

RIJKS INSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIËNE
BILTHOVEN

Rapport nr. 719102038

**Ecosysteemgerichte risicobeoordeling van stoffen.
Eindrapport Ecosysteemrendement**

T.P. Traas, F. Klijn¹ en T. Aldenberg.

Augustus 1995

Dit onderzoek is verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat Stoffen, Veiligheid en Straling van het Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (Postbus 30945, 2500 GX Den Haag), in het kader van het Project Ecologische Inpasbaarheid Stoffen (PEIS), project no. 739103 (voorheen 719103) en het project Eco-effectenproject no. 719102.

Dit rapport is tevens CML report 107

¹ Centrum voor Milieukunde,
Postbus 9518, 2300 RA Leiden
Tel: 071-277486, Fax: 071-275611

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
Postbus 1, 3720 BA Bilthoven
Tel: 030-749111, Fax: 030-742971

Dit rapport is tevens CML repon 107

CIP GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Traas, T.P.

Ecosysteemgerichte risicobeoordeling van stoffen: eindrapport ecosysteemrendement / T.P. Traas, F. Klijn, T. Aldenberg. - Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. -III. Met lit. opg.
ISBN 90-6960-059-5
Trefw.: ecosystemen / ecotoxicologie.

VERZENDLIJST

1. prof.dr. C.J. van Leeuwen, DGM/SVS.
2. plv. DG Milieubeheer, dr.ir. B.C.J. Zoeteman
3. dr. J. de Bruijn, DGM/SVS Den Haag
4. ir. P. van der Zandt, DGM/SVS Den Haag
5. ir. J.F.M. van Vliet, DGM/DWL Den Haag
6. dr. G.P. Hekstra, DGM/SVS Den Haag
7. dr. D.A. Jonkers, DGM/DWL Den Haag
8. dr. J. van Wensem, VROM/TCB Leidschendam
9. drs. M.M.H.M. van den Berg, Gezondheidsraad Den Haag
10. prof.dr. G. van Straten, LU Wageningen
11. prof.dr. N.M. van Straalen, VU Amsterdam
12. drs. M. Scholten, TNO Den Helder
13. ir. M. de Vries, WL Delft
14. prof. dr. W. Admiraal, Univ. v Amsterdam
15. drs. F. Klijn, CML Rijksuniversiteit Leiden
16. drs. M. Klein, IKC, Ministerie van LNV
17. drs. P. Leonards, IVM Amsterdam
18. dr. W. Cofino, IVM Amsterdam
19. dr. C. van de Guchte, RIZA Lelystad
20. ir. A.J. Hendriks, RIZA Lelystad
21. drs J. Stab, DZH Den Haag
22. dr. B. van Hattum, IVM Amsterdam
23. dr. M.H.S. Kraak, Univ. v. Amsterdam
24. ir. B. Budde, TU Delft
25. dr. P. Leeuwangh, SC-DLO Wageningen
26. bibliotheek SC-DLO Wageningen
27. Directie RIZA Lelystad
28. Directie IBN Wageningen
29. Directie CML Rijksuniversiteit Leiden
30. Depot van Nederlandse publicaties en Nederlandse Bibliografie
31. Directie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
32. dr. ir. G. de Mik
33. dr. H. Eijsackers
34. ir. A.H.M. Bresser
35. drs. F.G. Wortelboer
36. drs. R. Luttik
37. dr J.H. Canton

38. drs. A.C.M. de Nijs
39. drs. R. Reiling
40. dr. W. Slooff
41. dr. L. Posthuma
42. dr. J. Nooteboom
43. ir. J.M. Knoop
44. dr. D. van de Meent
45. drs. D.T. Jager
46. drs. ir. J.B. Latour
47. drs. P.J.T.M. van Puijenbroek
48. dr. G.M. van Dijk
49. dr. L. van Liere
50. dr. J.E.M. Beurskens
- 51-56 Auteurs
57. SBD/Voorlichting en Public Relations
- 58-59 Bibliotheek RIVM
60. Bureau Projecten- en Rapporten Registratie
- 61-120 Reserve Exemplaren

INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST	3
INHOUDSOPGAVE	5
ABSTRACT	7
SUMMARY	8
SAMENVATTING	9
1. INLEIDING	11
1.1 Algemeen kader: Project Ecologische Inpasbaarheid Stoffen	11
1.2 Project Ecosysteemrendement	11
1.3 Organisatie en deelnemende instituten	13
1.4 Opzet rapport	13
2. ECOSYSTEEMGERICHTE RISICOBEOORDELING	15
2.1 Ecotoxicologische risico-analyse	15
2.1.1 Extrapolatiemethoden	15
2.1.2 Ecosyteemspecifieke risico-analyse	16
2.2 Ecosysteemclassificaties	17
2.2.1 Ecotopen	17
2.2.2 Ecoseries	19
2.3 CATS-modellen	20
2.3.1 CATS-1	21
2.3.2 CATS-2.	23
2.4 Parametrisering	25
2.5 Geografie van de ecosysteemindelingen	26
2.6 Beoordeling	26
3. VOORBEELDSTUDIES	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Voorbeeld 1: Cadmium in graslanden op vochtige voedselrijke standplaats	29
3.2.1 Risico's en normoverschrijding	32
3.3 Voorbeeld 2: Cadmium in sedimentatiegebieden zonder macrofyten	36
3.3.1 Risico's en normoverschrijding	39

