootschalige moerassen van 10.000 ha en groter en met een gezamenlijk oppervlak van 10-15% van het totale oppervlak van het IJsselmeer-Markermeer nodig. Voor dergelijke grootschalige moerassen is een aanpassing van het waterpeilbeheer noodzakelijk. Hiernaar zal in de nabije toekomst een studie verricht worden.

Regulatie van de visserij

De beroepsvisserij is in de huidige situatie een dominante ecologische factor. Niet alleen benadeelt de zeer intensieve visserij de vissers zelf (overbevissing), de visserij kan gezien worden als een top-down kracht welke het gehele ecosysteem beïnvloedt, van de algen tot en met de visetende vogels. Een vermindering van de visserij-intensiteit is om deze redenen gewenst.

Over de wijze waarop de visserij gereguleerd moet worden bestaat momenteel veel discussie (zie o.a. Anonymus, 1991; Beheersadviescommissie IJsselmeer, 1991). Het opstellen van een integraal visstandbeheersplan, waaraan naast de vissers ook de water- en natuurbeheerders meewerken, lijkt de beste manier om te komen tot een breed gedragen pakket van vangstbeperkende maatregelen en een duurzame ontwikkeling van de visserij.

De exacte effecten van een regulatie van de visserij op het ecologisch functioneren van het IJsselmeer-Markermeer zijn nog grotendeels onbekend. Een vergroting van het bestand aan piscivore vissen is het meest waarschijnlijk. Andere effecten zullen vooral afhangen van het netto-effect van enerzijds een vergroting van de pis-

Tabel 2

De verwachte effecten van diverse maatregelen op de verschillende trofische niveaus s= effect op systeemsgaal, l=effect op lokaal niveau; ++ = directe toename; -= directe afname; += indirecte toename; -=indirecte afname; ?=effect onbekend; 0= geen effect.

IJSSELMEER	Schaal	Fytopl.	Waterpl.	Oeverpl.	Zoöpl.	Macrof.	Pl. vis	Benth. vis	Pisc. vis	Herb. vogels	Benth. vogels	Pisc. vogels
Bottom-up												
. Afnemende eutrofiëring	s	--	+	0	-	-	-	-	-	+	-	-
. Moerasontwikkeling	l	-	++	++	0	+	+	+	+	+	+	+
Top-down												
. Regulatie visserij	s	?	?	0	?	?	?	?	++	?	?	?
MARKERMEER	Schaal	Fytopl.	Waterpl.	Oeverpl.	Zopl.	Macrof.	Pl. vis	Benth. vis	Pisc. vis	Herb. vogels	Benth. vogels	Pisc. vogels
Bottom-up												
. Afnemende eutrofiëring	s	--	+	0	-	-	-	-	-	+	-	-
. Moerasontwikkeling	l	?	++	++	?	+	+	+	+	+	+	+
. Aanpak slijbprobleem	s	++	+	0	++	++	+	+	+	+	+	+
Top-down												
. Regulatie visserij	s	?	?	0	?	?	?	?	++	?	?	?

civore visstand en derhalve een vergroting van de consumptie van prooivissen en anderzijds een verminderde sterfte van prooivissen door de fuikvisserij.

Aanpak slibproblematiek Markermeer

Het ecologisch functioneren van het Markermeer wordt momenteel sterk negatief beïnvloed door het in de waterkolom en op de bodem aan-

wezige slib. De effecten van het slib op het systeem lijken geleidelijk toe te nemen, getuige ondermeer de afname van de stand aan Driehoeksmosselen. Een verdere verslechtering van de ecologische toestand in de toekomst is derhalve niet uit te sluiten.

Het aanpakken van de slibproblematiek zal in het Markermeer op systeemsgaal vrijwel uitsluitend positief uitwerken. Minder slib geeft on-

dermeer een toename van waterplanten, verbetering van de vestigingsmogelijkheden voor Driehoeksmosselen en andere macrofauna, verbetering van de visstand enz. (zie tabel 2).

Het aanbrenge van verdiepingen waarin het slib zich verzameld lijkt een goed instrument (o.a. Ligtoet 1994). Een belangrijk aandachtspunt hierbij is de duurzaamheid van deze maatregel.



Foto 18

De beroepsvisserij is in de huidige situatie een dominante ecologische factor. Een ontwikkeling van duurzame visserij kan een goede bijdrage leveren, aan een duurzaam ecosysteem in het IJsselmeer en Markermeer.

Literatuur

Hoofdstuk 1 Inleiding

Adriaanse, M. Keuper, F., Marteiijn, E.C.L. en Snoek, W., 1992. Milieumeetnet Zoete Rijkswateren. RIZA nota 92.051.

