

RIVM rapport 607605 001

Een indicatorsysteem voor natuurlijke  
zuivering in oppervlaktewater

Th. Ietswaart & A.M. Breure

Augustus 2000

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van DGM-SVS, in het kader van project M/607601, Functionele Biodiversiteit en Directie RIVM, in het kader van project S/607605, Duurzaamheid Ecosystemen.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71



## Abstract

An important aspect of environmental quality is the functioning of ecosystems. It concerns the biogeochemical cycles, such as the carbon cycle and the nitrogen cycle, and biological purification of ecosystems. These functions, regulation functions or life support functions (LSF), are largely performed by organisms: plants, animals and bacteria. From this point of view biodiversity, the occurrence of organisms in a sufficient abundance and diversity that LSF can be performed on a sufficient level, is a point of interest of environmental policy.

To substantiate the environmental policy in this field it was assigned to investigate the possibilities to develop an indicator system for several LSF, to quantify the functions in relation to the biodiversity. In this report we describe the results of a survey of the possibilities to develop an indicator for the self-cleaning capacity of surface water.

This report describes the joint partial processes of this LSF. These are:

The carbon cycle and the degradation of organic micropollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons and chlorinated compounds; the nitrogen cycle with nitrification and denitrification; the sulphur cycle; the phosphorous cycle; the immobilisation of heavy metals and the physical transport of pollutants in mowing, water-flow, dredging, and sedimentation.

For four types of surface water systems: linear waters (ditches and brooks), lakes and ponds, big rivers, and estuaries, a survey was done of the knowledge of ecosystem characteristics in relation to cleaning capacity. These surveys are summarised in chapter three and reported in full in a background report. From the surveys it is clear that plants and bacteria play important roles, but other organisms are also very important.

Furthermore it is clear that many biotic data are being and have been collected, but these have never been related to the purifying capacity of the water system. Therefore based on the present data this relation can only be assessed qualitatively.

For the self cleaning capacity not only the organisms in the water column are important but also organisms in sediments, banks (shores) and floodplains, as well as the water residence time in the system.

The results of the surveys have been discussed in a workshop with a group of experts. There was consensus, that self-cleaning capacity of surface water is a very important LSF, made up from the processes identified, and that it can be used.

However, the relation between biodiversity and self-cleaning capacity is still subject of scientific debate. In any case systems with a high self-cleaning capacity, such as helophyte filters, are not very diverse. Furthermore managing practices to remove high amounts of pollutants from the systems, such as dredging and mowing in summer have negative effects on biodiversity. Therefore, the indicator has to be built in a way that it can assess the cleaning capacity of the system, given the management and abiotic system-characteristics, and the biodiversity. The policy goals need to be determined later and might be different in different situations.

A high number of possible indicative variables per water system type have been mentioned. Further research is necessary to build an indicator per watersystem type. This indicator should contain abiotic

and biotic characteristics of the system. When the indicator needs to have a distance-to-target approach, the reference or the policy goal can be formulated via model research and field surveys.

The self-purifying capacity of surface waters is one of the LSF to be included in an indicator for the sustainability of the use of ecosystems, under construction for the Natuurplanbureau and for the Ministry of Environment. At the end of chapter 4 we describe the research that is necessary to develop the indicator on a short and the long term.

## Voorwoord

Eén van de belangrijke aspecten van milieukwaliteit is het functioneren van ecosystemen. Vanuit deze optiek is biodiversiteit, het voorkomen van organismen in een voldoende diversiteit en dichtheid om garant te staan voor een duurzame vervulling van de ecosysteemfuncties, een aandachtspunt van het milieubeleid. Om milieubeleid op dit gebied mogelijk te maken is het noodzakelijk indicatoren te ontwikkelen waarmee een relatie gelegd kan worden tussen structurele biodiversiteit (het voorkomen van organismen) en het functioneren van het ecosysteem.

In dit rapport wordt een inventariserende studie beschreven naar de mogelijkheid om voor de regulatie functie of life support functie “zelfreinigend vermogen van oppervlaktewater” een dergelijke indicator te formuleren en in te vullen.

Aan het rapport liggen vier literatuurstudies ten grondslag, over het zelfreinigend vermogen van lijn-vormige wateren, meren, grote rivieren en estuaria. Deze studies zijn opgenomen in een bijlagendocument bij dit rapport, dat apart verkrijgbaar is.



# Inhoud

## 1. Inleiding 11

1.1 *Biodiversiteit in het witte gebied 11*

1.2 *Natuurlijke zuivering van oppervlaktewater 12*

1.3 *Doel van de studie 12*

1.4 *Leeswijzer 13*

## 2. Natuurlijke zuivering: processen 15

## 3. De watertypegerichte benadering 23

3.1 *Watertypen 23*

3.2 *Streefbeelden 27*

## 4. Resultaten van de workshop 29

4.1 *Aanzet voor een graadmetersysteem 30*

4.2 *Onzekerheden en aanbevelingen voor onderzoek 35*

## Literatuur 33

## Bijlage 1 Deelnemers aan de workshop 35

## Bijlage 2 Verzendlijst 36





## Samenvatting

Eén van de belangrijke aspecten van milieukwaliteit is het functioneren van ecosystemen. Het betreft bijvoorbeeld het verloop van de biogeochemische cycli zoals de koolstof- en de stikstofcyclus, en het reinigend vermogen van ecosystemen. Deze functies, regulatiefuncties of life support functies (LSF), worden voor een belangrijk deel uitgevoerd door organismen: planten, dieren en bacteriën. Vanuit deze optiek is biodiversiteit, het voorkomen van organismen in een voldoende diversiteit en dichtheid om garant te staan voor een duurzame vervulling van de functies, een aandachtspunt van het milieubeleid.

Om hieraan inhoud te kunnen geven is nagegaan of het mogelijk is voor een aantal regulatiefuncties een indicatorsysteem te ontwikkelen waarmee de mate van functioneren i.r.t. de aanwezige biodiversiteit kan worden vastgesteld.

In het onderhavige rapport is een inventarisatie beschreven van de mogelijkheden om te komen tot een indicator voor het zelfreinigend vermogen van oppervlaktewater.

Dit rapport beschrijft de processen die gezamenlijk het reinigend vermogen van water bepalen. Dit zijn: koolstofcyclus en afbraak van organische microverontreinigingen (polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en gechloreerde verbindingen), stikstofcyclus (nitrificatie en denitrificatie), zwavelcyclus, fosforcyclus, vastlegging van zware metalen in sedimenten en fysisch transport van verontreinigingen door maaien, stromen, baggeren en bezinken.

Voor een viertal oppervlaktewatersysteemtypen, n.l. lijnvormige wateren (sloten en beken), meren en plassen, grote rivieren en estuaria, is een inventarisatie uitgevoerd naar de kennis van ecosysteme-eigenschappen in relatie tot het reinigend vermogen. Uit deze inventarisaties, samengevat in hoofdstuk 3 en weergegeven in een viertal bijlagen, komt naar voren dat de belangrijkste organismen de planten en de bacteriën zijn, doch dat de andere typen organismen in de systemen eveneens een belangrijke rol spelen.

Daarnaast blijken er veel data voorhanden te zijn en nog steeds te worden verzameld over het voorkomen van soorten in waterecosystemen. De relatie hiervan met het reinigend vermogen wordt echter nooit gelegd en kan daarmee alleen kwalitatief geschat kan worden.

Voor het reinigend vermogen is naast de aanwezigheid van de organismen in het water, het sediment en in de oeverzone ook en de verblijftijd van het water in het systeem van groot belang.

De resultaten zijn in een workshop voorgelegd aan een groep van deskundigen waarbij is vastgesteld dat de processen in oppervlaktewateren belangrijk zijn en benutbaar.

De relatie tussen biodiversiteit en reinigend vermogen is echter nog niet duidelijk. In ieder geval zijn systemen met een zeer hoge reinigende capaciteit, als bijvoorbeeld helofytenfilters erg weinig divers. Verder kunnen beheersmaatregelen die erop gericht zijn veel verontreinigingen uit het systeem te verwijderen, bijvoorbeeld baggeren in de zomer, een negatief effect hebben op de biodiversiteit van het systeem. Daarom dient de indicator zodanig te worden opgesteld dat het reinigend vermogen kan worden ingeschat, gegeven de abiotische systeemkenmerken en de biodiversiteit. Het beleidsdoel dient dan later te worden vastgesteld, en kan eventueel per situatie verschillen.

Een groot aantal mogelijke indicatieve variabelen per ecosysteemtype is genoemd in dit rapport. Een inventarisatie en verder onderzoek zijn noodzakelijk om per type watersysteem een indicator op te

stellen met een maximaal indicatief vermogen. De indicator zal moeten bestaan uit een aantal abiotische en biotische factoren. Wanneer de indicator een distance-to-target opbouw zou moeten hebben, zoals DGM voor ogen staat, zou de referentie of het beleidsdoel ingevuld kunnen worden via modelmatig onderzoek, of door veldinventarisaties.

Zelfreinigend vermogen van oppervlaktewater is een van de regulatieprocessen die zouden moeten worden opgenomen in een indicator voor duurzaamheid van het gebruik van ecosystemen, die wordt opgesteld voor VROM en het Natuurplanbureau. Aan het eind van hoofdstuk 4 wordt aangegeven met welk onderzoek hieraan op korte en langere termijn invulling kan worden gegeven.

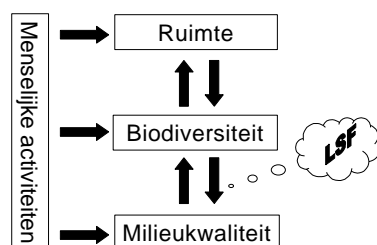
# 1. Inleiding

## 1.1 Biodiversiteit in het witte gebied

Het biodiversiteitsbeleid in Nederland volgt grofweg twee sporen. Het natuurbeleid wil soorten en gebieden beschermen, vanwege hun eigen waarde. Hiertoe is de Ecologische hoofdstructuur ingesteld, en zijn regels vastgelegd in de Natuurbeschermingswet en andere op planten- en diersoorten gerichte juridische instrumenten. Ruimtelijk gezien houdt het natuurbeleid zich vooral bezig met die gebieden die als natuurgebied zijn aangemerkt, en minder met het leven in agrarisch en stedelijk gebied.

Ook vanuit het milieubeleid is er aandacht voor biodiversiteitsbehoud. Hier staan echter meer antropocentrische motieven voorop. De biosfeer vervult vele functies zonder welke de menselijke soort niet kan voortbestaan. Het gaat daarbij niet alleen om voedselproductie, maar ook om zaken als klimaatregulatie, de winning van medicinale stoffen, de instandhouding van de bodemvruchtbaarheid en de afbraak van sommige milieuvervuilende stoffen. Deze functies worden vaak aangeduid met de goede Nederlandse term 'Life-Support-Functies' (LSF's) of regulatiefuncties. Het belang van LSF's is niet gebonden aan natuurgebieden, integendeel. Voor het goed functioneren van de life-support-functies is het juist van belang dat de verantwoordelijke levensgemeenschappen overal aanwezig zijn en niet te zeer gestoord zijn in hun functioneren.

In het Biodiversiteitsverdrag van Rio de Janeiro wordt de bescherming van LSF's expliciet genoemd als motief voor het verdrag, naast de intrinsieke waarde van soorten. Ook Nederland heeft zich verplicht aan het Biodiversiteitsverdrag invulling te geven. Het ministerie van VROM heeft onderzoek laten doen om een beleidskader te formuleren om ook vanuit het milieubeleid bij te dragen aan biodiversiteitsbehoud. In een verkennende studie naar de relatie tussen biodiversiteit en life-support-functies (Van der Voet et al., 1997) is een aantal belangrijke LSF's genoemd, zoals klimaatregulatie, bestrijding van ziekten en plagen, regulatie van bodemvruchtbaarheid en de natuurlijke zuivering van oppervlaktewater. Om beleid te kunnen maken is inzicht nodig in de toestand van de LSF's. Daarom moet er een indicatorsysteem worden ontwikkeld om de toestand van LSF's te kunnen meten. In het kader van het project 'Functionele Biodiversiteit' worden door het RIVM in opdracht van DGM indicatorsystemen ontwikkeld voor de LSF's 'regulatie van bodemvruchtbaarheid' (Schouten et al., 1997, 1999), 'regulatie van ziekten en plagen' (Van Wingerden en Booij, 1999), en 'natuurlijke zuivering van oppervlaktewater'. In alle gevallen is de relatie tussen de LSF en de biodiversiteit een centraal thema.



Figuur 1. Context van de Life Support Functies

De beleidsverantwoordelijkheid van het Directoraat-Generaal Milieu van VROM is de milieukwaliteit. Die milieukwaliteit staat onder invloed van menselijke activiteiten en ruimtegebruik. Op die plaatsen waar de biosfeer en de milieukwaliteit elkaar beïnvloeden valt biodiversiteitsbeleid binnen de competentie van VROM. Het beleid kan sturen in het ruimtegebruik en de milieudruk die menselijke activiteiten veroorzaken. In figuur 1 zijn de relaties weergegeven tussen milieukwaliteit, biodiversiteit en menselijke activiteiten.