3.4 Algemene conclusies	42
4. DISCUSSIE	43
4.1 Ecosysteemclassificaties	43
4.2 CATS modellen	44
4.3 De relatie tussen classificaties, model en ecotoxicologische gegevens	44
4.4 Naar een gebiedsgerichte risicobeoordeling	45
4.5 'Ecosysteemrendement' in relatie tot recente adviezen aan de regering	46
5. CONCLUSIES	49
LITERATUUR	51

ABSTRACT

This is the final report of the project 'Ecosysteemrendement'. The goal of the project was the development of an instrument for risk assessment of toxic chemicals, by comparing calculated ecological risks. The instrument consists of two parts: ecosystem classification and a risk-based ecosystem model. The underpinning of the ecological classification was time consuming and needs further quantification of processes and food web structures. The main problem in calculating ecosystem effects proved to be a lack of appropriate dose-response relationships. A regional risk assessment for most toxicants will result in calculated probabilities at exceeding environmental quality criteria or toxicological limit values in both the exposure media (soil, water, sediment) and the food web.

SUMMARY

This report presents an overview of research conducted in the project 'Ecosysteemremedement'. The goal of the project was to develop a model tool to prioritize regional emission reductions. With this tool it ought to be possible to calculate where emission reductions will be the most effective in terms of enhancing nature values. The model tool consists of two parts:

- ecosystem classifications
- a family of risk-based ecotoxicological models (CATS)

The ecosystem classification yields realistic combinations of parameters for the ecotoxicological models and facilitates the mapping of ecosystems. The ecotoxicological model is used to assess ecological risks based on concentrations in abiotic and biotic ecosystem compartments.

For a regional risk analysis, it is necessary to link the geography of depositions and the geography of the recipient ecosystems. The abstract classification units must be made visible by mapping from a digital database. This proved possible for terrestrial ecosystems, but difficult for aquatic ecosystem types.

The ecotoxicological model and the classifications were developed in parallel. Due to an emphasis on soil fauna in the classification, not enough data could be provided for the ecotoxicological model, since other functional groups are modelled as well. Only for some soil fauna groups detailed information is available on both ecological amplitude and bioaccumulation behaviour .

The main difficulty in predicting an increase in nature values is a lack of dose-response relationships for relevant organisms. Only a few case studies provide dose-response relationships throughout the food web. For most toxicants, risk assessment will, for the time being, be limited to estimating the risk of exceeding existing environmental quality standards in both the abiotic environment and functional groups of the food web.

SAMENVATTING

Dit rapport is een afsluiting van het project Ecosysteemrendement. Het doel van dit project is de ontwikkeling van een onderzoeksinstrument om prioriteiten te kunnen stellen in het gebiedsgerichte stoffenbeleid. Hiermee kan worden geprioriteerd in welke gebieden aangescherpt stoffenbeleid het meeste rendement in termen van natuurwinst oplevert. Het onderzoeksinstrument bestaat uit een tweetal hoofdonderdelen

- ecosysteemclassificaties
- risico-georiënteerde ecotoxicologische modellen (CATS)

De ecosysteemclassificaties zijn bedoeld om realistische combinaties van parameters te genereren voor het ecotoxicologisch model en ze maken het mogelijk het voorkomen van de ecosystemtypen in kaart te brengen. In dit rapport zijn de indelingsniveaus ecotoop en ecoserie gebruikt. De ecotoxicologische modellen maken een risicobeoordeling mogelijk op grond van meerdere met elkaar in verband staande compartimenten in het abiotisch milieu en de bijbehorende levensgemeenschap.

Voor gebiedsgerichte risicoanalyse is het noodzakelijk de geografie van immissie/ belasting en de geografie van de verschillende ecosystemen aan elkaar te koppelen. Hiertoe moet van de abstracte classificatie-eenheden een ruimtelijk beeld worden vervaardigd. Voor terrestrische ecoseries bleek dit goed mogelijk. Voor aquatische ecosystemen ontbreekt het aan bruikbare geografische gegevens. Dit geldt zowel voor ecoseries als ecotopen. De ecotoxicologische modellen en de classificaties zijn parallel ontwikkeld. Door de nadruk op de bodemfauna bij de classificaties is de aanleverende rol aan de CATS-modellen minder dan oorspronkelijk verwacht, omdat hierin ook andere diergroepen voorkomen.

Daarnaast bleek dat slechts enkele bodemfauna-groepen goed onderzocht zijn m.b.t. ecologische amplitude en bioaccumulatie.

Het grootste knelpunt bij het berekenen van natuurwinst en -verlies blijkt het ontbreken van dosis-effect-relaties van "voldoende" stoffen op "voldoende" biotische compartimenten. Slechts voor een gering aantal stoffen is deze kennis aanwezig. Voor de meeste stoffen zal een gebiedsgerichte risico-analyse voorlopig de kans berekenen op overschrijding van bestaande normen en of grenswaarden in zowel het abiotisch milieu als in functionele groepen van het voedselweb.