Hoogeveen, P.M.T.C., 1995. Resultaten van waterkwaliteitsonderzoek van het IJsselmeer, 1974-1993. RIZA nota 95.012.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989. Water voor nu en later. Derde nota Waterhuishouding.

Vrind, B., Leus, F., Oirschot, M. van, 1995. De waterkwaliteit van het IJsselmeer in de periode 1972-1992. Riza nota 94.048.

Hoofdstuk 3 Watervogels

Beintema A., H. Buesink & L.M.J. van den Bergh 1993. Overwinterende watervogels in Nederland, 1967-89. *Limosa* 66: 17-24.

Buesink H., A.J. Beintema & L.M.J. van den Bergh 1992. Een kwart eeuw watervogeltellingen. IBN-DLO, rapport 92/25, Arnhem.

Dirksen S., T.J. Boudewijn, R. Noordhuis & E.C.L. Marteiijn in press. Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in shallow eutrophic freshwater lakes: prey choice and fish consumption in the non-breeding period and effects of large-scale fish removal. *Ardea*.

Doornbos G. 1980. Aantallen, verspreiding, activiteit, voedsel en konditie van Nonnetjes (*Mergus albellus* L.) in het zuidwestelijk IJsselmeergebied, winter 1977. RIJP-rapport 1980-20Abw.

Van Eerden M.R. & A. bij de Vaate 1984. Natuurwaarden van het IJsselmeergebied. RIJP, rapport nr. 242, Lelystad.

Van Eerden M.R., T. Piersma & R. Lindeboom 1991. Competitive food exploitation of Smelt *Osmerus eperlanus* by Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* and Perch *Perca fluviatilis*

at Lake IJsselmeer, The Netherlands. *Oecologia*.

De Leeuw J. & Noordhuis 1991. Predatie van Driehoeksmosselen door watervogels. RIZA, rapport 91.050, Lelystad.

Piersma t. & J. Muller 1987. Visbestanden bij de ondiepten Vrouwenzand en Enkhuizerzand in het IJsselmeergebied in augustus-oktober 1985. RIJP, rapport 1987-9abw, Lelystad.

Platteeuw M. 1985. Voedseloecologie van de Grote (*Mergus merganser*) en de Middelste Zaagbek (*Mergus serrator*) in het IJsselmeergebied 1979/1980 en 1980/1981. RIJP, rapport 1985-48abw.

Van Roomen M. 1993. Tellen van watervogels in Nederland: voorstellen voor vernieuwing van een aantal monitoringprojecten vanaf 1993. SOVON-rapport 93.07, Beek-Ubbergen.

Van Roomen M. & E. van Winden 1993. Watervogels in de Zoete Rijkswateren. SOVON-rapport 93.15, Beek-Ubbergen.

Ruiters P.S. 1994. Een oriënterend onderzoek naar de relatie tussen het voorkomen van Krooneenden en Kranswieren in de Gouwzee, 1993. Bureau Waardenburg, rapport 94.04, Culmborg.

SOVON 1987. Atlas van de Nederlandse Vogels. Jellema Druk B.V., Almelo.

Voslamber B. 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. RIJP, rapport 286, Lelystad.

Van der Wal R.J. & P.J. Zomerdijk 1979. The moulting of Tufted Duck and Pochard on the IJsselmeer in relation to moult concentrations in Europe. *Wildfowl* 30: 99-108.

Winter E. 1994. Verspreiding in ruimte en tijd van visetende vogels in het IJsselmeergebied in relatie tot de visstand. RWS Dir. Flevoland, rapport 1994-6Lio.

Zomerdijk P.J. 1992. De Afsluitdijk, nieuwe ruiplaats voor Kuifeenden. *De Graspieper* 12: 89-93.

Zomerdijk P.J. 1993. Krooneenden in en rond de Gouwzee. *De Graspieper* 13: 126-130.

Zomerdijk P.J. in prep. Ruiende Tafeleenden in het Markermeer in 1992.

Hoofdstuk 4 Vissen

Anonymus. 1988. Beheren door beheersing: een advies voor verbetering van de IJsselmeervisserij.

Backx, J.J.G.M. & M.P. Grimm, 1991. De efficiëntie van de zegen, kuil, raamkuil en broedzegen op het Wolderwijd. Rapport Witteveen+Bos no. Hd.13.5

Buijse, A.D., Eerden, M.R. van, Dekker, W. & Densen, W.L.T. van, 1993. Elements of a trophic model for IJsselmeer (The Netherlands), a shallow eutrophic lake. p 90-94 in: V. Christensen and D. Pauly [eds.] Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.

Buijse A.D. 1992. Dynamics and exploitation of unstable percid populations. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen. 167 pp.

Cazemier, W.G. 1975. Onderzoek naar de oorzaak van groeiverschillen bij brasem. *Visserij* 28: 197-207.