## 1.2 Natuurlijke zuivering van oppervlaktewater

Life Support-functies zijn sturende factoren op de milieukwaliteit, en in het verleden is vaak een te groot vertrouwen aan de dag gelegd in de veerkracht van natuurlijke systemen. Dit geldt zeker voor de LSF waar dit rapport over handelt, de natuurlijke zuivering van oppervlaktewater. In het verleden is de lozing van afvalstoffen op oppervlaktewateren vaak gelegitimeerd met een verwijzing naar het zuiverend vermogen. Inmiddels is bekend dat dit vermogen van watersystemen zijn grenzen kent, en dat overmatige belasting tot ongewenste aantasting van ecosystemen leidt. Dit project richt zich dan ook nadrukkelijk op het zuiverend vermogen van oppervlaktewater binnen de draagkracht van het systeem. Er wordt uitgegaan van gezond functionerende systemen, en gekeken naar de voor de mens gunstige eigenschappen die zulke systemen hebben. Waar mogelijk wordt aangegeven waar de grenzen van de draagkracht liggen, en welke potenties een verbetering van de ecosysteemkwaliteit biedt met betrekking tot natuurlijke zuivering. Het doel van de studie was niet om te zoeken naar maximale zuiveringscapaciteiten, maar naar de mogelijkheden van watersystemen in hun natuurlijk functioneren.

Bij de afbraak van toxische stoffen is de concentratie heel belangrijk. Hoewel veel stoffen in principe afbreekbaar zijn, en de microbiële afbraaksnelheid toeneemt met toenemende concentraties, kunnen in het geval van een te zware belasting de toxische effecten zwaarder wegen dan de afbraakprocessen. Ook kan een systeem zo zwaar belast worden met goed afbreekbare organische stoffen dat bijvoorbeeld de zuurstofconcentratie te zeer daalt, en er grote schade aan het ecosysteem optreedt.

## 1.3 Doel van de studie

Zowel 'biodiversiteit' als 'natuurlijke zuivering' zijn begrippen die op veel manieren gedefinieerd kunnen worden. In dit rapport beperken we ons wat betreft het begrip biodiversiteit niet alleen tot soortenrijkdom, maar ook meer algemeen diversiteit van functies en van ecosysteemstructuur. Daarbij sluiten we ons aan bij de definitie in het Biodiversiteitsverdrag van Rio de Janeiro, dat ook een dergelijk brede definitie hanteert. We houden de definitie van het begrip natuurlijke zuivering aan die geformuleerd staat in *Duel et al (1997)*. Deze luidt:

*'Natuurlijke biologische, chemische en fysische processen in oppervlaktewatersystemen die leiden tot een verbetering van de waterkwaliteit als gevolg van het omzetten, verwijderen of vastleggen van verontreinigingen.'*

Natuurlijke zuiveringsprocessen in watersystemen zijn voor een belangrijk deel microbiel en fysisch/chemisch van aard. De diversiteit van de direct verantwoordelijke organismen is dus de microbiële biodiversiteit. Juist de micro-organismen zijn een groep waarop het klassieke soortsbegrip veelal slecht is toe te passen. Meestal wordt de diversiteit van micro-organismen uitgedrukt als diversiteit van processen. In hoofdstuk 2 worden daarom de processen die verantwoordelijk zijn voor natuurlijke zuivering nader geïntroduceerd.

Omdat de opbouw van de watersystemen in Nederland sterk verschilt is gekozen voor een indeling in een viertal systeemtypen: lijnvormige wateren (sloten en beken), meren en plassen, grote rivieren en

estuaria. Ieder systeem heeft andere kenmerken wat betreft zaken als de grootte van de oeverzone, de diepte en de stroomsnelheid. De systemen liggen langs een gradiënt van afnemende directe immissies van stoffen.

Ook wat betreft de stoffen is een selectie gemaakt. We nemen in beschouwing:

- Nutriënten (stikstof en fosfor)
- Zware metalen
- PAK
- Pesticiden (alleen in sloten)
- PCB's

## 1.4 Leeswijzer

In het kader van dit project heeft het RIVM literatuurstudies laten uitvoeren over natuurlijke zuivering en de relatie met biodiversiteit in de vier watertypen. Deze studies zijn opgenomen in een apart rapport (Ietswaart et al 2000) en vormen de wetenschappelijke basis voor het indicatorsysteem. Aan de hand van de studies is een eerste opzet van een indicatorsysteem gemaakt. Dit is in een workshop geëvalueerd. Het verslag daarvan, en de verbeterde opzet van het indicatorsysteem, zijn opgenomen in hoofdstuk 4. Voorafgaand aan dit hoofdstuk worden in hoofdstuk 2 in algemene termen de processen beschreven die een rol spelen bij natuurlijke zuivering. Hoofdstuk 3 gaat in op de vier watersystemen, en de streefbeelden die nodig zijn om een toetsbaar indicatorsysteem te vervaardigen. In de watertypedeschrijvingen zijn de belangrijkste conclusies uit de literatuurstudies opgenomen.

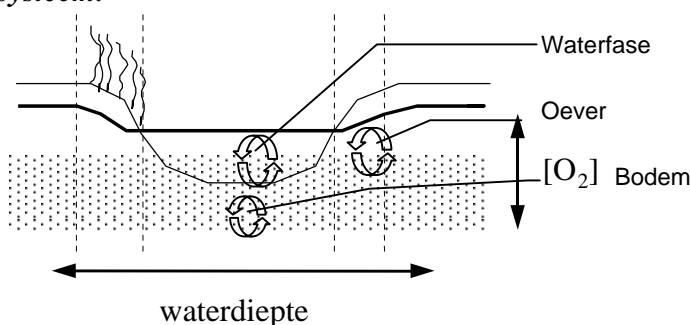


## 2. Natuurlijke zuivering: processen

In ecosystemen vinden op grote schaal fysisch-chemische en biologische omzettingen plaats. Stoffen worden opgenomen door organismen, en geassimileerd of gemetaboliseerd. Op abiotisch niveau worden verbindingen geadsorbeerd aan bodemdeeltjes, getransporteerd door wind en water, of vastgelegd in sedimenten. Als stoffen worden omgezet of vastgelegd die door mensen als ongewenst worden beschouwd, spreken we van natuurlijke zuivering. In wezen is natuurlijke zuivering een deelverzameling uit de biogeochemische processen. Daarom is de biogeochemie een goed gezichtspunt om inzicht te krijgen in de omstandigheden waaronder natuurlijke zuiveringprocessen zich afspelen. Hieronder worden de belangrijkste zuiveringsprocessen vanuit dat gezichtspunt beschreven. In de andere hoofdstukken van het rapport worden de processen in verschillende watersysteemtypen beschouwd.

Een belangrijk aspect van natuurlijke zuivering is dat veel processen biologisch van aard zijn. Dit betekent dat ze direct of indirect gekoppeld zijn aan de cycli van de elementen koolstof, stikstof, fosfor en zwavel. In dit hoofdstuk introduceren we de cycli en hun processen, en welke stoffen kunnen worden afgebroken. Het is een kwalitatieve beschrijving, de nadruk ligt op de verantwoordelijke organismen en de omstandigheden. De afbraaksnelheden en zuiveringscapaciteit komen aan bod in de beschrijvingen van de voorbeeldsystemen. Naast de biologie spelen ook fysische processen, zoals sorptie en transport een belangrijke rol. Ook hieraan zal aandacht worden besteed.

### *Processen in het watersysteem.*



*Figuur. 2. Schematische opbouw van de watersystemen, en compartimenten waarin processen worden beschouwd.*

Zoals aangegeven in de inleiding maken we in dit rapport onderscheid tussen een viertal watertypen. Ze verschillen onderling in een aantal aspecten die van invloed zijn op de zuiveringsprocessen. Ieder systeem bevat dezelfde compartimenten (Fig. 2), maar morfologisch gezien varieert de verhouding tussen de compartimenten, en de verblijftijd van het water in het systeem. Dit is van invloed op het transport van stoffen in en uit het systeem. Verder heeft de macroionensamenstelling van het water en grondwater grote consequenties voor de typen processen die zich kunnen afspelen. In Tabel 1 zijn de verschillen in morfologie en hydrologie tussen de vier systemen schematisch samengevat.

*Tabel 1 Het relatieve belang van oever, waterbodembodem en waterfase in het ecosysteemfunctioneren van de vier watersystemen. Hoe meer sterretjes, hoe belangrijker.*

	sloot/beek	meer	grote rivier	Estuarium
oever	***/**	***	***	****
waterbodembodem	****	**	***	**
waterfase	*	**	*	*
verblijftijd water	dagen	jaar	dagen	uren

### ***De cycli van de elementen.***

In de volgende paragrafen zullen de cycli van koolstof, stikstof, fosfor en zwavel de revue passeren. Uiteraard zal de nadruk liggen op de onderdelen van de cycli die van belang zijn bij natuurlijke zuiveringsprocessen in aquatische systemen. In alle cycli is een belangrijke rol weggelegd voor de zuurstofspanning en het transport van stoffen.

### ***De koolstofcyclus***

Het begrip ‘natuurlijke zuivering’ of ‘zelfreiniging’ stamt uit het begin van deze eeuw. Hét milieuprobleem destijds was verontreiniging van wateren met goed afbreekbaar organisch materiaal, met als gevolg zuurstofloze, stinkende wateren en massale sterfte van vissen en andere waterdieren. Hoewel het probleem van de organische verontreiniging van oppervlaktewateren in Nederland sinds enige decennia niet meer tot grootschalige zuurstofloosheid leidt, zijn de zuiveringsprocessen uit de koolstofcyclus nog steeds zeer relevant, onder andere bij de afbraak van organische microverontreinigingen. In de koolstofcyclus cirkelt het element rond tussen de geoxideerde (CO<sub>2</sub>) en de organische, gereduceerde vorm. In watersystemen leggen algen en waterplanten CO<sub>2</sub> vast als gereduceerd organisch materiaal, onder vorming van atmosferische zuurstof. Heterotrofe organismen verbranden het organische materiaal weer en verbruiken daarbij zuurstof. Als er veel organisch materiaal ophoopt in een watersysteem, bijvoorbeeld door lozing van buitenaf of door een algenbloei, dan kan er bij de afbraak een gebrek aan zuurstof ontstaan. De toevoer van zuurstof door primaire productie en diffusie-advectie uit de lucht is dan niet toereikend om de consumptie te compenseren.

### ***De afbraak van organische verontreinigingen***

De koolstofcyclus is ook de kringloop waarin organische toxicanten worden afgebroken. Dit is een enorm diverse groep verbindingen, waarvan de afbreekbaarheid varieert van goed afbreekbaar tot zeer persistent. Over het algemeen zijn de toxische verbindingen in veel lagere concentraties aanwezig dan de natuurlijke substraten waar de bacteriën op groeien. Stoffen worden toch microbiel afgebroken omdat de bacteriën er last van ondervinden en detoxificerende enzymen aanmaken, of omdat de verbindingen via cometabolisme in niet-specifieke afbraakroutes worden meegenomen.

PAK's en PCB's staan bekend als zeer persistente stoffen. Toch zijn ze wel afbreekbaar, zij het langzaam (Beurskens, 1995). PAK's zijn stabiel onder anaërobe condities, maar worden langzaam afgebroken in de aanwezigheid van zuurstof. De afbraaksnelheid is langzamer naarmate het molecuul meer benzeenringen bevat. Zo is bijvoorbeeld het lichte naftaleen redelijk goed afbreekbaar, terwijl een complexe PAK, zoals benzo-a-pyreen veel langzamer wordt afgebroken.

De afbraak van gechlorideerde verbindingen, zoals PCB's, is een complex proces waarbij vaak consortia van micro-organismen betrokken zijn. Daarbij vinden delen van het afbraakproces onder aërobe omstandigheden plaats en andere onder anaërobe. Anaëroob worden een aantal chlooratomen van het molecuul afgesplitst. Vervolgens kan onder aërobe condities het molecuul gemineraliseerd worden tot CO<sub>2</sub> en chloride.



De halfwaardetijd van de afbraak van PAK en gechlloreerde verbindingen is vaak erg hoog. Beurskens (1995) vond halfwaardetijden voor PCB's in het Ketelmeer tussen de 6 en 10 jaar. In de sedimenten van de Hudsonrivier zijn waarden gemeten van 3 tot meer dan 150 jaar (Brown et al, 1987).