1. INLEIDING

1.1 Algemeen kader: Project Ecologische Inpasbaarheid Stoffen

In de afgelopen jaren heeft de directie Stoffen, Veiligheid en Straling van het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) onderzoek laten uitvoeren in het kader van het Project Ecologische Inpasbaarheid van menselijk handelen met Stoffen (PEIS). Dit project kent een tweetal onderzoekslijnen, aangeduid als de stoffenlijn en de ecosysteemlijn. Het onderhavige onderzoek heeft betrekking op de ecosysteemlijn.

In de stoffenlijn staan de stoffen centraal, vanuit de gedachte dat een zeer groot deel van het stoffenbeleid landelijk of zelfs bovennationaal generiek beleid zou moeten zijn. Normstelling voor stofconcentraties in het milieu is vanuit die optiek algemeen geldend. De stoffenlijn heeft een groot aantal projecten omvat, waaruit het Uniform Beoordelingsstelsel Stoffen (UBS) is ontstaan (RIVM et al. 1994). De ecosysteemlijn vormt een aanvulling op deze stoffenlijn vanwege eigenschappen van of eisen aan specifieke gebieden.

Voor deze tweede lijn kunnen twee hoofdredenen worden genoemd. Ten eerste is een gebiedsgerichte benadering vooral van belang als in een gebied ecosystemen of biota voorkomen die extra gevoelig zijn voor belasting met chemische stoffen en waaraan tevens een bijzondere betekenis wordt toegekend.

De tweede reden voor de ecosysteemlijn is gelegen in het feit dat in Nederland een groot aantal locaties en zelfs grote gebieden verontreinigd zijn. Voor een deel gaat het daarbij om natuurgebieden, zoals de Biesbosch, voor een ander deel om multifunctionele gebieden, zoals de Brabantse Kempen. Deze zouden kunnen worden gekenschetst als gebieden met een Bijzondere respectievelijk Algemene Milieukwaliteitsdoelstelling. Omdat sanering van dergelijke gebieden een zeer kostbaar en langdurig werk is, is het gewenst te kunnen beoordelen waar prioriteiten ten aanzien van dergelijke effectgerichte maatregelen gelegd zouden moeten worden. Dit kan alleen op basis van gebiedsgerichte risico-analyse.

1.2 Project Ecosysteemrendement

Ter afsluiting van een reeks onderzoeksprojecten in de ecosysteemlijn is een project geformuleerd onder de titel 'Ecosysteemrendement van stoffenbeleid' of kortweg Ecosysteemrendement. Doel van dit project is de ontwikkeling van een onderzoeksinstrument om prioriteiten te kunnen stellen in het gebiedsgerichte stoffenbeleid. Het onderzoeksinstrument kan nader worden gespecificeerd als een landsdekkend voorspellings- en beoordelingssysteem inzake het ecologisch rendement van stofgerichte maatregelen. Op basis van

de uitkomsten van het ecotoxicologisch model zou kunnen worden geprioriteerd in welke gebieden aangescherpt stoffenbeleid het meeste rendement in termen van natuurwinst oplevert.

By deze doelstelling kunnen twee kanttekeningen gemaakt worden.

Ten eerste is weinig bekend van dosis-effectrelaties ten aanzien van microverontreinigingen in de range van concentraties waarin deze in het vrije veld worden aangetroffen of kunnen worden verwacht. Hierdoor is de grootte van effecten van verhoogde stofconcentraties in het milieu op (onderdelen van) ecosystemen veelal niet bekend, waardoor effectvoorspelling bijzonder moeilijk is. In plaats daarvan is in deze fase van het project een risico-benadering gevolgd.

Ten tweede duidt het berekenen van het rendement voor de natuur op een positief effect van stoffenbeleid. Dit wekt de verwachting dat natuurwinst kan worden berekend. Er is echter veel te weinig bekend van het herstellend vermogen van de natuur na sanering ten aanzien van stoffen. Hier moet dus wederom worden volstaan met het berekenen van, in dit geval een afgenomen, risico. Het 'ecosysteemrendement' dat wordt berekend is dus een afgenomen risico voor componenten van ecosystemen.

Het onderzoeksinstrument bestaat uit een tweetal hoofdonderdelen, die zoveel mogelijk op elkaar zijn afgestemd, maar tevens een zelfstandige bruikbaarheid en toepasbaarheid kennen. Het betreft:

- ecosysteemclassificaties
- risico-georiënteerde ecotoxicologische modellen

De ecosysteemclassificaties hebben een tweeledig doel. Ze zijn ten eerste bedoeld om realistische combinaties van parameters te genereren voor het voorspellingsmodel. Dit leidt tot modelresultaten die gelden voor werkelijk voorkomende ecosystemen, in plaats van voor hypothetische. Ten tweede maken landsdekkende ecosysteemclassificaties het mogelijk het voorkomen van ecosystemen in kaart te brengen, waarmee het model een geografische basis krijgt. Hierdoor wordt integratie van voorspelling in de tijd en de ruimte mogelijk.