Dekker, W., Schaap, L. and Willigen, J. van, 1992. Aanwas van jonge vis in het IJsselmeer. RIVO rapport Binvis 92-04. 17 p. (in Dutch)

Dekker, W. 1994. Visstand en visserij op het IJsselmeer en Markermeer: de toestand in 1993. RIVO-DLO rapport 94.001

Dekker, W., L.A. Schaap & J.A. van Willigen. 1993. Bijvangst in de fuikvisserij op het IJsselmeer. RIVO-intern rapport 93.011. 29 p

Dekker, W. & L.A. Schaap. 1993. De nettenvisserij van baars en snoekbaars op het IJsselmeer, evaluatie van de toestand van de bronbestanden tot 1992. RIVO intern rapport 93.005, 37p

Dekker, W., 1993. Assessment of eel fisheries using length-based cohort analysis: the IJsselmeer eel stock. EIFAC working party on eel, Olsztyn Poland, 24-27 May 1993. 19 pp (mimeo)

Hosper S.H., P.C.M. Boers & J. de Jong. 1994. Ecologisch herstel meren en plassen, meer dan aanpak van fosfaatbelasting. Het Waterschap 13: 545-550

Kaspers, J., 1992. Voedsel en groei van pos (*Gymnocephalus cernuus*) in het IJsselmeer in relatie tot plaats, grootte en leeftijd en een vergelijking met het voedsel van aal (*Anguilla anguilla*). Landbouwniversiteit Wageningen. Vakgroep Visteelt en Visserij. Doctoraalverslag nr. 1387. 51 p.

Knijn, R.J. en Dekker, W., 1993. Watersysteemverkenningen IJsselmeer-de visstand: overzicht en evaluatie van de resultaten verkregen uit bestandsopnamen en visserijstatistieken.

Lammens, E.H.R.R., H.W. de Nic, J. Vijverberg & W.L.T. van Densen. 1985. Resource partitioning and niche shifts of bream (*Abramis brama*) and eel (*Anguilla anguilla*) mediated by predation of smelt (*Osmerus eperlanus*) on *Daphnia hyalina*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1342-1351.

Lammens, E.H.R.R., J. Geursen & P.J. MacGillivray. 1987. Diet shifts, feeding efficiency and coexistence of bream (*Abramis brama*), roach (*Rutilus rutilus*) and white bream (*Blicca bjoerkna*) in eutrophic lakes. In: Proceedings Fifth Congress of European Ichthyologists p. 153-162.

Lammens, E.H.R.R., A. Frank-Landman, P.J. MacGillivray & B. Vlink. 1991. The role of predation and competition in determining the distribution of common bream, roach and white bream in Dutch eutrophic lakes. Envir. Biol. Fishes 33: 195-205

Mikulski, J., 1964. Some biological features of perch-pike lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 15: 151-157.

Nie, de H.W. 1988. Food, feeding and growth of the eel (*Anguilla anguilla* L.) in a Dutch eutrophic lake. Proefschrift LU Wageningen 129 pp

Oglesby, R.T., J.H. Leach & J. Forney, 1987. Potential Stizostedion yield as a function of chlorophyll concentration with special reference to Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 166-170.

Paulisse, J., 1993. Het voedselgedrag van aal (*Anguilla anguilla*) in het IJsselmeer in relatie tot plaats, grootte, sexe en morfologie. Landbouwniversiteit Wageningen. Vakgroep Visteelt en Visserij. Doctoraalverslag nr. 1432. 88 p.

Voslamber, B. 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van aalscholvers *phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. Flevovericht ; 286

Willemsen, J. 1977. Population dynamics of percids in Lake IJssel and some smaller lakes in the Netherlands. J.Fish.Res.Board Can. 34:1710-1719.

Hoofdstuk 5 Vegetatie

Backx, J.J.G.M., 1994. Bemonstering van het bestand aan broed en meerzomerige vis in het Wolderwijd/Nuldernaauw september 1994. Rapport Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs no. Rw.295.1.

Coops, H., 1992. Historische veranderingen in buitendijkse moerassen in het Noordelijk Deltabekken en het IJsselmeergebied. RIZA nota nr. 92.030.

Coops, H., Berkeveld, C., Grul, A., 1992. Waterplantenvlucht Randmeren 15 juni 1992. RIZA notitie nr. 92.17 AOB.L.

Doef, R.W., Smits, A.J.M., Kerkum, F.C.M. 1991. Water- en oeverplanten in het IJsselmeergebied (1987-1989). RIZA nota nr. 90.015

Doef, R.W. 1992. Oriënterende vegetatievluchten IJsselmeergebied 1991. RIZA nota nr. 92.028x.