PAK worden onder zuurstofloze condities niet afgebroken. In aërobe bodems vindt wel afbraak plaats, waarbij lichte PAK's sneller worden afgebroken dan zware. Uit een vergelijking van de halfwaardetijden in laboratorium- en veldstudies (samengevat in Huiting et al, 1997) blijkt dat de afbraaksnelheid in het veld lager ligt dan onder laboratoriumcondities. De studies van Wild et al. (1991a,b) leveren halfwaardetijden op van minder dan twee jaar voor naftaleen tot 9.1 jaar voor benzo(g,h,i)peryleen.

### ***Relaties tussen de koolstofcyclus en andere cycli***

Onder zuurstofloze condities kunnen micro-organismen organische verbindingen afbreken door vergisting. Het eindproduct is dan niet CO<sub>2</sub>, maar een organische verbinding, zoals lactaat, methaan of acetaat. Deze producten, en met name acetaat, spelen een cruciale rol in diverse andere stofcycli. Ze zijn belangrijke substraten voor sulfaat- en nitraatreducerende bacteriën. Dit betekent dat de zuiveringsprocessen die gebaseerd zijn op sulfaatreductie en denitrificatie afhankelijk zijn van de toevoer van voldoende organisch materiaal uit de C-cyclus.

### ***De stikstofcyclus***

Anorganisch stikstof kan een scala van vormen hebben, met verschillende redoxtoestanden. De bulk van het stikstof is aanwezig als atmosferisch stikstof, N<sub>2</sub>. Deze biologisch onbruikbare vorm kan door cyanobacteriën en andere stikstofbinders worden omgezet in organisch stikstof. Hoewel dit een bijzonder belangrijk proces is, valt het buiten het onderwerp van deze studie.

De centrale vorm van stikstof in de biosfeer is aminostikstof, NH<sub>x</sub>. In deze vorm is het ingebouwd in organisch materiaal. Als organische stof wordt afgebroken, komt stikstof vrij in de vorm van ammonium, dat in dezelfde redoxtoestand is als organisch stikstof. Planten nemen anorganisch stikstof op, dieren en micro-organismen scheiden het weer uit als ze met hun voedsel meer stikstof binnenkrijgen dan ze nodig hebben.

### ***nitrificatie***

De oxidatie van ammonium tot nitraat levert energie op. Nitrificerende bacteriën maken hiervan gebruik voor hun groei. Er zijn twee groepen denitrificerende bacteriën. Eén groep (zoals *Nitrosomonas* en *Nitrosococcus*) oxideren ammonium naar nitriet, de andere, (*Nitrobacter*, *Nitrococcus*) oxideren nitriet tot nitraat. Nitrificerende bacteriën zijn autotroof. Ze hebben alleen mineralen en kooldioxide nodig voor hun groei.

In de aanwezigheid van zuurstof oxideren nitrificeerders stikstofverbindingen tot nitraat, waarna geen verdere microbiële omzetting meer volgt. In goed doorluchte zandbodems spoelt daarom veel nitraat uit. Nitrificatie is strikt zuurstof-afhankelijk, maar kan verlopen tot lage zuurstofconcentraties, tot ongeveer 0,2 milligram per liter (Fenchel & Blackburn, 1979).

### ***denitrificatie***

Nitraat is geschikt als stikstofbron voor algen, bacteriën en waterplanten. In de aërobe waterfase is de belangrijkste verwijderingsroute dan ook de inbouw in organisch materiaal. In anaërobe sedimenten en bodems is er nog een ander, zeer belangrijk verwijderingsproces, denitrificatie. Micro-organismen kunnen de zuurstof uit nitraat gebruiken om organisch materiaal te verbranden, en zo aan hun energie te komen. Nitraat wordt daarbij omgezet in het gasvormige N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub>, en zo geheel aan het ecosysteem onttrokken.

Zoals uit de volgende hoofdstukken zal blijken is denitrificatie een zeer belangrijk zuiveringsproces, dat eigenlijk overal optreedt waar de omstandigheden gunstig zijn. Denitrificerende bacteriën zijn over het algemeen facultatief aëroob, ze kunnen dus zowel met als zonder zuurstof organisch materiaal verademen. Bacteriesoorten als *Pseudomonas aeruginosa* en *P. fluorescens* zijn wijd verbreide denitrificeerders. Onder aërobe condities zijn het heterotrofe bodembacteriën. Bij verlaagde zuurstofspanning wordt de aanmaak van de enzymen nitraatreductase en nitrietreductase geïnduceerd, waarna deze bacteriën in de aanwezigheid van nitraat anaëroob kunnen groeien op een scala aan suikers, organische zuren en andere laagmoleculaire verbindingen.

Denitrificatie is afhankelijk van de aanvoer van voldoende organisch materiaal. In veel ecosystemen is dit afkomstig van hogere planten.

### ***Niet-microbiële processen***

Een groot deel van de koolstofbiomassa in aquatische ecosystemen ligt vast in plantenmateriaal. De bulk van dit materiaal is – in tegenstelling tot de biomassa van algen en bacteriën – slecht afbreekbaar. Plantedelen die in de bodem begraven worden onder zuurstofloze condities breken nauwelijks nog af de basis van verlanding. Ook de mens verwijderd via maaien en schonen soms grote hoeveelheden koolstof uit aquatische ecosystemen. Met dit plantenmateriaal verdwijnen ook aanzienlijke hoeveelheden fosfor en stikstof uit het systeem. De hoeveelheid stikstof die op deze manier verwijderd wordt kan sterk verschillen. Maaien in de winter leidt tot lagere verliezen dan maaien in de zomer, omdat aan het eind van het groeiseizoen de meeste nutriënten worden teruggetrokken in de wortels.

### ***De zwavelcyclus***

Zwavel komt in alle organisch materiaal voor. Het is de 'lijm' waarmee een belangrijk deel van de ruimtelijke structuur van eiwitten wordt bepaald. Opgelost zwavel in de aërobe waterfase is vrijwel altijd in de sulfaatvorm. Planten nemen het op, reduceren het tot sulfide en bouwen het in in eiwitten. Als er na afbraak van organisch materiaal sulfide overblijft, kan dit gebruikt worden als energiebron door kleurloze zwavelbacteriën, zoals Thiobacilli, die het weer verbranden tot sulfaat. Daarnaast oxideert sulfide ook langs (foto)chemische weg tot sulfaat. Zo is de kringloop in de aërobe fase rond. In het anaërobe sediment wordt sulfaat gebruikt door sulfaatreducerende bacteriën. Dit proces is vergelijkbaar met de denitrificatie: de bacteriën 'verbranden' organisch koolstof en gebruiken sulfaat in plaats van zuurstof als electronenacceptor. het eindproduct is sulfide. Sulfaatreductie is erg belangrijk in mariene sedimenten: zeewater bevat hoge concentraties sulfaat. De vrijkomende sulfide diffundeert grotendeels naar de aërobe bovenlaag en wordt daar weer geoxideerd tot sulfaat. Zo'n tien procent slaat neer in het sediment in de vorm van onoplosbare metaalzouten (Jørgensen, 1977, in Fenchel & Blackburn 1979). Meestal is dat metaal ijzer. Echter, ook zware metalen vormen -soms zeer slecht oplosbare- sulfiden. Op deze manier worden zware metalen voor kortere of langere tijd vastgelegd. De oplosbaarheid van metaalsulfiden is sterk afhankelijk van de pH, onder zure omstandigheden lossen metaalsulfiden weer op. De vastlegging is dus omkeerbaar.

Sulfaatreductie speelt niet alleen een rol in mariene sedimenten. Ondanks de lage sulfaatconcentraties in zoet water zijn er gevallen bekend waarbij 30% van het organisch materiaal in meersedimenten geoxideerd wordt via sulfaatreductie (Fenchel et al., 1998) Ook worden in zoetwaterbodems sulfidegehalten aangetroffen die op grond van de stoichiometrie van de reactie ruim voldoende zijn om de in het sediment aanwezige metalen te binden (Janssen et al, 1996). Sulfaatreductie in zoetwatersystemen kan ook negatieve effecten hebben. Op plekken waar sulfaatrijke kwel aan de oppervlakte komt kan zoveel zwavelwaterstof gevormd worden dat toxische waarden voor planten worden bereikt. (Verhoeven, pers. Med. )

### ***De fosforcyclus***

Fosfor neemt in het rijtje van bio-elementen een bijzondere plaats in. Als enige heeft het geen gasvormige verschijningsvorm. In feite heeft het element in de natuur maar één oxidatietoestand: fosfaat. In deze vorm komt het vrij opgelost in het water voor, is het ingebouwd in organische stof, en is het gebonden aan sediment. Op mondiale schaal bezien komt er via verwerking van gesteenten voortdurend fosfaat beschikbaar. Via de biologische fosforcyclus en fysisch-chemische reacties wordt het fosfaat weer begraven in sediment, totdat het door verwerking weer vrijkomt.

De biologische fosforcyclus is in principe heel simpel, omdat oxidatie en reductie geen rol spelen. Planten en micro-organismen nemen orthofosfaat op en produceren daarmee organisch materiaal. Het organische fosfaat wordt via predatie in het voedselweb doorgegeven. Daarbij ontstaat ook particulier en opgelost detritus, dat door micro-organismen verder wordt verwerkt. Als organismen netto fosfor overhouden wordt dit als orthofosfaat uitgescheiden, dat zo weer beschikbaar komt voor primaire producenten. Bovendien bezitten bacteriën en sommige algen het exoenzym fosfatase, waarmee ze organisch gebonden fosfaat kunnen afsplitsen.

Orthofosfaat bindt sterk aan bodemdeeltjes, met name kleimineralen, en vormt onoplosbare zouten met metalen. Het precipiteert vooral met calcium, ijzer en aluminium. Veel van die adsorptie- en precipitatieprocessen zijn omkeerbaar. Hierbij speelt vooral de redoxpotentiaal een belangrijke rol, en in mindere mate de pH.

Omdat adsorptie de belangrijkste vastleggingroute is, kunnen bodems verzadigd raken met fosfaat, waarna ze als bron van fosfaat kunnen gaan fungeren. Dit is op grote schaal het geval in de Nederlandse wateren.

### ***Zware metalen***

Zware metalen kunnen niet worden afgebroken. Ze adsorberen aan zwevend materiaal en kunnen zo getransporteerd of begraven worden. De enige manier om ze permanent te verwijderen is via baggeren of maaien. Er zijn diverse plantensoorten die zware metalen accumuleren. Bekende voorbeelden van hyperaccumulerende planten zijn koolsoorten in terrestrische systemen, en de Lisdodde (*Typha* sp) in aquatische. Ook de exotische Grote waternevel (*Hydrocotyle ranunculoides*) is een hyperaccumulator van zware metalen.

Onder zuurstofrijke condities is het grootste deel van de metaalionen gebonden aan particulier materiaal. De binding is reversibel en metalen kunnen weer vrijkomen uit het sediment. Ook metaalsulfiden kunnen oplossen zodra de pH daalt, of het sediment wordt blootgesteld aan zuurstof. Desondanks kan transport van gesuspendeerd materiaal in bijvoorbeeld sloten of het zomerbed van rivieren leiden tot verwijdering van metalen en hydrofobe stoffen. Het transport is een functie van de stroomsnelheid. Zodra het water tot rust komt, bijvoorbeeld in meren of estuaria, bezinkt het slib en accumuleren de slibgebonden toxicanten. Ook in sloten bezinkt slibgebonden materiaal. Omdat sloten elke 5 tot 10 jaar uitgebaggerd worden, kan de flux van contaminanten vanuit sloten naar de omgeving aanzienlijk zijn.

### ***Fysisch transport: maaien, stromen, baggeren, bezinken***

Naast de bovenbeschreven biogeochemische processen spelen ook fysische processen een rol bij het verplaatsen en vastleggen van stoffen. Een belangrijke route is het transport van aan gesuspendeerd materiaal door stromend water. Ook maai- en baggerbeheer dragen bij aan het verwijderen van stoffen uit ecosystemen. Een bekend voorbeeld is het oogsten van riet. Daarbij is het maaitijdstip van grote invloed op de verwijdering van met name nutriënten. Aan het eind van het groeiseizoen trekken planten het grootste deel van de voedingsstoffen terug uit de bovengrondse delen in de wortels, een proces dat bekend staat als translocatie. De commerciële rietooft vindt vooral in de winter plaats, en verwij-

dert dan dus weinig N en P, en voornamelijk koolstof. Uit het oogpunt van nutriëntenverwijdering is het beter om in de zomer te maaien. Duel (1997) heeft berekend dat maai-beheer van moerasvegetaties voor enkele tientallen procenten bijdraagt aan de nutriëntverwijdering.