Het ecotoxicologische model heeft eveneens een tweeledig doel. Ten eerste maakt het een risicobeoordeling mogelijk. Het gaat daarbij zowel om bestaande situaties die niet langer worden belast, als om situaties waarbij nog wel steeds belasting plaats vindt. In het laatste geval gaat het om scenariostudies. Ten tweede kan met het model een ecosysteemspecifieke norm worden berekend op grond van meerdere met elkaar in verband staande compartimenten in een ecosysteem. Dit vloeit voort uit de gekozen modelstructuur waarin voedselketens en diverse terugkoppelingsmechanismen zijn opgenomen. Voor ecologische normstelling is het model een aanvulling op reeds bestaande modellen.

Tenslotte moeten de uitkomsten van het voorspellingsmodel worden geïnterpreteerd, hetgeen aansluiting op een beoordelingsmodule noodzakelijk maakt. In dat verband moet gewezen worden op het eveneens in PEIS-kader uitgevoerde project Ecosysteemherstel (Leon, 1993). In dat laatste project is getracht parameters voor ecosysteemkwaliteitsbeoordeling te selecteren.

1.3 Organisatie en deelnemende instituten

Het project Ecosysteemrendement is uitgevoerd door het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden (CML), het Instituut voor Bos- Natuurbeheer (IBN-DLO) en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieubeheer (RIVM). De taakverdeling was als volgt:

- Ecosysteemclassificaties: CML, in samenwerking met IBN-DLO voor de aquatische ecosystemen
- Ecologische en ecotoxicologische basisgegevens: IBN-DLO en RIVM
- Ecotoxicologische risico-modellen: RIVM

Het onderzoek is grotendeels gefinancierd door DGM-SVS. De ontwikkeling van de aquatische ecosysteemclassificatie, die ook voor het waterbeleid zal worden gebruikt, is mede door het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) gefinancierd.

1.4 Opzet rapport

Over onderdelen van het onderzoek is in diverse achtergrondrapporten verslag gedaan. In de achtergrondrapporten wordt de wetenschappelijk verantwoording over het onderzoek afgelegd. Het onderhavige rapport is te beschouwen als een samenvatting van opzet, aannamen en de belangrijkste bevindingen tot nu toe, met de nadruk op de samenhang tussen de onderdelen.

In het volgende hoofdstuk staat de ecosysteemgerichte risicobeoordeling centraal. Daarin komen de ecosysteemclassificaties en de risicomodellen wat uitgebreider voor het voetlicht. In hoofdstuk 3 worden enkele voorbeelden besproken, waarvoor modellen tijdens het schrijven van dit rapport operationeel waren. In hoofdstuk 4 wordt aangegeven waar we nu staan en welke knelpunten te verwachten zijn. Afgesloten wordt met conclusies.

2. ECOSYSTEEMGERICHTE RISICOBEOORDELING

In dit hoofdstuk staat de ecosysteemgerichte risicobeoordeling centraal. In de eerste paragraaf wordt kort stilgestaan bij de huidige ecotoxicologische risico-analyse en de plaats van het project Ecosysteemrendement hierin. Daarna worden de ecosysteemclassificaties en de risicomodellen toegelicht aan de hand van enkele voorbeelden.

2.1 Ecotoxicologische risico-analyse

2.1.1 Extrapolatiemethoden

Ecotoxicologische risico-analyse en normstelling voor stoffen wordt momenteel hoofdzakelijk gebaseerd op een methode die is voorgesteld door Kooijman (1987). Deze methode stoelt op de aanname dat de gevoeligheid van organismen voor toxische stoffen log-logistisch verdeeld is. Beschikbare toxiciteitsgegevens worden gebruikt om een verdeling te schatten, die de basis vormt voor een 'ecologische normaafleiding' (Van Leeuwen 1990). Deze methode is aangepast door Van Straalen en Denneman (1989), en gemodificeerd door Aldenberg & Slob (1993). De normstelling die hierop wordt gebaseerd staat bekend als het '95% beschermingsniveau', naar de arbitrair gestelde grens van het percentage soorten waarvan de No-Observed-Effect-Concentration (NOEC) niet wordt overschreden.

Deze extrapolatiemethode gaat uit van alle uit laboratoriumtests beschikbare toxiciteitsgegevens. Deze hebben gewoonlijk betrekking op soorten die in voedselketens de lagere trofische niveau's bezetten, meestal bodemfauna of aquatische macrofauna. Dit betekent dat bioaccumulatie in langer levende soorten hoger in de voedselketen niet expliciet in beschouwing wordt genomen. Inmiddels zijn diverse initiatieven ontplooid om in deze lacune te voorzien (Elbers & Traas 1993, Gorree et al. 1995, Traas et al. 1995a, Jongbloed et al. 1995). De huidige extrapolatiemethode gaat verder voorbij aan de realiteit van verschillen tussen abiotische milieus, waarin de soorten die voor de normaafleiding worden gebruikt in werkelijkheid niet bij elkaar kunnen voorkomen. Sommige soorten komen immers hoofdzakelijk voor op droge, zure zandgronden met een geringe adsorptiecapaciteit, andere alleen in vochtige, kalkrijke kleigronden en weer andere in veen.