Doef, R.W., Coops, H., Streekstra, M.L., Hector, L.H.C.A., 1994. Waterplanten in het Wolderwijd en het Veluwemeer (1990-1993). RIZA nota 94.046.

Groene Ruimte, de, 1993. Inventarisatie Oevervegetaties IJsselmeerkust. De Groene Ruimte, Wageningen.

Hosper S.H., Boers, P.C.M., de Jong, J., 1994. Ecologisch herstel meren en plassen, meer dan aanpak van fosfaatbelasting. Het Waterschap 13: 545-550

Jonge, J. de, ongepubliceerd. Waterplantenbemonstering in het IJsselmeergebied. RIZA.

Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. SDU uitgeverij, Den Haag.

Winkel, E.H. ten, Meulemans, F.T., 1984. Effects of fish upon submerged vegetation. Hydrobiological Bulletin 18(2): 157-158.

Hoofdstuk 6 Macrofauna

Adam, W., 1942. Notes sur les Gastéropodes. 11. Sur la répartition et la biologie de *Hydrobia jenkinsi* Smith en Belgique. Bull. Musée royal d'Hist. nat. Belg. 18 (23): 1-18.

Cleland, D. M., 1954. A study of the habits of *Valvata piscinalis* (Müller) and the structure and function of the alimentary canal and reproductive system. Proc. Malacol. Soc. Lond. 30: 167-203.

Bij de Vaate, A., 1991. Distribution and aspects of population dynamics of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), in the lake IJsselmeer area (the Netherlands). Oecologia (Berlin) 86:40-50.

- Bij de Vaate, A., 1994. Oriënterend onderzoek naar de achteruitgang van de Driehoeksmossel in het Markermeer. Notitie RIZA no. 94-09 WSE.
- Bij de Vaate, A. & J.H. Wanink, 1985. De bodemfauna in het noordelijk deel van het IJsselmeer. Rapport NEOM, no. PAC5-N194.
- Bij de Vaate, A. & M.R. van Eerden, 1990. Short term colonization and subsequent extinction of a population of *Lithoglyphus naticoides* (Pfeiffer) (Gastropoda, Prosobranchia, Hydrobiidae) in the IJsselmeer, the Netherlands. *Bastaria* 54 (4-6): 217-226.
- Bij de Vaate, A. & M. Greijdanus-Klaas, 1991. Monitoring macroinvertebrates in the River Rhine. Results of a study executed in the Dutch part in 1988. RIZA, publikaties en rapporten van het projekt "Ecologisch Herstel Rijn", nr. 27-1991.
- Bij de Vaate, A. & M. Greijdanus-Klaas, 1993. Monitoring macroinvertebrates in the River Rhine. Results of a study executed in the Dutch part in 1990. RIZA, publikaties en rapporten van het projekt "Ecologisch Herstel Rijn en Maas", nr. 52-1993.
- Crozet, B., J.-C. Pedroli & C. Vaucher, 1980. Premières observations de *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) (Mollusca, Hydrobiidae) en Suisse romande. *Rev. suisse Zoologie* 87 (3): 807-811.
- Frantzen, N., 1991. De kwaliteit van Maas- en Rijnwater in de periode 1983-1989. Beoordeling met behulp van macro-evertebraten. Rapport RIWA, Amsterdam.
- Fretter & Graham, 1978. The prosobranch molluscs of Britain and Denmark. Part 3. *J. Molluscan Stud. Suppl* 5:101-152.
- Havinga, B., 1941. De veranderingen in den hydrographischen toestand en in de macrofauna van het IJsselmeer gedurende de jaren 1936-1940. *Meded. Zuiderzeecomm.* 5: 1-26.
- Hawkes, H.A., 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. In: James, A. & L. Evison (eds.), *Biological indicators of water quality*. Chichester.
- Heermans, W., 1972. Onderzoek naar enige bodemdieren in het IJsselmeer. *Visserij* 25 (1): 8-14.
- Holthuis, L.B., 1956. Isopoda en Tanaidacea. *Fauna van Nederland*, deel 16.
- Jong, J. de & A. bij de Vaate, 1989. Dams and the environment. The Zuiderzee damming. International Commission on Large Dams (ICOLD), Bulletin 66.
- Krause, H., 1949. Untersuchungen zur Anatomie und Oekologie von *Lithoglyphus naticoides* (C. Pfeiffer). *Arch. Molluskenk.* 78: 103-148.
- Moller Pillot, H.K.M. & R.F.M. Buskens, 1990. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera): Autoekologie en verspreiding. *Nederlandse Faunistische Mededelingen* nr. 1C.
- Moore, J. W., 1979. Some factors influencing the distribution, seasonal abundance, and feeding of subarctic Chironomidae (Diptera). *Arch. Hydrobiol.* 85: 302-325.
- Pinster, S. & D. Platvoet, 1986. De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. *Hoogland, Wetensch. Meded. KNNV* nr. 172.
- Reiss, F., 1968. Ökologische und systematische Untersuchungen an Chironomiden (Diptera) des Bodensees. *Arch. Hydrobiol.* 64: 176-323.
- Roth, G., 1987. Zur Verbreitung und Biologie von *Potamopyrgus jenkinsi* (E.A. Smith, 1889) im Rhein-Einzugsgebiet (Prosobranchia: Hydrobiidae). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 79 (1): 49-68.
- Swennen, C., 1981. Vogelsterfte door parasieten, een laat effect van de afsluiting van de Zuiderzee. *Het Vogeljaar* 29 (3): 120-124.
- Van Benthem Jutting, T., 1922. Zoet- en brakwatermollusken. In: De Beaufort, L.F. (ed.), *Flora en fauna van de Zuiderzee*. Uitgave Nederlandse Dierkundige Vereniging, De Boer, Den Helder.
- Van Benthem Jutting, W.S.S., 1954. Mollusca. In: De Beaufort, L.F. (ed.), *Veranderingen in de flora en fauna der Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932*. Uitgave Nederlandse Dierkundige Vereniging. De Boer, Den Helder.
- Van der Hammen, H., 1992. De macrofauna van het oppervlaktewater van Noord-Holland: een aquatisch ecologische studie: inventarisatie, verspreidingspatronen, tijdreeksen, classificatie van wateren. Proefschrift Kath. Univ. Nijmegen.
- Van der Wal, R.J., 1979. De Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) in het IJsselmeer. Doctoraalscriptie Univ. van Amsterdam.
- Van Eerden, M.R. & A. bij de Vaate, 1984. Natuurwaarden van het IJsselmeergebied. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad, Flevobericht nr. 242.
- Van Soest, R.W.M., 1970. Aspecten van de oecologie van de Driehoeksmossel, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Lamellibranchiata) in het IJsselmeer. Doctoraalscriptie.
- Wibaut-Isebree Moens, N.L., 1954. Plankton. In: De Beaufort, L.F. (ed.), *Veranderingen in de flora en fauna der Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932*. Uitgave Nederlandse Dierkundige Vereniging. De Boer, Den Helder.
- Wilson, R.S. & J.D. McGill, 1982. A practical key to the genera of pupal exuviae of the British Chironomidae. Bristol University Printing Office.