Ook bij het baggeren van slib uit sloten worden nutriënten en ook toxische stoffen uit het watersysteem verwijderd. Dit kan met name voor PAK een gunstig effect hebben op de afbraak. PAK zijn in de anaërobe slootbodem nagenoeg niet afbreekbaar. Eenmaal op de kant kan zuurstof toetreden, waardoor de afbraak mogelijk wordt. Daarbij is het wel van belang dat de afbraaksnelheid groter is dan de accumulatie via baggeren en andere routes, zoals atmosferische depositie. Modelstudies (Huiting et al, 1997; Kramer et al, 1997) laten zien dat de afbraak van op het land gebrachte klasse 2 baggerspecie meestal niet tot overschrijding van de normen leidt.

Alle stoffen die sterk adsorberen aan particulier materiaal kunnen versneld sedimenteren als water door waterplantenvegetatie stroomt. Zowel submerse planten als emergente helofyten hebben deze werking. De turbulentie van het water neemt af, waardoor particulier materiaal de kans krijgt te bezinken. Een recent voorbeeld is het ontstaan van helder water boven kranswiervelden in de Randmeren (RIZA, 1997)

Uit het bovenstaande en uit de literatuurstudies blijkt dat binnen de afbraakroutes van de verschillende beschouwde stoffen verschillende processen en mechanismen een rol spelen, zowel biologische alsook fysisch-chemische. Micro-organismen enerzijds en planten anderzijds de belangrijkste biologische actoren zijn bij de zuiveringsprocessen. De fysisch-chemische omstandigheden, en dan vooral de zuurstofhuishouding, spelen een grote rol bij het structureren van de processen in ruimte en tijd. In tabel 2 is voor de belangrijkste weergegeven wat de invloed is van de verschillende categorieën processen en mechanismen (hier aangeduid als 'actoren') voor de afbraak van stoffen.

Als we de verwijderingsprocessen analyseren naar het dominante actortype dan valt op dat de rol van de verschillende actortypen varieert. Fosfaat is geheel fysisch-chemisch bepaald. De verwijdering van stikstof, PAK en PCB's, en de vastlegging van metalen verlopen voor een belangrijk deel onder invloed van micro-organismen. Planten spelen vaak een rol bij de eerste vastlegging.

De relatieve betekenis van de verwijderingsroutes verschilt per watersysteem. Zo speelt maai-beheer in estuaria maar een zeer beperkte rol, terwijl het in sloten een grote invloed heeft.

Tabel 2 Belangrijkste routes van verwijdering van N, P, PAK's, PCB's en zware metalen uit aquatische . Het proces verantwoordelijk voor de uiteindelijke verwijdering uit het systeem is vet weergegeven. Betekenis van de kleuren: *planten* *micro-organismen* *dieren* *chemisch* *fysisch* *mens*

Stofsoort	route van verwijdering
stikstof	<p><b>Opname</b> ® <b>sedimentatie</b> ® <b>vervening</b>® <b>begraving</b></p> <p><b>Opname</b> ® <b>maaien</b></p> <p><b>Opname</b> ® <b>sedimentatie</b> ® <b>mineralisatie</b> ® <b>nitrificatie (aëroob)</b>® <b>denitrificatie (anaëroob)</b></p>
fosfor	<p><i>Anorganisch:</i> <b>adsorptie</b>, <b>precipitatie</b> → <b>sedimentatie</b> → <b>begraving</b> (afhankelijk van redoxpotentiaal)</p> <p><i>Organisch:</i> <b>opname</b> ® <b>sedimentatie</b> ® <b>vervening</b> ® <b>begraving</b></p> <p><b>Opname</b> ® <b>maaien</b></p>
PAKs	<b>Adsorptie</b> , <b>opname</b> ® <b>bioconcentratie</b> ® <b>sedimentatie</b> ® <b>afbraak of begraving</b>
PCBs	<b>Adsorptie</b> , <b>opname</b> ® <b>bioconcentratie</b> ® <b>sedimentatie</b> ® <b>biodegradatie (anaëroob)</b> ® <b>mineralisatie (aëroob)</b>
zware metalen	<p><b>Adsorptie</b>, <b>opname</b> ® <b>bioconcentratie</b> ® <b>sedimentatie</b> ® <b>begraving</b></p> <p><b>Opname</b> ® <b>bioconcentratie</b> ® <b>sedimentatie</b> ® <b>adsorptie (aëroob)</b>, <b>neerslag met sulfide (anaëroob)</b></p> <p><b>Opname</b> ® <b>excretie</b> ® <b>begraving</b></p> <p><b>Opname</b> ® <b>bioconcentratie</b> ® <b>maaien</b></p> <p><b>Adsorptie (aëroob)</b>, <b>complexatie</b> ® <b>sedimentatie</b> ® <b>adsorptie</b> ® <b>neerslag met sulfide (anaëroob)</b> ® <b>begraving</b></p>



## 3. De watertypegerichte benadering

### 3.1 Watertypen

De indeling in vier watertypen, die in dit rapport gevolgd wordt, is vooral ingegeven door de verschillen in morfometrie en fysisch-chemische omstandigheden. Zo is de invloed van waterplanten in een slootsysteem veel groter dan in een grote rivier. Daardoor is het niet goed mogelijk om één indicatorset te gebruiken voor alle watertypen.

De gekozen watertypen liggen ruimtelijk min of meer achter elkaar. Kleine lijnvormige wateren vormen de 'haarvaten', en staan het sterkst bloot aan directe belasting met stoffen. In de keten meren – rivieren - estuaria nemen de stofconcentraties af, en neemt de oppervlakte per systeem toe.

#### *Lijnvormige wateren*

Sloten en beken zijn ondiep. Dit betekent dat vaak over de oppervlak van het water planten kunnen groeien. De watertoevoer is voornamelijk afkomstig van het ondiepe grondwater uit de belendende percelen, en in sommige gebieden in de zomer van de inlaat van boezemwater. De belasting met nutriënten en andere stoffen is vaak hoog.

Voor deze wateren speelt de oevervegetatie, en voor zover aanwezig, de waterplantenvegetatie een grote rol. Met name bij sloten worden de stofstromen sterk beïnvloed door het beheer. De meeste sloten worden jaarlijks geschoond, waarbij de nutriënten die in de waterplanten aanwezig zijn verplaatst worden naar de kant. Bij de mineralisatie van dit plantenmateriaal speelt de steilheid van het talud, en dus de drooglegging, een belangrijke rol. Plas-drastaluds leveren veel minder nutriënten na, omdat de mineralisatie door gebrek aan zuurstof minder snel verloopt.

Ondergedoken waterplanten in de sloot hebben een groot vermogen om nutriënten op te nemen. In een veenweidegebied bleek 95% van de stikstof en 80% van de fosfor uit ingelaten rivierwater door de vegetatie te worden opgenomen en door maaien op de kant te worden gezet. Indien de nutriëntenconcentraties zo hoog worden dat zich een kroosdek ontwikkelt neemt de opslag van nutriënten in planten dramatisch af.

Er is enig onderzoek gedaan naar de effecten van bufferstroken met vegetatie langs landbouwpercelen op de adsorptie en afbraak van nutriënten en pesticiden. De verwijdering van stikstof varieerde van 10% op zand tot 40% in moerassige stroken. Voor fosfaat was de verwijdering minder. Brede bufferstroken (6-18m) verminderden de belasting van een sloot met pesticiden door drift met 40-100%. De effecten van bufferstroken langs beken zijn veel minder goed onderzocht dan die langs sloten. De eerste resultaten van een Europees onderzoeksproject wijzen op een grote verwijdering van stikstof door denitrificatie, die kan oplopen tot 100 % bij een breedte van de strook van 7 meter of meer.

#### *Meren en plassen*

Meren en plassen zijn in Nederland vaak ondiep. Daardoor kunnen ze, als het water voldoende helder is, voor een deel begroeid raken met waterplanten. Bij een natuurlijk peilbeheer zijn meren omringd door een uitgebreide oeverzone met riet en andere helofyten. Zowel de moeras- als de oeverzone vergroten door de stengels van de vegetatie het oppervlak waarop zich biofilms met bacteriën kunnen vestigen. De oeverzones van meren vielen in het verleden periodiek droog, hetgeen gunstig is voor natuurlijke zuiveringsprocessen. De peilfluctuaties zijn tegenwoordig beperkt tot een verschil van enkele decimeters tussen zomer- en winterpeil. Hierdoor zijn de oeverzones sterk in omvang afgenomen. Bij het ecologisch gezond functioneren van meren spelen de oeverzones een sleutelrol, niet alleen als

opslag voor nutriënten in het plantenmateriaal, maar ook als paaigebied voor roofvis. Als roofvis in de voedselketen ontbreekt kunnen planktonetende vissen het dierlijke plankton zover onderdrukken dat algen ongebreideld groeien en daardoor het meer troebel wordt. Deze spiraal zet zich voort totdat het meer geen waterplanten meer bevat en door algen gedomineerd wordt. Bij meren is dus het zuiverend vermogen sterk gekoppeld aan een voedselweb waarin alle vier trofische niveaus goed vertegenwoordigd zijn.

In de literatuurstudie over meren en plassen worden een aantal studies genoemd over de omzetting van nutriënten, metalen, PAK en PCB's. Uit deze studies bleek het belang van mechanismen die de zuurstofspanning beïnvloeden: bioturbatie, beworteling door planten en peilfluctuaties. Een voorbeeld is de stimulering van denitrificatie met een factor 3 tot 4 door muggelarven.

De auteurs signaleren nog enkele andere mechanismen. De uitscheidingsproducten van algen kunnen de biobeschikbaarheid van PCB's verlagen. Nutriënten kunnen zowel negatieve als positieve effecten hebben op de afbraak van microverontreinigingen. Er zijn aanwijzingen voor een stimulering van de afbraak door verkorting van de lagfase en het faciliteren van alternatieve afbraakroutes. Er kan ook remming optreden door competitie van met name nitraat met organische verbindingen als terminale electronenacceptor.

De driehoeksmossel kan een aanzienlijke verhoging van het doorzicht veroorzaken door het filteren van zwevend materiaal uit de waterkolom. Benthische algen kunnen de nalevering van nutriënten uit het sediment beperken.

Op grond van de aantallen soorten per functionele groep zijn vooral knippende insecten (shredders), bioturbatoren, anaërobe eukaryoten en waterplanten kwetsbare groepen met een lage redundantie: aantasting van soorten leidt al snel tot functieverlies.

### ***Grote rivieren***

Rivieren zijn dynamische systemen. Het peil kan sterk fluctueren, afhankelijk van de waterafvoer. Daarom zijn natuurlijke rivieren omringd door overstromingsvlaktes.

Uit de literatuurstudie over rivieren blijkt dat met name de bacteriepopulaties in de bodem van de oeverzone belangrijk zijn bij de afbraak van stoffen. Rivieren die gevoed worden door grondwater hebben vaak grote biomassa's aan microbiële biofilms in de hyporheïsche zone (de grondwaterzone die meestroomt met de rivier), onder en aan weerszijden van het zomerbed. Op deze manier fungeert de oeverzone als een filter voor nutriënten en organisch materiaal. Een directe bedreiging van dit proces is het kanaliseren van rivieren, waarbij de rol van de oeverzone sterk wordt teruggedrongen.

### ***Estuaria***

Veel van de in de literatuurstudie over estuaria geciteerde publicaties hebben betrekking op het Waddengebied. Het karakter van dit gebied is uitgesproken estuarium. In het Waddengebied en de estuaria in de Delta en de Eems-Dollard spelen enkele processen die in zoete wateren minder belangrijk zijn. Door de intensieve uitwisseling met zeewater worden verhoogde concentraties van stoffen zeer snel afgevlakt. Hoe snel hangt af van de uitwisselingssnelheid in het estuarium. Estuaria zijn vaak sedimentatiegebieden. Op slikken en in kwelders worden stoffen vastgelegd in de bodem. Vooral kwelders blijken sinks van stoffen, zelfs op geologische tijdschaal.

Zeewater bevat grote hoeveelheden sulfaat. Dit wordt in anaërobe bodems door sulfaatreducerende bacteriën omgezet in sulfiden, die met ijzer, maar ook met zware metalen, onoplosbare zouten vormen. Na oxidatie kunnen de metalen weer vrijkomen, maar in combinatie met begraving kunnen langs deze route metalen langdurig worden vastgelegd.



In de huidige estuaria spelen macrofyten een ondergeschikte rol, en is de vastlegging van nutriënten langs deze route gering, in tegenstelling tot in meren en sloten. Soms komen in een gezond estuarium zeegrasvelden voor, die wel als sink van nutriënten kunnen fungeren.

Een belangrijke component van een ongestoord estuarium systeem zijn de op zacht substraat levende tweekleppige filterfeeders. Mosselen leven op het oppervlak van wadplaten en slikken, andere soorten, zoals kokkels en nonnetjes, in het sediment. Alle soorten dragen bij aan de eerder genoemde versnelde sedimentatie in faecal pellets. Mosselbanken versnellen door hun fysieke structuur nog de sedimentatie van zwevend materiaal. Balansstudies laten zien dat langs deze weg 50% van het opgenomen zwevend materiaal als biogeen sediment neerslaat. Diverse studies laten zien dat dit de nutriëntenkringloop bevordert en de vastlegging van zware metalen en omzetting van organische microverontreinigingen. Het heeft echter ook een verhoogde belasting van bodemdieren met contaminanten tot gevolg. Verbindingen die gevoelig zijn voor doorvergiftiging, zoals gechloreerde koolwaterstoffen, kunnen zich daardoor versneld ophopen in de voedselketen.