Voor normstelling vormt de momenteel gebruikte methode vermoedelijk geen groot probleem, aangezien ruime veiligheidsmarges worden toegepast (Okkerman et al. 1993). In de praktijk lijkt daarmee een voldoende waarborg gegeven dat de meeste soorten en ook het ecosysteem voldoende beschermd zijn. Voor reeds verontreinigde gebieden of gebieden met een nog hoge belasting zijn de resulterende normen echter geen adequaat antwoord op de vraag hoe ernstig dit is. Om hier beleid op te kunnen toesnijden is er behoefte aan een ecosysteemgericht voorspellingsmodel, dat uitgaat van ruimtelijke verschillen in eigenschappen van ecosystemen.

2.1.2 Ecosysteemspecifieke risico-analyse

De risicobenadering die in dit rapport wordt gepresenteerd, beoogt ecosysteemspecifiek de gevolgen van stoffenbelasting(scenario's) te berekenen. Dit berust op de veronderstelling dat verschillende ecosystemen een verschillende gevoeligheid voor stoffenblootstelling hebben. Deze verschillende gevoeligheid zou berusten op:

- een verschillende mate van binding en afvoer via uitspoeling of afstroming. Deze processen worden bepaald door eigenschappen van abiotische componenten van ecosystemen, in casu (water)bodem en (grond)water (zie ook Boesten 1991);
- een verschillende doorgifte van stoffen in voedselketens of -webben met een (mogelijk) verschillende structuur, waarin bovendien soorten voorkomen die verschillen in gevoeligheid en metabolisch detoxificatievermogen.

Deze processen worden bepaald door eigenschappen van de biotische componenten van ecosystemen, in casu de levensgemeenschap (opbouw en samenstelling).

Ten aanzien van deze veronderstelling kan worden gewezen op het feit dat de belangrijkheid van bodem en water voor de fysisch-chemische beschikbaarheid van stoffen niet meer ter discussie staat. Dat ook de voedselwebstructuur en de samenstelling van de levensgemeenschap tot verschillen in gevoeligheid tussen ecosystemen zouden leiden, lijkt plausibel, maar moet desalniettemin als hypothese worden opgevat. Door het bouwen van modellen met verschillende voedselwebopbouw en met verschillende soortensamenstelling moet deze worden getoetst. Het onderzoek rond Ecosysteemrendement heeft zich beperkt tot lotgevallen en effecten van stoffen vanaf depositie op de bodem of in oppervlaktewater tot concentraties in alle biotische en abiotische *compartimenten*, tot en met een concentratie in toppredatoren. Vooralnog hebben de meeste modeluitkomsten de vorm van concentraties in abiotische en biotische compartimenten. Dit is een gevolg van het ontbreken van voldoende bruikbare gegevens over effecten van stoffenbelasting.

Tegen de achtergrond van het bovenstaande kunnen nu de hoofdonderdelen van het project 'ecosysteemrendement' als volgt worden benoemd:

- ecosysteemclassificatie
- risico-georiënteerd voorspellingsmodel

Deze zullen hieronder aan de orde komen. Daarna wordt nog ingegaan op de relatie met beoordeling, omdat aan iedere modeluitkomst een oordeel moet kunnen worden gekoppeld dat samenhangt met doelstellingen van natuur- en milieubeleid.

2.2 Ecosysteemclassificaties

Doel van de ecosysteemgerichte risicobeoordeling is dat de modellen voor elk ecosysteemtype door parametrisering de ecologische effecten van stoffen kunnen berekenen. Dat betekent dat een ecosysteemclassificatie de parameters zal moeten opleveren die de beschikbaarheid van de toxische stof bepalen als ook de voedselwebstructuur, de samenstelling van de levensgemeenschap en de biotische fluxen die de doorgifte van stoffen bepalen. Daarenboven moet de classificatie het mogelijk maken de geografische verspreiding van ieder ecosysteemtype in beeld te brengen. Dit stelt eisen aan de karteerbaarheid van de onderscheiden eenheden.

Voor het project ecosysteemrendement zijn vier op elkaar afgestemde classificaties van belang. Vier, omdat ten eerste voor *aquatische* en *terrestrische* systemen verschillende expertise nodig bleek, hetgeen resulteerde in afzonderlijke classificaties. En, omdat ten tweede bij ecosysteemclassificatie meer nadruk op *abiotische conditionerende kenmerken* kan worden gelegd, of juist op *operationele kenmerken* in directe relatie tot de levensgemeenschap. Beide zijn van groot belang, de conditionerende vooral voor de fysisch-chemische beschikbaarheid van de stoffen, de operationele in relatie tot voedselwebstructuur en soortensamenstelling in het ecosysteem.

Het blijkt in de praktijk gewenst om onderscheid te maken tussen *ecoseries*, die vooral bepalend zijn voor de abiotische factoren die de beschikbaarheid van de stof beïnvloeden, en *ecotopen*, die vooral de biotische kenmerken van het ecosysteem bepalen. In feite vormt de combinatie van een ecotoop met een onderliggende ecoserie het 'ecosysteem' waarvoor het model berekeningen uitvoert. Dit betekent dat in principe iedere voorkomende combinatie van ecotoop en ecoserie in beschouwing kan worden genomen. Nu komen niet alle combinaties in werkelijkheid voor, omdat bijvoorbeeld op kleigronden nooit langdurig droge omstandigheden heersen en zure standplaatsen op kalkrijke gronden niet voorkomen. Hierdoor is het aantal in beschouwing te nemen ecosystemtypen te overzien.