Hoofdstuk 7 Fytoplankton

Berger, C., 1988. *Oscillatoria*-meren, een eindfase van eutrofiëring: ontstaan, kenmerken en sanering. De Levende Natuur 89: 112-120.

Berger, C., Sweers, H.E., 1988. The IJsselmeer and its phytoplankton - with special attention to the suitability of the lake as a habitat for *Oscillatoria agardhii* Gom. J. Plankton Res. 10 : 579-599.

Berger, C., Bouman, J.E.G., Ente, P.J., De Jong, J., Schultz, E., Uunk, E.J.B., Menting, G.A.M., 1986. De kans op blauwalgenbloei in de randmeren van de Markerwaard. Flevobezicht 268: 1-90, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.

Dekker, P., 1993. Ontwikkeling en huidige natuurwaarden van het Enkhuizerzand. Rapport in opdracht van de RWS Directie Flevoland. RDD Aquatic Ecosystems, Haren : 1-37.

Duin, E.H.S. van, 1992. Sediment transport, light and algal growth in the Markermeer. Proefschrift, Landbouwuniversiteit, Wageningen:1-274.

Hasle, G.R., Evensen, D.L., 1976. Brackish water and freshwater species of the diatom genus *Skeletonema*. II. *Skeletonema potamos* comb. nov. J. Phycol. 12 : 73-82.

Reynolds, C.S., 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: Sandgren, C.D. (red). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton : 388-433, Cambridge University Press, Cambridge.

STOWA, 1993. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater - Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingsstelsel voor meren en plassen. Rapport no. 93-17: 1-73, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

Vrind, B., Leus, F., Oirschot, M. van, 1995. De waterkwaliteit van het IJsselmeer in de periode 1972-1992. RIZA nota 94.048.

Werkgroep WSV*Biologie IJsselmeergebied, 1993. Amoebes IJsselmeergebied - Hoofdrapport. RIZA nota 93.014: 5-250, RIZA, Lelystad.

Wibaut-Isebree Moens, N.L., 1954. Plankton. In: De Beaufort, L.F. (red). Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee na de afsluiting in 1932: 90-155. Nederlandse Dierkundige Vereniging, Den Helder.