In de afgelopen één tot twee decennia is het areaal mosselbanken door overbevissing met ongeveer een factor 20 teruggelopen. Het is niet bekend wat dit voor gevolgen heeft voor de afbraak en kringloop van nutriënten en contaminanten.

## Intermezzo

### Modellering van de natuurlijke zuiveringscapaciteit van meren en plassen

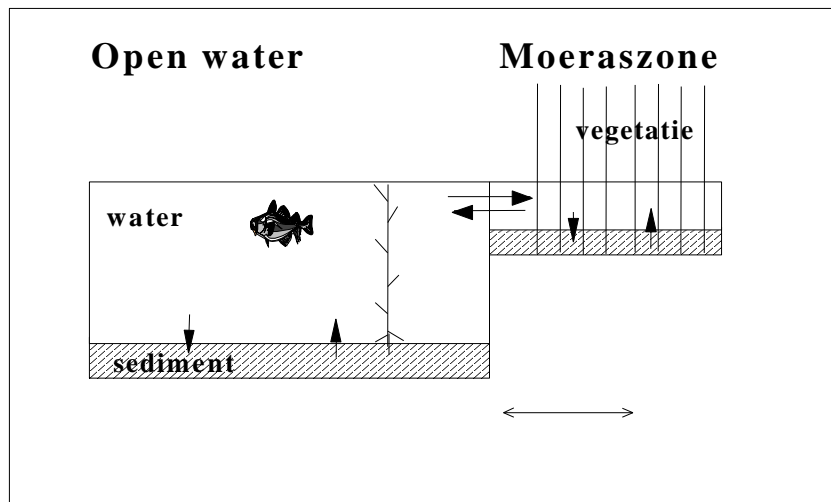
Jan H. Janse, Willem Ligtoet, Lowie van Liere & Sandy van Tol (RIVM)

Eutrofiëring, overmatige belasting met de nutriënten stikstof en fosfaat, heeft in veel ondiepe meren en plassen een omslag veroorzaakt van een helder, waterplantengedomineerd systeem naar een toestand met troebel water, gedomineerd door fytoplankton. Wanneer de nutriëntenbelasting van een geëutrofiëerd meer wordt verlaagd kan het meer echter nog lang in de troebele toestand 'blijven hangen'. Dit komt door allerlei buffermechanismen. De ligging van het omslagpunt naar de heldere toestand wordt bepaald door een combinatie van vele factoren. Een daarvan is de aan- of afwezigheid van een moeraszone rond een meer en de omvang daarvan.

De relatie tussen meer en moeraszone omvat in dit kader verschillende aspecten:

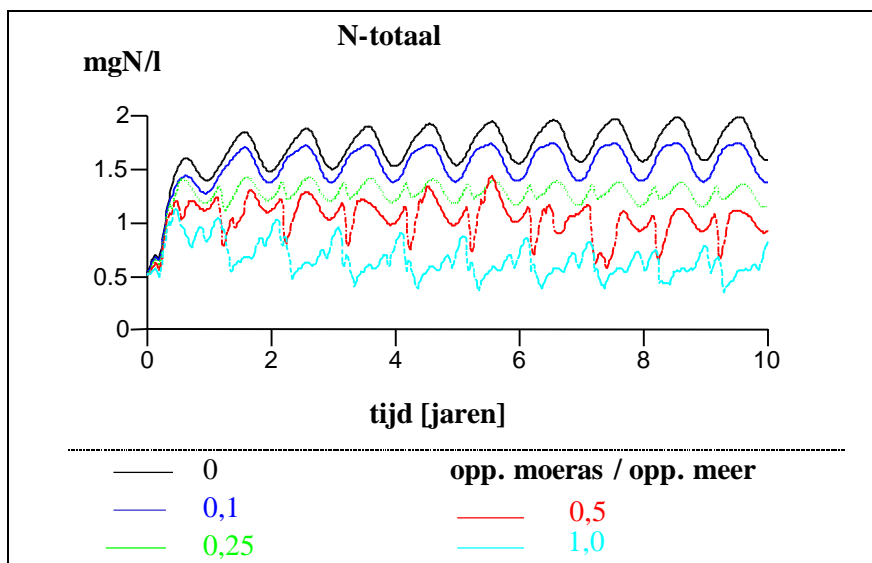
1. Verhoging van de retentie van nutriënten ('natuurlijke zuivering'), door:
  - slib- en nutriëntentransport
  - opname van nutriënten door de moerasvegetatie
  - stimulering van denitrificatie
2. De moeraszone als habitat voor de ontwikkeling van roofvis, die vervolgens via voedselketeneffecten de hoeveelheid fytoplankton kan verlagen.

Hoe groot moet een moeraszone zijn om een substantieel zuiverend effect te kunnen hebben? Om deze vraag te benaderen is het bestaande merenmodel PCLake (Janse, J.H., 1997, *Hydrobiologia* 342/343: 1-8) uitgebreid met een moerasmodule, zodat een tweecompartimentenmodel ontstaat (fig. 1). De genoemde relaties (processen) zijn in vereenvoudigde vorm in dit model ingebouwd.

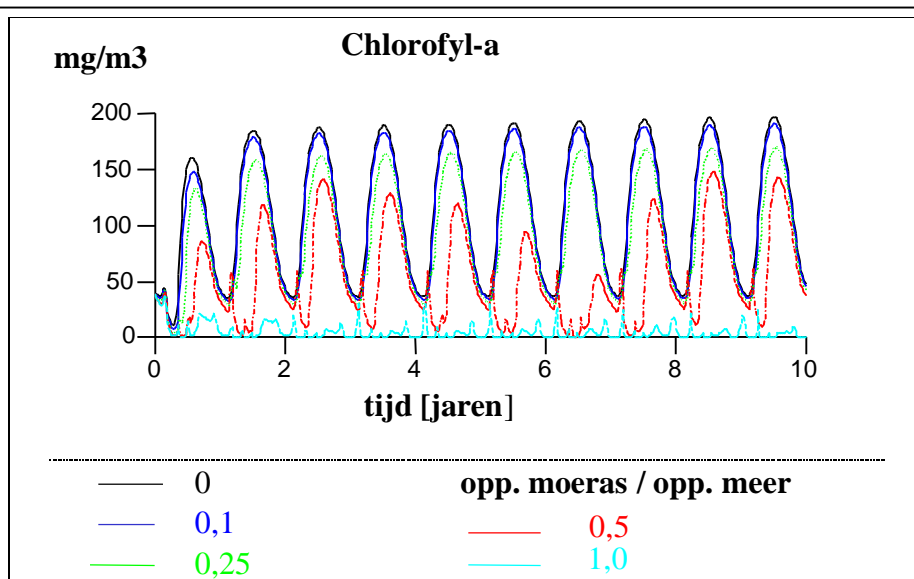


Figuur 1. Schematische opbouw model

Dit model is toegepast op een ‘gemiddeld ondiep meer’ in Nederland: diepte 2 m, oppervlakte 200 ha, verblijftijd ruim ½ jaar en beginnend met een fytoplanktondominantie. De externe belasting is constant verondersteld op 1 mg P en 15 mg N per m<sup>2</sup> per dag. Er zijn simulaties uitgevoerd met een verschillende omvang van de aan het meer grenzende moeraszone. Aangenomen is dat de oppervlakte moeras wel in de tijd constant is en dat het water tussen beide zones snel uitwisselt. Voorlopige resultaten laten zien dat, bij gelijke belasting, de nutriënten- en chlorofylgehalten in het meer lager worden bij aanwezigheid van een moeraszone (fig. 2 en 3). De ‘veerkracht’ van een systeem om nutriënten op te vangen neemt dus toe. Een omslag naar helder water kon slechts worden gesimuleerd bij een relatief groot moerasgebied (verhouding meer:moeras = 1:1). Men verkrijgt ook inzicht in de bijdrage van de verschillende processen.



Figuur 2. Ontwikkeling van N-totaal bij verschillende verhoudingen moeras/meer.



*Figuur 3. Ontwikkeling van chlorofyl-a bij verschillende verhoudingen moeras/meer.*

In de komende tijd zal de gevoeligheid van het model voor andere (combinaties van) factoren worden bekeken, en zal het model worden getoetst in een of meer praktijksituaties. Er zal ook een koppeling worden gelegd met reële hydrologische scenario's en het effect van fluctuerende waterpeilen.

## 3.2 Streefbeelden

Een indicatorsysteem omvat altijd een beschrijving van een referentietoestand. Hieraan wordt het functioneren van het systeem afgemeten. In het geval van de LSF natuurlijke zuivering, en zeker ook door de context van biodiversiteitsbehoud, is het van groot belang om de randvoorwaarden van de streefbeelden goed te definiëren. Immers, een systeem dat optimaal is ingericht voor natuurlijke zuivering, zoals een helofytenfilter, heeft vaak een lage biodiversiteit. Ook beheerspraktijken kunnen een negatief effect hebben op de biodiversiteit, zoals het maaien van vegetatie in de zomer in plaats van de herfst, om zoveel mogelijk nutriënten te verwijderen. Naast deze overwegingen, die vooral te maken hebben met keuzen, zijn er problemen van technisch-wetenschappelijke aard. Veel watertypen in Nederland zijn zodanig verstoord dat er geen goede referenties meer voorhanden zijn. In zo'n geval kan men zijn toevlucht nemen tot historische gegevens, voorbeelden uit het buitenland of kunstmatig geconstrueerde referenties, waarbij dan gebruik wordt gemaakt van modellen en expertoordeel. In het geval van de watertypen die hier centraal staan kan de referentie voor meren worden geconstrueerd met behulp van een model als PCLAKE (zie intermezzo) Met het model kan gekeken worden naar het effect van het areaal natte oever, de structuur van het voedselweb op hoofdgroepen, en andere systeemeigenschappen.



## 4. Workshop en uitwerking indicatorsysteem

### 4.1 Resultaten van de workshop

Naar aanleiding van de literatuurstudies over de vier watertypen is een workshop gehouden op het ministerie van VROM in Den Haag. Hiervoor waren deskundigen van diverse instituten, waterbeheerders en het ministerie van VROM uitgenodigd. Het doel was om een eerste aanzet van het indicatorsysteem te bespreken en naar een hoger plan te tillen. De belangrijkste processen en voorstellen voor indicatoren zijn daarbij aan de orde geweest. Omdat deze per watertype kunnen verschillen zijn ze voor ieder type apart besproken.

Aan de deelnemers is gevraagd om sterke en zwakke punten in het systeem te identificeren. Deze punten zijn verder gebruikt om het systeem nader richting te geven aan het indicatorsysteem. Hieronder zijn de sterke en zwakke punten die genoemd zijn kort weergegeven.

Sterke punten:

- Indeling in 4 typen
- 'Sterke' eigenschappen per watersysteem benoembaar en benutbaar
- Complete set processen
- Belang processen
- Planten komen steeds terug

Zwakke punten

- Onduidelijke beleidsdoelen; zwakke afstemming met emissiereductiebeleid en waterkwaliteitsbeleid
- Referentiekeuze niet uitgewerkt
- Relatie diversiteit  $\Leftrightarrow$  zuivering is hypothetisch
- Opslag in sediment/budgetberekening ontbreekt
- discussiepunt: concentreren op biotische processen?
- stofgerichte benadering 'onderdrukt' foodweb/ecosysteemweergave
- wel aandacht voor processen, geen aandacht voor functionele groepen
- te weinig aandacht voor landschappelijke samenhang tussen ecosystemen
- Meer aandacht nodig voor de eigenschappen van individuele soorten (m.n. waterplanten)

Uit de evaluatie van het indicatorsysteem bleek dat de indeling in watertypen en de keuze van de processen adequaat zijn. Ook het belang van waterplanten bij natuurlijke zuiveringsprocessen werd door de deelnemers onderstreept. Nadere aandacht is nodig voor een verdere vertaling naar functionele groepen en soorten. Een aantal zaken die genoemd werden als zwakke punten zijn moeilijker in een graadmetersysteem te incorporeren. Eén van de eisen van iedere graadmeter is dat de meetinspanning in verhouding staat tot de verkregen informatie. Vooral in het geval van budgetberekeningen geldt dat zowel de hydrologie als de waterkwaliteit intensief gemeten moet worden voor een relatief beperkte informatiewinst. Daarom zullen budgetbepalingen in eerste instantie niet in het graadmeterstelsel worden opgenomen.