2.2.1 Ecotopen

Begin jaren tachtig is de eerste aanzet gegeven tot een ecotopenclassificatie (Everts et al. 1982). Deze classificatie was bedoeld voor effectvoorspelling en -beoordeling in het kader

van beleidsstudies (Stevens et al. 1987). De classificatie was toegespitst op de vegetatie. Ecotopen zijn in dat verband gedefinieerd als:

ruimtelijke eenheden die homogeen zijn ten aanzien van vegetatiestructuur en de, voor de plantengroei bepalende abiotische standplaatsfactoren.

Omdat het ecotopensysteem was toegespitst op de vegetatie, leek het niet meteen geschikt voor toepassing met betrekking tot toxische stoffen. Daarom is vanuit eenzelfde concept een classificatie opgezet, toegespitst op bodemfauna in terrestrische ecosystemen (Sinnige et al., 1991, 1992) en op aquatische macrofauna en waterplanten in aquatische ecosystemen (Verdonschot et al. 1992). Daarbij zijn dus taxonomische groepen centraal gesteld, waarop toxische stoffen meer direct invloed uitoefenen, of die een belangrijke rol spelen in de doorgifte van stoffen naar hogere trofische niveaus omdat ze een belangrijke voedselbron vormen.

De ecotopenclassificatie toegespitst op bodemfauna is geïntegreerd met de oorspronkelijke vegetatie-indeling zodat een classificatie voor terrestrische ecotopen is gevormd. Voor een uitgebreide beschrijving van de classificatie wordt verwezen naar Sinnige et al. (1991, 1992).

De classificatie van aquatische ecotopen is van het begin af aan als een geïntegreerde classificatie opgezet omdat de macrofauna een veel belangrijker rol speelt ten opzichte van de vegetatie dan in terrestrische ecosystemen. Tevens is de aquatische macrofauna belangrijk voor zowel het stoffenbeleid (dit project) als voor het ecologische waterbeheer. Voor een uitgebreide beschrijving van de classificatie wordt verwezen naar Verdonschot et al. (1992).

Bij de classificaties kan onderscheid worden gemaakt in *indelingskenmerken*, *diagnostische kenmerken* en *overige kenmerken*.

- De ecotopen worden ingedeeld naar operationele factoren die de soortensamenstelling van de levensgemeenschap bepalen. Het gaat daarbij om bijvoorbeeld voedselrijkdom, vochttoestand, zuurgraad en saliniteit. Voor terrestrische ecotooptypen is ook de vegetatiestructuur met de daaruit voortvloeiende strooisellaag een belangrijk indelingskenmerk.
- De soortensamenstelling van de levensgemeenschap vormt een *diagnostisch* kenmerk. Dit betekent dat op grond van de soortensamenstelling kan worden afgeleid met welk ecotooptype men van doen heeft. De soortensamenstelling maakt zo diagnose mogelijk.
- Tot de overige kenmerken van een ecotooptype kunnen die kenmerken worden gerekend die over het algemeen homogeen en gecorreleerd zullen zijn met de combinatie van indelingskenmerken. Het gaat dan om bijvoorbeeld de aard van het ectorganisch profiel (strooisellaag), kenmerken van de levensgemeenschap, zoals voedselwebstructuur en soortensamenstelling, maar ook proceskenmerken, zoals productie en decompositie. Met name deze overige kenmerken zijn van belang voor het parametriseren van ecosysteemmodellen.

2.2.2 Ecoseries

De classificaties van terrestrische en aquatische ecoseries zijn gebaseerd op conditionerende ecosysteemkenmerken. Conditionerende kenmerken zijn bepalend voor de reactie op ingrepen of immissies; bijvoorbeeld ingrepen in de grondwaterhuishouding of de toevoer van verontreinigde stoffen. Daarmee is de ecoserie bepalend voor de 'fysisch-chemisch beschikbare' concentratie van een stof.

Een ecoserie is dan ook gedefinieerd als:

een ruimtelijke eenheid die ten eerste homogeen is voor wat betreft de belangrijkste abiotische ecosysteemkenmerken die conditionerend zijn voor de operationele standplaatsfactoren die de samenstelling van de levensgemeenschap bepalen en ten tweede homogeen is voor die ecosysteemkenmerken die conditionerend werken op ingrepen en immissies (milieuthema's) die ecosystemen kunnen aantasten.

Ook voor de ecoserieclassificaties geldt dat de achtergrond van de terrestrische en de aquatische classificatie nogal verschilt. De terrestrische ecoserieclassificatie is ontwikkeld in het kader van scenariostudies voor verdroging met behulp van het model DEMNAT (Witte et al. 1992 1992a, Beugelink et al. 1992, Claessen et al. 1994), waarbij al rekening is gehouden met toepassing bij andere milieuthema's. Als indelingskenmerken zijn moeder-materiaal/textuur, profielopbouw, organische-stofgehalte, kalkgehalte, ijzeraanreiking, grondwaterstandsverloop en kwelkwaliteit gebruikt. De ecoserieclassificatie is te beschouwen als een ecologische indeling van bodem- en grondwater. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Klijn et al. (1992).