Hoofdstuk 8 Zoöplankton

Arndt H., Krockner, M., Nixdorf, B., Köhler, A., 1993. Long-term Annual and Seasonal Changes of Meta- and Protozooplankton in Lake Müggelsee (Berlin): Effects of Eutrophication, Grazing Activities, and the Impact of Predation. Int Revue ges Hydrobiol 78: 379-402.

Boersma, M., Vijverberg, J., 1994. Seasonal variations in the condition of two *Daphnia* species and their hybrid in a eutrophic lake (Lake Tjeukemeer): Evidence for food limitation under field conditions. Submitted to J. Plankton Res., januari 1994.

Dawidowicz, P., 1990. Effectiveness of phytoplankton control by large-bodied and small-bodied zooplankton. Hydrobiologia 200/201: 43-47.

DeMott, W.R., Kerfoot, W.C., 1982. Competition among Cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. Ecology 63(6):1949-1966.

Gliwicz, Z.M., 1990. Why do cladocerans fail to control algal blooms? Hydrobiologia 200/201: 83-97.

Gulati, R.D., 1990. Structure and grazing responses of zooplankton community to biomani-pulation of some Dutch waterbodies. Hydrobiologia 200/201: 99-118

Mills, E.L., Green, D.M., Schiavone Jr., A., 1987. Use of zooplankton size to assess the community structure of fish populations in freshwater lakes. North Am. J. of Fish. Man. 7: 369-378.

Pontin, R.M., 1978. A Key to the Freshwater Planktonic and Semi-planktonic Rotifera of the British Isles. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No.38

Post, J.R., McQueen, D.J., 1987. The impact of planktivorous fish on the structure of a plankton community. Freshwater Biology 17: 79-89.

STOWA, 1993. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater - Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingsstelsel voor meren en plassen. Rapport 93-17: 1-73, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

Van Donk, E., 1991. Interactions between suspended solids and zooplankton: a literature study. Department of Nature Conservation, Section of Aquatic Ecology, Agricultural University Wageningen.

Van Zuilekom, W.J., 1991. Invloed van temperatuur en zoöplanktonaanbod op de groei van spiering (*Osmerus eperlanus*) en juveniele baars (*Perca fluviatilis*) in het IJsselmeer. Doctoraalverslag Landbouwuniversiteit Wageningen.

Wibaut-Isebree Moens, N.L., 1954. Plankton. In : De Beaufort LF (red) Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee na de afsluiting in 1932: 90-155. Nederlandse Dierkundige Vereniging, VHC De Boer jr, Den Helder.

Hoofdstuk 9 Ecotoxicologie

Beek, M.A., 1995. De risico's van normen. RIZA werkdocument 95.097X

Boer, J. de, en P. Hagel, 1994. Spatial differences and temporal trends of chlorobiphenyls in yellow eel (*Anguilla anguilla*) from inland waters of the Netherlands. The Science of the Total Environment 141 p. 155-174.

Gaag, M.A. van der, M. van den Bergh, A. Brouwer, S. Dirksen, T. Boudewijn and G. van Urk (1989). Impaired breeding succes of some

Cormorant populations in the Netherlands: the net tightens around compounds with a dioxin-like effect. In: The effects of micropollutants on components of the river Rhine. Publications and reports of the project "Ecological Rehabilitation of the river Rhine". publ. no. 35 (1991).

Gezondheidsraad (1993). Commissie doorvergiftiging. Doorvergiftiging, toxische stoffen in voedselketens. Den Haag, publikatienummer 1993/04. pp. 72.

Guchte, C. van de (1992). The sediment quality TRIAD: An integrated approach to assess contaminated sediments. In: River Water Quality, Ecological Assessment and Control. Eds. Newman, P.J., M.A. Piavaux and R.A. Sweeting. Brussel, Belgium. 417-423.

Guchte, C. v.d., H. Pieters en G. van Urk (1991). Trends of IRC-priority pollutants in zebra-mussel (*Dreissena polymorpha*) and yellow eel (*Anguilla anguilla*). In: Wit, J.A.W de, et al. (eds.) The effects of micropollutants on components of the Rhine ecosystem. Report No. 35-1991. Project Ecological Rehabilitation of the River Rhine, RIZA, Lelystad. p. 59-70.

Hendriks, A.J. and H. Pieters (1993). Monitoring concentrations of microcontaminants in aquatic organisms in the Rhine delta: a comparison with reference values. *Chemosphere* 26, 5, 817-836.

Hoogeveen, P.M.T.C., 1995. Resultaten van het waterkwaliteitsonderzoek van het IJsselmeer, 1974-1993. RIZA nota: 95.012.

Koeman, J.H., H.C.W. Van Velzen-Blad, R. de Vries and J.G. Vos (1973). Effects of PCB and DDE in Cormorants and evaluation of PCB residues from an experimental study. *J. Reprod. Fert., Suppl.* 19, 353-364.