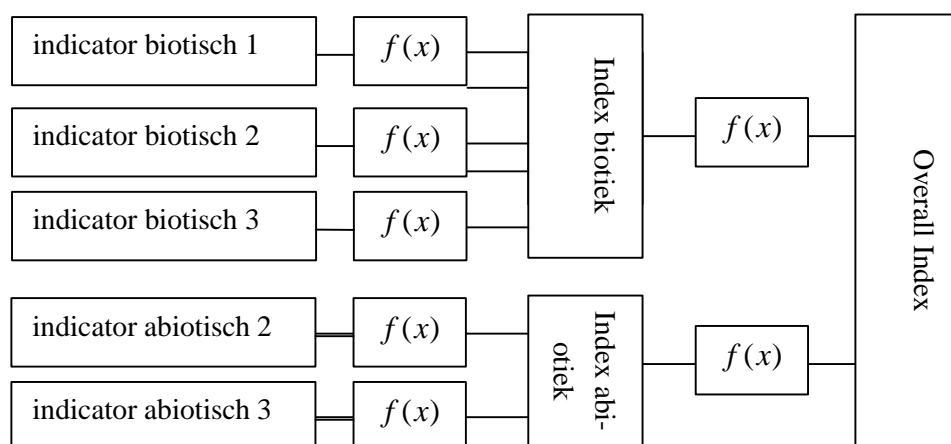
De relatie diversiteit-zuivering, ofwel ecosysteemstructuur-ecosysteemfunctie, is een onderwerp van wetenschappelijk debat. Diverse deelnemers spraken hun twijfels uit of er wel een relatie tussen de variabelen is, in de zin dat een hoge diversiteit leidt tot een hoge zuiveringscapaciteit, of een hoge stabiliteit van het ecosysteem. Immers, hoogproductieve systemen zijn meestal laagdivers. Ook be-

heersmaatregelen om de zuivering te bevorderen, zoals het maaien van riet in de late zomer, als nutriënten nog in de bovengrondse delen zitten, leiden tot verlies aan diversiteit van de vegetatie. Een waterbeheer dat puur gericht is op de optimalisatie van de zuivering zal derhalve in natuurlijke systemen leiden tot een verlaging van de biodiversiteit. Dit is precies de reden waarom het streven naar een zo hoog mogelijk zuiveringsrendement niet het uitgangspunt van de studie is geweest.

Zoals hierboven vermeld is het debat over de relatie structuur-functie in volle gang. Grote experimenten in de VS en Engeland, waarbij de soortdiversiteit van vegetaties wordt gemanipuleerd, leveren nieuwe gegevens over de effecten van biodiversiteit op de productiviteit en weerstand tegen invasie van vegetaties. Tot nu toe ontbrak een goed theoretisch kader voor het toetsen van experimentele resultaten. Onlangs beginnen zich echter de contouren van een formele theorie af te tekenen. Tilman (1999) presenteert voor het eerst een theoretische basis voor een relatie tussen biodiversiteit en temporele stabiliteit: het *portfolio effect*. Dit begrip, dat uit de economie komt, stelt dat de variantie van de dichtheid van een gemeenschap afneemt met toenemende diversiteit. Daar tegenover staat dat de variantie de dichtheden van individuele soorten toeneemt met toenemende diversiteit. Ook de productiviteit nam toe met toenemende diversiteit. Voor alle bovengenoemde verbanden gold dat ze groeien naar een maximum, waarboven een toename van de diversiteit niet meer leidt tot een toename van productie of stabiliteit. Bij welk aantal soorten de curve afvlakt hangt af van modelparameters. Tilman (1999) liet zien dat de resultaten van grootschalige experimenten in Cedar Creek (VS) goed aansluiten bij het door hem gepresenteerde model. Mochten ook andere experimenten, die soms andere verbanden laten zien, binnen het nieuwe model te verklaren zijn, dan is er mogelijk groeiende consensus voor een positief verband tussen biodiversiteit en functionele parameters.

## 4.2 Aanzet voor een graadmetersysteem

Een graadmetersysteem is een samenstel van meetbare indicatoren, die aspecten beschrijven van (een eigenschap van) een systeem, gecombineerd met een referentie, waaraan de toestand van het systeem wordt afgemeten. Indicatoren zijn wetenschappelijk gedefinieerde grootheden. In een later stadium kunnen de waarden van meerdere indicatoren worden gecombineerd tot een index. De berekeningswijze van een index houdt impliciet in dat niet-wetenschappelijke argumenten, zoals weging, een rol gaan spelen. In figuur 3 is de opbouw van een graadmetersysteem met een biotische en een abiotische component schematisch weergegeven. Het symbool  $f(x)$  geeft een weging of aggregatie weer.



Figuur 3. Schematische voorstelling voor de opbouw van een indicatorsysteem met drie biotische en twee abiotische indicatoren.

Tabel 3. Overzicht van reinigingsprocessen en mogelijke indicatoren voor het reinigend vermogen in sloten en beken

<b>directe processen</b>	stof	functionele groep	directe indicator	indirecte indicator
opname	N,P, zware metalen	hogere planten	groeisnelheid planten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• areaal waterplanten</li> <li>• areaal oeverplanten</li> </ul>
bioconcentratie	zware metalen	hyperaccumulerende planten	biomassa hyperaccumulerende planten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• aantal en bedekking hyperaccumulerende soorten</li> </ul>
mineralisatie	N,P	aerobe bacterien	activiteit aerobe bacterien	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zuurstofhuishouding in de bodem</li> <li>• peilfluctuaties</li> <li>• areaal natte oever / areaal open water</li> </ul>
nitrificatie	N	nitrificerende bacterien	activiteit nitrificeerders	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zuurstofhuishouding in de bodem</li> <li>• peilfluctuaties</li> <li>• areaal natte oever / areaal open water</li> </ul>
denitrificatie	N	denitrificerende bacterien	denitrificatiesnelheid	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zuurstofhuishouding in de bodem</li> <li>• peilfluctuaties</li> <li>• areaal natte oever / areaal open water</li> </ul>
afbraak	PAK, PCB, pesticiden	aerobe bacterien		<ul style="list-style-type: none"> <li>• fluctuaties zuurstofspanning</li> <li>• peilfluctuaties</li> </ul>
biodegradatie	PCB	anaerobe bacterien		<ul style="list-style-type: none"> <li>• fluctuaties zuurstofspanning</li> <li>• peilfluctuaties</li> </ul>
excretie pseudofaeces	zware metalen	macrofauna		<ul style="list-style-type: none"> <li>• dichtheid en soortensamenstelling macrofauna</li> </ul>
complexatie	zware metalen			<ul style="list-style-type: none"> <li>• pH</li> <li>• concentratie organische stof</li> </ul>
sedimentatie	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>• sedimentatiesnelheid in sedimentatiegebieden</li> </ul>
begraving	alle stoffen		sedimentatiesnelheid	<ul style="list-style-type: none"> <li>• baggervolume</li> </ul>
precipitatie	P			<ul style="list-style-type: none"> <li>• ijzergehalte van de bodem</li> </ul>
neerslag met sulfide	zware metalen	sulfaatreducerende bacterien	activiteit sulfaatreducerers	<ul style="list-style-type: none"> <li>• SEM/AVS</li> <li>• pH</li> </ul>
<b>beheersprocessen</b>				
maaieren	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>• maaifrequentie oevervegetatie</li> <li>• schoningsfrequentie - grondigheid</li> </ul>
baggeren	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>• baggerfrequentie</li> </ul>
peilbeheer	N, PAK, PCB			<ul style="list-style-type: none"> <li>• peilfluctuaties</li> </ul>
<b>faciliterende processen</b>				
bioturbatie	N, PAK, PCB, pesticiden	benthische macrofauna		<ul style="list-style-type: none"> <li>• aantal en dichtheid bodemwoelende soorten</li> </ul>
beworteling	N, PAK, PCB, pesticiden	wortelende planten		<ul style="list-style-type: none"> <li>• stengeldichtheid helofyten, waterplanten</li> </ul>

Tabel 4. Overzicht van reinigingsprocessen en mogelijke indicatoren voor het reinigend vermogen in meren

<b>directe processen</b>	stof	functionele groep	directe indicator	indirecte indicator
opname	N,P,zware metalen	hogere planten		<ul style="list-style-type: none"> <li>grootte en bedekkingsgraad waterplantenzone, grootte oeverzone</li> <li>doorzicht in voorjaar/zomer</li> </ul>
bioconcentratie	zware metalen	hyperaccumulerende planten	biomassa hyperaccumulatoren	<ul style="list-style-type: none"> <li>aanwezigheid hyperaccumulatoren</li> </ul>
vervening	N,P	anaëroob strooisel onder water	verlandingsnelheid	<ul style="list-style-type: none"> <li>areaal veenoever</li> </ul>
mineralisatie	N,P	aërobe bacteriën	activiteit aerobe bacteriën	<ul style="list-style-type: none"> <li>zuurstofhuishouding bodem</li> <li>peilfluctuaties</li> <li>areaal beworteld sediment</li> </ul>
nitrificatie	N	nitrificerende bacteriën	activiteit nitrificerende bacteriën	<ul style="list-style-type: none"> <li>zuurstofhuishouding bodem</li> <li>peilfluctuaties</li> <li>areaal beworteld sediment</li> </ul>
denitrificatie	N	denitrificerende bacteriën	denitrificatiesnelheid	<ul style="list-style-type: none"> <li>zuurstofhuishouding bodem</li> <li>peilfluctuaties</li> <li>areaal beworteld sediment</li> </ul>
afbraak	PAK,PCB,pesticiden	aërobe bacteriën	activiteit	<ul style="list-style-type: none"> <li>fluctuaties zuurstofspanning</li> </ul>
biodegradatie	PCB	anaërobe bacteriën		<ul style="list-style-type: none"> <li>fluctuaties zuurstofspanning</li> </ul>
excretie	zware metalen	macrofauna		<ul style="list-style-type: none"> <li>dichtheid en soortensamenstelling macrofauna</li> </ul>
complexatie	zware metalen			<ul style="list-style-type: none"> <li>pH</li> <li>organische stofgehalte bodem</li> </ul>
sedimentatie	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>sedimentatiesnelheid</li> </ul>
begraving	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>sedimentatiesnelheid</li> </ul>
precipitatie	P			<ul style="list-style-type: none"> <li>ijzergehalte bodem</li> <li>pH</li> </ul>
neerslag met sulfide	zware metalen	sulfaatreducerende bacteriën		<ul style="list-style-type: none"> <li>SEM/AVS</li> <li>pH</li> </ul>
<b>beheersprocessen</b>				
maaaien oever	N,P			<ul style="list-style-type: none"> <li>maaifrequentie oever</li> </ul>
peilbeheer	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>peilfluctuaties</li> </ul>
<b>faciliterende processen</b>				
bioturbatie	N,PAK,PCB,pesticiden	benthische macrofauna		<ul style="list-style-type: none"> <li>soorten en dichtheid macrozoöbenthos</li> </ul>
beworteling	N,PAK,PCB,pesticiden	wortelende planten		<ul style="list-style-type: none"> <li>areaal beworteld sediment</li> </ul>
compleetheid ecosysteem	N,P			<ul style="list-style-type: none"> <li>4 trofische niveaus aanwezig</li> </ul>



Tabel 5. Overzicht van reinigingsprocessen en mogelijke indicatoren voor het reinigend vermogen in rivieren

<b>directe processen</b>	stof	functionele groep	directe indicator	indirecte indicator
opname	N,P,zwarte metalen	hogere planten		<ul style="list-style-type: none"> <li>• areaal vrij overstroombare uiterwaard, areaal waterplanten in rivierbegeleidende wateren, grootte oeverzone</li> </ul>
bioconcentratie	zwarte metalen	hyperaccumulerende planten	biomassa hyperaccumulatoren	<ul style="list-style-type: none"> <li>• areaal rietveld in uiterwaarden</li> </ul>
mineralisatie	N,P	aërobe bacteriën	activiteit aerobe bacteriën	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zuurstofhuishouding sediment</li> </ul>
nitrificatie	N	nitrificerende bacteriën	activiteit nitrificerende bacteriën	
denitrificatie	N	denitrificerende bacteriën	denitrificatiesnelheid	
afbraak	PAK,PCB,pesticiden	aërobe bacteriën	activiteit	<ul style="list-style-type: none"> <li>• fluctuaties zuurstofspanning</li> </ul>
biodegradatie	PCB	anaërobe bacteriën		<ul style="list-style-type: none"> <li>• fluctuaties zuurstofspanning</li> </ul>
excretie	zwarte metalen	tweekleppigen	dichtheid tweekleppigen	<ul style="list-style-type: none"> <li>•</li> </ul>
complexatie	zwarte metalen			<ul style="list-style-type: none"> <li>•</li> </ul>
sedimentatie	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>• sedimentatiesnelheid in uiterwaarden en sedimentatiegebieden</li> </ul>
begraving	alle stoffen		sedimentatiesnelheid	
precipitatie	P			<ul style="list-style-type: none"> <li>• ijzergehalte bodem</li> </ul>
neerslag met sulfide	zwarte metalen	sulfaatreducerende bacteriën		<ul style="list-style-type: none"> <li>• SEM/AVS</li> <li>• pH bodem</li> </ul>
<b>heersprocessen</b>				
maaien uiterwaard	N,P			<ul style="list-style-type: none"> <li>• maairegime</li> </ul>
baggeren	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>• baggerfrequentie</li> </ul>