In het geval van aquatische ecoseries is de noodzaak van een ecoserieclassificatie voor een goed begrip van de abiotische processen minder duidelijk. Dit hangt onder meer samen met het in veel gevallen ruimtelijk samenvallen van ecoseries en ecotopen en het moeilijker onderscheid tussen conditionerende en operationele factoren in watersystemen. Daar staat echter tegenover dat juist het karteren van aquatische ecotopen op een groot gebrek aan landsdekkende gegevens stuit en van ecoseriekenmerken veel gemakkelijker relevante informatie kan worden verzameld.

Als indelingskenmerken zijn die kenmerken gekozen die kunnen worden beschouwd als conditionerend voor de operationele factoren van de aquatische ecotoopclassificatie. Het betreft grootte, diepte, waterbalans (mate van isolatie), bodem, kwel(kwaliteit). Voor een uitgebreide beschrijving van de classificatie van aquatische ecoseries wordt verwezen naar Runhaar & Klijn (1993).

Er is nagegaan in hoeverre gegevensbestanden en digitaal opgeslagen kaarten beschikbaar en direct bruikbaar zijn. Samengevat kan worden gesteld dat:

- een ruimtelijk beeld van terrestrische ecoseries voorhanden is (waarbij opwaardering

- met kwelgegevens in 1995 plaats vindt (Klijn et al. in voorber.);
- een ruimtelijk beeld van terrestrische ecotopen kan worden benaderd met een voldoende mate van detail voor nationale studies (waarbij de relevantie voor de bodemfauna-indeling nog afzonderlijk toetsing behoeft);
 - een ruimtelijk beeld van aquatische ecoseries mogelijk op een termijn van enkele jaren kan worden vervaardigd, afhankelijk van een aantal reeds genomen initiatieven (daarbij kan de classificatie gaandeweg op bruikbaarheid worden beoordeeld);
 - een ruimtelijk beeld van aquatische ecotopen slechts kan worden benaderd door gegevens van zeer veel verschillende instanties bij elkaar te brengen en met behulp van de ecoseries te extrapoleren (dit wordt pas opportuun na een grondige toetsing van de indeling).

2.3 CATS-modellen

De CATS modelstructuur is ontwikkeld voor het modelleren van accumulatie van stoffen in bodem, (bodem)water en het voedselweb. De CATS modellen kunnen worden gebruikt voor verschillende ecosysteemtypen. Parametrisering vindt plaats met behulp van de hiervoor besproken classificaties. CATS modellen zijn geïntegreerde modellen die simultaan de biomassacyclus en de toxische stof-cyclus berekenen. De omvang van de functionele groepen in het model wordt bepaald door de gemodelleerde ecologische interacties zoals predatie en competitie. Deze processen in de biomassacyclus bepalen voor een deel de cyclus van de toxische stof omdat deze gekoppeld is aan de biomassacyclus. Zo wordt bij het consumeren van voedsel ook toxische stof opgenomen en er gaat een hoeveelheid toxische stof naar detritus als er dieren doodgaan. De koppeling is echter niet volledig omdat zowel de verdeling van de toxische stof over verschillende fasen (water, lucht, bodem) als processen als metabolisering en excretie specifiek zijn voor de toxische stof-cyclus.

Om toxische stoffen in ecosystemen te modelleren, is het noodzakelijk om verschillende blootstellingsroutes te onderscheiden en tegelijkertijd een hanteerbaar aantal functionele groepen over te houden. De werkhypothese is dat we bioaccumulatie en effecten op ecosysteemprocessen kunnen modelleren op het nivo van functionele groepen.

Verschillende groepen van soorten kunnen aan elkaar worden gekoppeld volgens een functionele indeling van soorten in het te modelleren ecosysteem. Deze indeling bepaalt dan welke ecologische interacties het model beschrijft, en welke stofstromen moeten worden gedefinieerd. De minimumstructuur die we nastreven voor een terrestrisch ecosysteem bestaat uit primaire producenten, micro-organismen, herbivoren, carnivoren en detritivoren samen met microbivoren. Afhankelijk van de aanwezige kermis kunnen we functionele groepen samenvoegen of splitsen. Detritivoren en microbivoren zijn samenge-

voegd omdat veel detritivoren ook microorganismen eten of wisselen tussen deze twee voedselbronnen (Edwards & Lofty 1977).