Kraak, M.H.S., D. Lavy, H. Schoon, M. Toussaint, W.H.M. Peeters and N.M. van Straalen (1994). Ecotoxicity of mixtures of metals to zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Environm. Toxicol. and Chem.* 13, 109-114.

Marquenie, J.M., P. Roele en G. Hoornsman (1986). Onderzoek naar effecten van contaminanten op duikeenden. TNO, Delft. Rapport nr. 86/066. In opdracht van RIZA.

Marquenie, J.M. and J.W. Simmers (1988). Environmental behaviour of PCB's, who are at risk and why. *Proceeding International Conference on Environmental Contamination*, Venice, September 1988. CEP Consultants Ltd. Edinburgh. DGW Nota GWAO-88.030, The Hague, the Netherlands.

Min. van VROM (1991). Notitie Milieukwaliteits-doelstellingen bodem en water (MILBO-WA). Tweede Kamer, vergaderjaar, 1990-1991, 21 990, nr. 1. pp.47.

Pieters, H. (1993a). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Mikroverontreinigingen in driehoeksmosselen - periode 1992. DLO-RIVO IJmuiden. RIVO rapport C011/93. RIZA rapport BM 93.04.

Pieters, H. 1993b. Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - periode 1992. DLO-RIVO IJmuiden. RIVO rapport C007/93. RIZA rapport BM 93.05.

Pieters, H. en P. Hagel (1992). Biomonitoring of mercury in European Eel (*Anguilla anguilla*) in the Netherlands, compared with Pike-perch (*Stizostedion Lucioperca*): Statistical Analysis. In: Heavy metals in the Environment II, J.P. Vernet (Ed.), Elsevier, Amsterdam.

Plassche, E.J. van de (1993). Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a risk for secondary poisoning. RIVM, Bilthoven. Report nr. 679101. (Concept).

Reijnders, P.J.H. (1980). Management and conservation of the harbour seal, *Phoca vitulina*, population in the international Wadden sea area. *Biol. Conserv.*, 18, 1-13.

Urk, G. van, en F.C.M. Kerkum (1991). Bio-

logische beoordeling van sedimentkwaliteit met *Chironomus* (diptera: chironomidae). RIZA nota 91.017.

Valk, F. van der, Q.T. Dao and J. Speur (1989). Contaminants contents of freshwater mussels (*Dreissena polymorpha*) incubated at various locations in the river Rhine from Switzerland to the Netherlands. RIVO MO 89-206. In opdracht van RIZA.

Vink, J.P.M., 1993. Organische bestrijdingsmiddelen en residuen in sediment van het Markermeer. RWS Dir. Flevoland 1 Lio Werkdocument.

Vink, J.P.M., en H.J. Winkels, 1991. Opbouw en kwaliteit van de waterbodembodem van het IJsselmeer. Flevovericht nr. 326. RWS Dir. Flevoland.

Vrind, B., Leus, F., Oirschot, M. van, 1995. De waterkwaliteit van het IJsselmeer in de periode 1972-1992. RIZA nota 94.048.

Winkels, H.J., 1994. Een eerste inventarisatie van de waterbodembodemkwaliteit van het Markermeer-/IJmeer. RWS Dir. Flevoland 11 Lio Intern rapport.

Witteveen & Bos (1994). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Het bepalen van de toxiciteit van sediment en poriewater met behulp van bioassays. Fase 2: 1993. In opdracht van RIZA. Rapport BM 93.22.

Zwart, D. de, en H.J.G. Polman, 1993. De toxiciteit van Maas- en Rijnwater in 1992. RIVM rapportnr. 719102 023. RIVM, Bilthoven, pp. 15.

Hoofdstuk 10 Integratie

Anonymous, 1991. Notitie beleid beroepsbinnenvisserij. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Visserijen.

Anonymous, 1992. Projectenplan 1992-1997. Natuurontwikkeling in het IJsselmeerge-

bied-uitbreiding oeverzones. Ministerie van Verkeer en Waterstaat & Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Beheersadviescommissie IJsselmeer, 1991. Jaarverslag 1991, een evaluatie van de beheersadviezen in de periode 1987-1991. Produktschap voor Vis en Visprodukten.

Bij de Vaate, A., 1994. Oriënterend onderzoek naar de achteruitgang van de driehoeksmossel in het Markermeer. Notitie RIZA no. 94-09 WSE.

Bij de Vaate, A., Wanink, J.H., 1985. De bodemfauna in het noordelijk deel van het IJsselmeer. Rapport NEOM, no. PAC5-N194.

Klinge, M., Grimm, M.P., Hosper, S.H., 1995. Eutrophication and ecological rehabilitation of dutch lakes. Presentation of a new conceptual framework. IAWQ-journal, in press.