Tabel 6. Reinigingsprocessen en mogelijke indicatoren voor het reinigend vermogen in estuaria

<b>directe processen</b>	stof	functionele groep	directe indicator	indirecte indicator
opname	N,P,zware metalen	hogere planten		<ul style="list-style-type: none"> <li>• areaal kwelders</li> </ul>
mineralisatie	N,P	aërobe bacteriën	activiteit aerobe bacteriën	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zuurstofhuishouding bodem</li> </ul>
nitrificatie	N	nitrificerende bacteriën	activiteit nitrificerende bacteriën	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zuurstofhuishouding bodem</li> </ul>
denitrificatie	N	Denitrificerende bacteriën	denitrificatiesnelheid	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zuurstofhuishouding bodem</li> <li>• areaal slikken</li> </ul>
afbraak	PAK,PCB,pesticiden	aërobe bacteriën	halfwaardetijden stoffen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• fluctuaties zuurstofspanning</li> </ul>
biodegradatie	PCB	anaërobe bacteriën	omzettingssnelheden	<ul style="list-style-type: none"> <li>• fluctuaties zuurstofspanning</li> </ul>
excretie	zware metalen	zoöbenthos		<ul style="list-style-type: none"> <li>• areaal mosselbanken</li> <li>• dichtheid filterfeeders</li> </ul>
sedimentatie	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>• sedimentatiesnelheid kwelder</li> </ul>
begraving	alle stoffen			<ul style="list-style-type: none"> <li>• sedimentatiesnelheid kwelder</li> </ul>
precipitatie	P			<ul style="list-style-type: none"> <li>• ijzergehalte bodem</li> </ul>
neerslag met sulfide	zware metalen	Sulfaatreducerende bacteriën	activiteit sulfaatreducerende bacteriën	<ul style="list-style-type: none"> <li>• SEM/AVS</li> <li>• pH</li> <li>• areaal slikken</li> </ul>
<b>faciliterende processen</b>				
bioturbatie	N,PAK,PCB,	benthische macrofauna		<ul style="list-style-type: none"> <li>• dichtheid en soortensamenstelling macrozoöbenthos.</li> </ul>

Het overzicht van de indicatoren in de tabellen 3 t/m 6 moet verder worden uitgewerkt. Als we de kolom indirecte indicatoren als leidraad nemen, komen we op grond van de huidige inventarisatie tot de volgende set indicatoren. Voor een aanzienlijk deel van deze indicatoren geldt dat er waarschijnlijk gegevens beschikbaar zijn bij waterbeheerders.

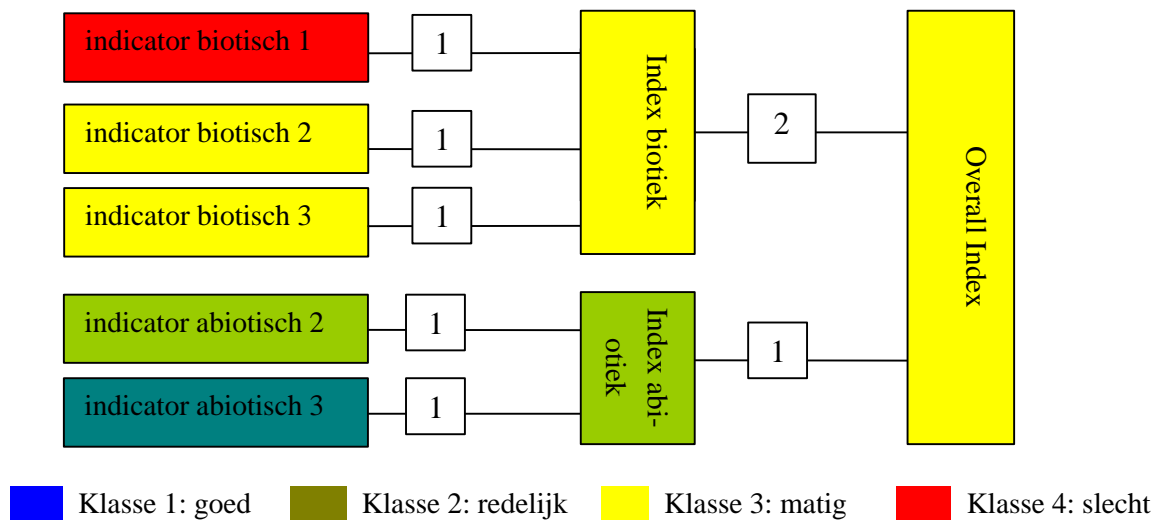
SLOTEN EN BEKEN	MEREN	RIVIEREN	ESTUARIA
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Areaal waterplanten</li> <li>• Areaal oeverplanten</li> <li>• Aantal en bedekking hyperaccumulerende soorten</li> <li>• Zuurstofhuishouding bodem</li> <li>• Peilfluctuaties</li> <li>• Areaal natte oever/areaal open water</li> <li>• Zuurstofhuishouding bodem</li> <li>• Dichtheid en soortensamenstelling macrofauna</li> <li>• pH</li> <li>• Organische stofgehalte bodem</li> <li>• Sedimentatiesnelheid</li> <li>• Baggervolume</li> <li>• Ijzergehalte bodem</li> <li>• SEM/AVS</li> <li>• Maaifrequentie oevervegetatie</li> <li>• Schoningsfrequentie – grondigheid</li> <li>• Baggerfrequentie</li> <li>• Aantal en dichtheid bodemwoelende soorten</li> <li>• Stengeldichtheid helofyten, waterplanten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Grootte en bedekingsgraad waterplantenzone, grootte oeverzone</li> <li>• Doorzicht in voorjaar/zomer</li> <li>• Aanwezigheid hyperaccumulatoren</li> <li>• Areaal veenoever</li> <li>• Zuurstofhuishouding bodem</li> <li>• Peilfluctuaties</li> <li>• Areaal beworteld sediment</li> <li>• Fluctuaties zuurstofspanning</li> <li>• Dichtheid en soortensamenstelling macrofauna</li> <li>• Organische stofgehalte bodem</li> <li>• Sedimentatiesnelheid</li> <li>• Ijzergehalte bodem</li> <li>• pH</li> <li>• SEM/AVS</li> <li>• Maaifrequentie oever</li> <li>• Soorten en dichtheid macrozoöbenthos</li> <li>• Areaal beworteld sediment</li> <li>• 4 trofische niveaus aanwezig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• areaal vrij overstroombare uiterwaard,</li> <li>• areaal waterplanten in rivierbegeleidenwateren,</li> <li>• grootte oeverzone</li> <li>• areaal rietveld in uiterwaarden</li> <li>• zuurstofhuishouding sediment</li> <li>• fluctuaties zuurstofspanning</li> <li>• fluctuaties zuurstofspanning</li> <li>• sedimentatiesnelheid in uiterwaarden en sedimentatiegebieden</li> <li>• ijzergehalte bodem</li> <li>• SEM/AVS</li> <li>• pH bodem</li> <li>• maairegime</li> <li>• baggerfrequentie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Areaal kwelders</li> <li>• Areaal slikken</li> <li>• Zuurstofhuishouding bodem</li> <li>• Fluctuaties zuurstofspanning</li> <li>• Dichtheid twee-kleppigen</li> <li>• Areaal mosselbanken</li> <li>• Ijzergehalte bodem</li> <li>• SEM/AVS</li> <li>• Dichtheid en soortensamenstelling macrozoöbenthos</li> </ul>

Tabel 7 Mogelijke indicatoren voor het reinigend vermogen van oppervlaktewater

### Presentatiewijze

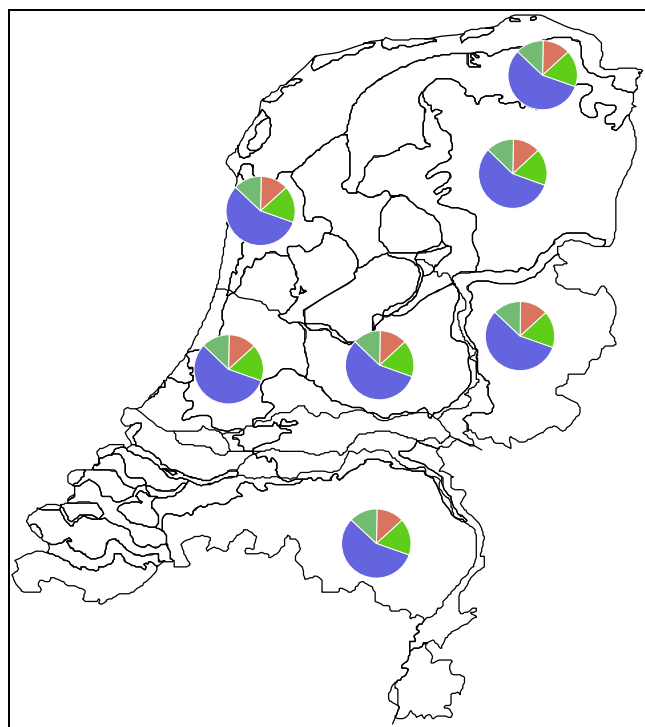
In de presentatie moet in de eerste plaats tot uiting komen wat de toestand is van de indicator in de verschillende watertypen. Dit kan op verschillende aggregatieniveaus en ruimtelijke resoluties, afhankelijk van de beschikbare gegevens.

Veel indicatoren worden in eerste instantie uitgedrukt in een getal, bijvoorbeeld een bedekkingspercentage. Gezien de grote mate van onbekendheid in de causale verbanden tussen zuiveringsprocessen en structurele aspecten als soortensamenstelling stellen we voor om de indicatoren weer te geven in klassen, die aangeduid kunnen worden met termen als ‘goed’ of ‘matig’, en grafisch weergegeven met een kleurcode. Zo’n wijze van weergave wordt veel gebruikt bij ecologische indicatorsystemen. Het



*Figuur 4 Voorbeeld van een geaggregeerde weergave (bijvoorbeeld op landelijke schaal). De cijfers zijn weegfactoren.*

sluit ook goed aan bij de graadmeters die momenteel in het kader van het Natuurplanbureau worden ontwikkeld. Indien er voldoende gegevens zijn om een ruimtelijke differentiatie aan te brengen kan de situatie per fysisch-geografische regio worden weergegeven. Een bijkomend voordeel is dat in de presentatie naast een classificatie ook informatie kan worden opgenomen over de oppervlakte van een bepaald watertype.



*Figuur 5 Voorbeeld van een geografische weergave, waarin per fysisch-geografische regio zowel het areaal van een watertype (grootte taartpunt) als de kwaliteit wat betreft natuurlijke zuivering (kleurcode) is weergegeven.*

### ***Benodigde gegevens***

Voor de indicator zijn op landsdekkende schaal gegevens nodig over de toestand van de hier besproken watertypen. Voor zover het zaken betreft als de soortensamenstelling en abundantie van waterplanten, macrofauna en andere organismen worden die verzameld door waterbeheerders. De Commissie Integraal Waterbeheer verzamelt een deel van de gegevens, maar met name de ecologische gegevens worden op een geaggregeerd niveau verzameld. De gegevens zijn er dus hoogst waarschijnlijk wel, maar niet centraal beschikbaar. Momenteel is de STOWA bezig met het opzetten van een database van aquatisch-ecologische gegevens op landsdekkende schaal, die goed geschikt zullen zijn om een aantal indicatoren voor natuurlijke zuivering af te leiden. De databank zal gegevens bevatten die in de laatste 10 jaar verzameld zijn. De database zal in de loop van 2000 beschikbaar komen. Voor sloten, beken, meren en plassen zal deze databank een groot deel van de benodigde informatie bevatten over structurele parameters. Bij de beheerders van de Rijkswateren (RIZA en RIKZ) zijn ook gegevens te verkrijgen.

Voor wat betreft de gegevens over processen en beheer is er waarschijnlijk veel minder informatie beschikbaar.

Momenteel wordt er gewerkt aan de aquatische versie van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM-aquatisch). Op termijn kan de informatiebehoefte voor de indicator gedekt worden met de gegevens die in dit kader verzameld worden.