Ligtvoet, W., Grimm, M.P., 1993. Ecologisch functioneren van de Randmeren in het IJsselmeergebied. Rapport Witteveen+Bos no. RW.119.1.

Ligtvoet, W., 1994. Natuurontwikkeling IJssel- en Markermeer: verkenning van ecologische effecten van verdiepingen. Rapport Witteveen+Bos no. RW.119.3.

Rijkswaterstaat Directie Flevoland & NBLF, in prep. Natuur in het natte hart- een verkenning van kansen voor natuurontwikkeling in het IJsselmeergebied.

Verantwoording

VEGETATIE

De veldopnames in het IJsselmeergebied vinden plaats in samenwerking met de sectie Milieu van directie IJsselmeergebied. De coördinatie en uitwerking van de luchtfotokartering wordt verzorgd door de Meetkundige Dienst.

In het RIZA werkdocument 91.152 cx* is de operationele uitwerking van de vegetatiemonitoring beschreven.

FYTOPLANKTON en ZOOPLANKTON

De bemonstering en het plankton in het IJsselmeergebied wordt verzorgd door de sectie Milieu van directie IJsselmeergebied. Deze monsters worden gedetermineerd onder verantwoordelijkheid van de afdeling IML van het RIZA.

De operationele uitwerking van de monitoring van fytoplankton is beschreven in het RIZA werkdocument 91.152 ax*.

MACROFAUNA

De bemonstering van macrofauna in het IJsselmeergebied wordt uitgevoerd door de sectie Milieu van directie IJsselmeergebied. Deze monsters worden gedetermineerd onder verantwoordelijkheid van de afdeling IML van het RIZA.

De operationele uitwerking van de monitoring van macrofauna is beschreven in het RIZA werkdocument 91.152 bx*.

VISSEN

De monitoring van de visstand vindt plaats in samenwerking met het RIVO (Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek) te IJmuiden. De operationele uitwerking van de monitoring van de visstand is beschreven in het RIZA werkdocument 91.152 dx*.

WATERVOGELS

De monitoring van watervogels wordt gecoördineerd door het SOVON (Samenwerkende Organisaties Vogelonderzoek Nederland) te Beek-Ubbergen. In dit rapport is tevens gebruik gemaakt van de maandelijkse vogeltellingen vanuit een vliegtuig van Dhr. M.R. Van Eerden van directie IJsselmeergebied. De operationele uitwerking van de monitoring van watervogels is beschreven in het RIZA rapport BM93.06*.

ECOTOXICOLOGIE

De monitoring van accumulatie van microverontreinigingen in Aal en Driehoeksmosselen vindt plaats in samenwerking met het RIVO. De monitoring van de toxiciteit van het oppervlaktewater vindt plaats in samenwerking met het RIVM. De operationele uitwerking van de monitoring van ecotoxicologische parameters is omschreven in het RIZA werkdocument BM91.152 fx*.

* Ten behoeve van de tweede cyclus van de biologische monitoring, (1996 tot en met 1999), worden de genoemde werkdocumenten in 1995 geactualiseerd.

U WILT MEER WETEN ???!

Niet alle gegevens die zijn verzameld in het kader van de Biologische Monitoring zijn in dit rapport gepresenteerd. Een overzicht van de in 1992 bepaalde parameters wordt gegeven in de nota Mileumeetnet Zoete Rijkswateren, 92.051. Bij het gereed komen van "DONAR", het centrale gegevensopslag systeem van Verkeer en Waterstaat, zullen alle gegevens in "DONAR" worden opgeslagen.

Voor vragen over deze gegevens kunt u terecht bij de afdeling meetnetten (IMM) van het RIZA; contactpersoon voor de biologische monitoring is Dhr. P. Jesse.

Programmaleider van de biologische monitoring is Dhr. K.H. Prins. De programmaleider van chemische en fysische monitoring is Dhr. W.H. Mulder.

Alle hier vermelde personen zijn werkzaam bij het RIZA

adres: Postbus 17
8200 AA Lelystad

telefoonnummer: 03200-70411

Colofon

lay-out en figuren:

Afdeling Presentatie RIZA

omslagontwerp:

Bureau Beekvisser bNO

drukwerk:

Koninklijke Vermande BV

fotoverantwoording:

R. Doef (foto's 2, 3, 7, 8, 12, 14, 15, 16)

H. Polderman (foto 18)

J. van der Hout (foto 13)

W. Kolvoort (foto's 5, 6, 9, 11)

E. Martijn (foto 4)

M. Decler (foto 17)

I. Smit (foto 1)

B. bij de Vaate (foto 10)

Engelse correcties:

Beretta Traductions