### ***Inkadering in indicatorsysteem Natuurplanbureau***

Het natuurplanbureau laat een 'indicator duurzaam gebruik ecosystemen' ontwikkelen. Deze indicator is opgebouwd uit een aantal deelindicatoren, die zowel productie- als regulatiefuncties beslaan.

productiefuncties:	agrarische productie
	visserij
	bosbouw
regulatiefuncties	bodemprocessen
	natuurlijke ziekte- en plaagregulatie
	zelfreinigend vermogen van oppervlaktewater

Per functie kan de kwaliteit mate van duurzaamheid t.o.v. de referentie worden aangegeven voor zover er gegevens bekend zijn.

Voor deze productiefuncties kan waarschijnlijk ook een historisch perspectief worden aangegeven. Wanneer de functies per fysisch geografische regio worden weergegeven, zouden die ook per regio kunnen worden geaggregeerd (bepaalde functies zijn in de ene regio belangrijker dan in de andere)

Voor de regulatiefuncties is het al veel moeilijker om tot een streefbeeld te komen.

Voor de bodembioïologie kan voor een streefbeeld worden uitgegaan van een gemiddeld bodemecosysteem binnen een fysisch geografische regio in een natuurgebied.

Er zijn enkele data over voorkomen van bodemfauna en processen, doch dit verdient aanvulling

Er zijn mogelijk wel data over abiotiek

Als er voldoende data zijn over de relaties tussen abiotiek, voorkomen van soorten en verloop van processen, kan op basis van bodem- en beheersgegevens worden ingeschat wat de biologische kwaliteit is.

Uit gegevens over verandering in de bodemkaarten en in het beheer en landgebruik zouden dan trends in de tijd kunnen worden afgeleid.

Voor het zelfreinigend vermogen wordt een theoretische referentie gemaakt per watertype.

Vervolgens kan per FGR worden aangegeven wat de bijdrage (oppervlakte) is van een bepaald wassertype aan het totaal en op basis van steekproeven kan een uitspraak worden gedaan over de gemiddelde kwaliteit van de watertypen.

Uit gegevens over veranderingen van watersystemen (historische kaarten), kunnen dan mogelijk trends worden afgeleid, in ieder geval veranderingen in watersysteemtypenverzameling

Uiteindelijk ontstaan dan 6 indicatoren, in principe op basis van streefbeelden per fysisch geografische regio.

### 4.3 Onzekerheden en aanbevelingen voor onderzoek

In het voorgaande wordt een sterk kwalitatief beeld geschetst van natuurlijke zuivering. Hoewel de mechanismen die verantwoordelijk zijn voor natuurlijke zuivering goed bekend zijn, is hun werking in kwantitatieve zin eigenlijk alleen voor nutriënten op enige schaal onderzocht. Dit betekent dat voor andere stoffen hooguit iets gezegd kan worden over de kans dat een bepaald afbraakproces kan plaatsvinden.

Uit het indicatorsysteem blijkt de centrale rol van planten, zowel in de oever als in het water. Planten spelen een belangrijke rol bij het helder houden van uiteenlopende typen water, niet alleen door nutriëntopname, maar ook door het stimuleren van bezinking van zwevend materiaal, het bieden van schuilplaatsen voor algenetend zoöplankton en roofvis, en het vergroten van het oppervlak waarop micro-organismen zich kunnen vestigen. Het areaal waterplanten is echter zeer sterk teruggelopen in de afgelopen decennia. Eutrofiëring is een van de oorzaken, maar ook de huidige waterbeheerspraktijk is sterk repressief ten aanzien van plantengroei. Vaste peilen in alle boezemwateren, en een intensief maaibeheer in sloten leiden tot een verminderde filterwerking door waterplanten. Ook effecten van herbiciden op waterplanten kunnen niet worden uitgesloten.

De activiteit van belangrijke bacteriegroepen, zoals nitrificeerders, denitrificeerders en organismen die organische microverontreinigingen afbreken, is maar sporadisch bekend. In het indicatorsysteem wordt een indruk van hun activiteit afgeleid uit de zuurstofhuishouding van de bodem. De biodiversiteit van bacteriën en andere cryptobiota is bij gebrek aan een methodologie maar zeer ten dele onderzocht. Recent ontwikkelde technieken, zoals fysiologische (Biolog) en genetische (DGGE) fingerprinting, kunnen meer duidelijkheid op dit vlak scheppen.

Het indicatorsysteem is vooral geënt op het beschrijven van de condities waaronder natuurlijke zuivering verloopt, zoals de aanwezigheid van planten, de zuurstofhuishouding van de bodem, en de areaal met die condities. Een meer directe meting van afbraak- en omzettingssnelheden is in theorie wel mogelijk, maar is vaak erg bewerkelijk of vraagt specialistische kennis en apparatuur. Het is echter aan te bevelen om in pilotstudies de koppeling tussen de indicatoren en afbraakprocessen nader te onderzoeken. Dit zou kunnen door in representatieve watersystemen gelijktijdig processen, microbiële biodiversiteit en 'klassieke' biodiversiteit te meten. Dergelijke metingen in ongestoorde gebieden kunnen dienen als referentie voor het indicatorsysteem. Als er meer kwantitatieve gegevens beschikbaar komen, kan mogelijk op termijn het indicatorsysteem gebruikt worden om uitspraken te doen over de mate van verwijdering van stoffen. Er zal echter nog veel water door de Nederlandse sloten, meren en rivieren stromen voordat dit doel in zicht is.

## Literatuur

- Beurskens J.E.M. (1995) Microbial transformation of chlorinated aromatics in sediments. Wageningen: Proefschrift, Wageningen Agricultural University.
- Brown, J.F., Wagner, R.E., Feng, H., Bedard, D.L., Brennan, M.J., Carnahan, J.C., May, R.J. (1987) Environmental dechlorination of PCBs. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 579-593
- Duel, H. (red) (1997) Ruimte voor natuurlijke zuivering. Waterloopkundig Lab. i.o.v. Ministerie van VROM en RIKZ
- Fenchel T, King G.M., Blackburn T.H. (1998) Bacterial biogeochemistry: the ecophysiology of mineral cycling. San Diego: Academic Press.
- Fenchel T., Blackburn T.H. (1979) Bacteria and mineral cycling. London: Academic Press. p 225+xi.
- Huiting, A.M., Kramer, P.R.G., Beurskens, J.E.M. (1997) Prognose van de PAK-gehalten in de landbodem onder invloed van verspreiden van baggerspecie. RIVM Rapport 733007002 ; STOWA nr. 97-29
- Ietswaart, Th., Breure, A.M., Hersbach, L., Verhoeven, J.T.A., Portielje, R., Boers, P., Admiraal, W., Leslie, H., Dankers, N., Brinkman, B., Van Duin, W., Dijkema, K., Behrends, B. (2000) Een indicatorsysteem voor natuurlijke zuivering van oppervlaktewater. Achtergrondrapport. RIVM rapport 607605002
- Janse, J.H. (1997) A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia*, 342/343:1-8.
- Kramer P.R.G., Huiting, A.M., Beurskens, J.E.M., Aldenberg, T. (1997) Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren ; huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems. RIVM Rapport 733007001 ; STOWA nr. 96-28
- RIZA (1995) Watersysteemrapportage Randmeren. RIZA rapp. nr 95.003
- Schouten, A.J., Breure, A.M., Bloem, J., Didden, W., de Ruiter, P.C., Siepel, H. (1999) Life support functies van de bodem: operationalisering t.b.v. het biodiversiteitsbeleid. RIVM rapport 607601003
- Schouten, A.J., Brussaard, L., De Ruiter, P.C., Siepel, H., Van Straalen, N.M. (1997) Een indicatorsysteem voor life support functies in de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM rapport 712910005
- Tilman, D. (1999) The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80: 1455-1474.
- van der Voet E., Klijn, F., Tamis, W., Huele, R. (1997) Regulatiefuncties van de biosfeer. Ministerie van VROM. Rapport nr SVS 1997/37.
- van Wingerden, W.K.R.E., Booij, C.J.H. (1999) Biodiversiteit en onderdrukking van ziekten en plagen: Strategieën en graadmeters. IBN rapport 413, ISSN: 0928-6888

- Wild, S.R., Berrow, M.L., Jones, K.C. (1991a) The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge amended agricultural soils. *Environ. Poll.* 72: 141-157
- Wild, S.R., Obbard, J.P., Munn, C.I., Berrow, M.I., Jones, K.C. (1991b) The long-term persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soil amended with metal-contaminated sewage sludges. *Sci. Total Environ.* 101: 235-253



## **Bijlage 1 Deelnemers aan de workshop over de ontwikkeling van het indicatorsysteem**

Drs. A.W.M. Eijs, Ministerie van VROM, DGM/SVS, Den Haag

Drs. J. Groos, Ministerie van VROM, DGM/SVS, Den Haag

Prof. dr. W. Admiraal, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam

Dr. P.C.M. Boers, RIZA, Lelystad

Dr. Th. E. Cappenberg, NIOO-CEMO, Yerseke

Drs. L. Hersbach, Universiteit Utrecht, Utrecht

Dr. I.R.M. Hovenkamp, Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen, Edam

Drs F. Klein, Waterloopkundig Laboratorium, Delft

Drs. H. Leslie, Universiteit van Amsterdam,

Dr. R. Portielje, RIZA, Lelystad

Dr. J.T. A. Verhoeven, Universiteit Utrecht, Utrecht

Drs. M. Vorenhout, Vrije Universiteit Amsterdam,

Dr. A.M. Breure, RIVM/ECO

Drs. Th. Ietswaart, RIVM/LWD

Drs. W. Ligtvoet, RIVM/LWD

Drs. A.J. Schouten, RIVM/ECO

## Bijlage 2. Verzendlijst

1. Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid en Straling
2. Directoraat-generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water en Landbouw
3. Ply. D.G. Milieubeheer, Dr. ir. B.C.J. Zoeteman
4. Drs. A.W.M. Eijs, DGM/SVS
5. Drs. J. Groos, DGM/SVS
6. Drs. D. Jonkers, DGM/DWL
7. Prof. dr. W. Admiraal, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam
8. B. Behrends, Terramare, Wilhelmshaven, Duitsland
9. Dr. P.C.M. Boers, RIZA, Lelystad
10. Dr. M. Bokhorst, RIKZ, Den Haag
11. Dr. B. Brinkman, IBN/DLO, Den Burg (Texel)
12. Dr. Th. E. Cappenberg, NIOO-CEMO, Yerseke
13. Dr. N. Dankers, IBN-DLO, Den Burg (Texel)
14. Dr. K. Dijkema, IBN-DLO, Den Burg (Texel)
15. Dr. W. van Duin, IBN-DLO, Den Burg (Texel)
16. Drs. M. Greve
17. Drs. L. Hersbach, Universiteit Utrecht, Utrecht
18. Dr. I.R.M. Hovenkamp, Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen, Edam
19. Ir. H. Kamphuis, VROM/RPD
20. Drs F. Klein, Waterloopkundig Laboratorium, Delft
21. Dr. J. de Klein, Wag-UR vakgroep Aquatische Ecologie
22. Dr. B. Koelmans Wag-UR, vakgroep Aquatische Ecologie
23. Dr. J. Kromkamp, NIOO-CEMO, Yerseke
24. Ir. R. Kuiper, VROM/RPD
25. Drs. H. Leslie, Universiteit van Amsterdam,
26. Prof. L.R. Mur, Universiteit van Amsterdam,
27. Dr. R. Portielje, RIZA, Lelystad
28. Prof. M. Scheffer, Wag-UR vakgroep Aquatische Ecologie
29. Dr. J.T. A. Verhoeven, Universiteit Utrecht, Utrecht
30. Drs. M. Vorenhout, Vrije Universiteit Amsterdam,
31. Drs. I. de Vries, RIKZ, Den Haag
32. Dr. G. Zwart, NIOO Nieuwersluis
  
33. Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
34. Directie RIVM, prof. ir. N.D. van Egmond
35. Dr. ir. G. de Mik, RIVM
36. Ir.R. van den Berg, RIVM/LBG
37. Drs. J.J. Bogte, RIVM-ECO
38. Ir. A.H.M. Bresser, RIVM/LWD
39. Dr. A.M. Breure, RIVM/ECO
40. Drs. H. Canton, RIVM/ECO
41. Drs. Th. Ietswaart, RIVM/LWD
42. Drs. F. Kragt, RIVM/LWD
43. Drs. J.H. Janse

44. Dr. L. van Liere, RIVM/LWD
45. Drs. W. Ligtvoet, RIVM/LWD
46. Dr. C.M.D. Mulder, RIVM/ECO
47. Dr. ir. J. Notenboom, RIVM/NPB
48. Dr. M. Rutgers, RIVM-ECO
49. Drs. A.J. Schouten, RIVM/ECO
50. Drs. T.P. Traas, RIVM/ECO
51. Drs. S. van Tol, RIVM/MNV
52. Dr. H. van Wijnen, RIVM/ECO
53. SBD/Voorlichting & Public Relations
54. Bureau Rapportenregistratie
55. Bibliotheek RIVM
- 56-69. Bureau Rapportenbeheer
- 70-74. Auteurs