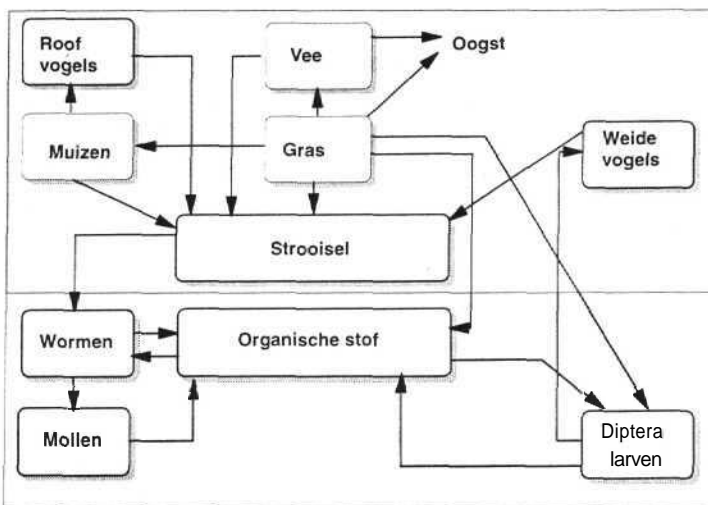
Om redenen van herkenbaarheid wordt soms gekozen worden voor het modelleren van individuele soorten (bijv. Schobben 1991) i.p.v. functionele groepen. In de naamgeving van functionele groepen is rekening gehouden met deze herkenbaarheid. In graslanden wordt gesproken van wormen, en niet van detritivoren/microbivoren. Hoger in de voedselketen wordt de herkenbaarheid van soorten steeds groter, en het aantal soorten per groep kleiner. Hier vervaagt het onderscheid tussen de functionele benadering zoals hier gevolgd, en de soort-benadering.

2.3.1 CATS-1

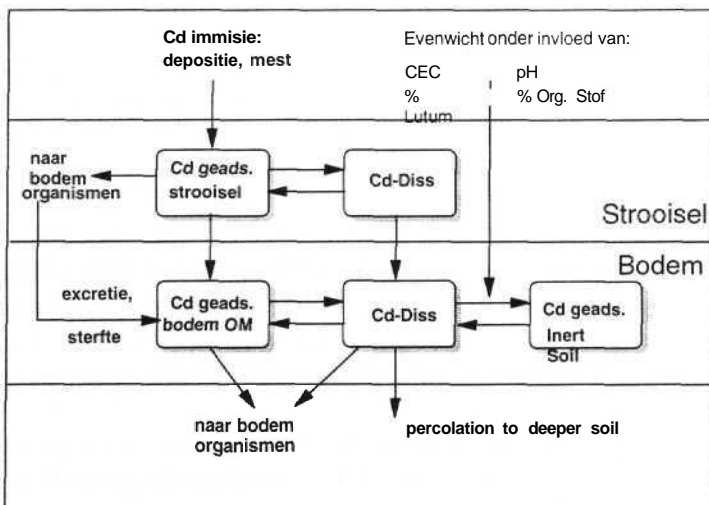
CATS-1 is een weilandmodel met acht functionele groepen (fig. 1). Het gras zorgt voor de primaire productie in dit systeem. De belangrijkste biomassaverliezen zijn oogst, begrazing en respiratie. Een belangrijke component in dit ecosysteem zijn de wormen en Diptera-larven, die zorgen voor het mengen en omzetten van koeiemest en dood organisch materiaal zoals blad en wortels. Mollen en weidevogels voeden zich voornamelijk met deze dieren. Een andere keten wordt gevormd door de herbivoren en hun predatoren.

De cyclus van de toxische stof beschrijft de lotgevallen in bodem en bodemwater met processen als sorptie, uitspoeling (fig. 2). Hiermee wordt de fysisch-chemisch beschikbare fractie berekend die opgenomen kan worden door organismen. Aanvoer van toxicanten geschiedt door natte en droge depositie en in de vorm van verontreinigingen in bijv. mest en kunstmest. De belangrijkste afvoer van de toxische stof is middels oogst van gras en uitspoeling.

In de cadmium studie wordt het belangrijkste evenwicht in de bodem berekend met de regressievergelijking van Chardon (1984), waarin de invloed van pH, organisch stofgehalte en lutumgehalte op het cadmiumevenwicht is opgenomen. Voor een uitgebreide beschrijving van het model wordt verwezen naar Traas & Aldenberg (1992).



Figuur 1: Voedselwebstructuur van het CATS-1 model

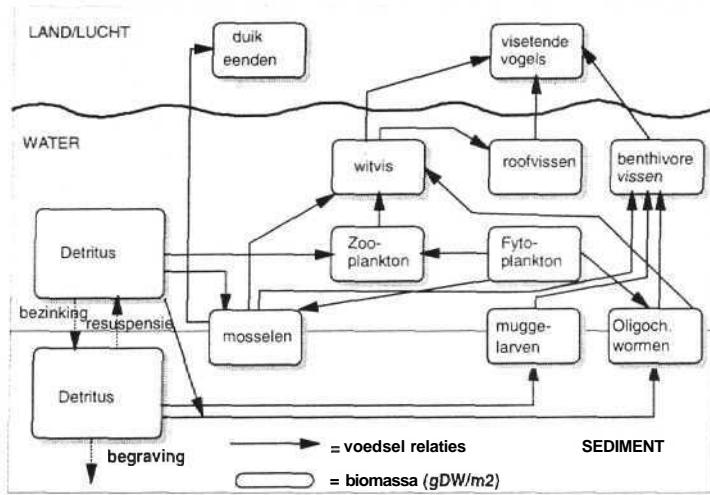


Figuur 2: cyclus van de toxische stofin CATS-1

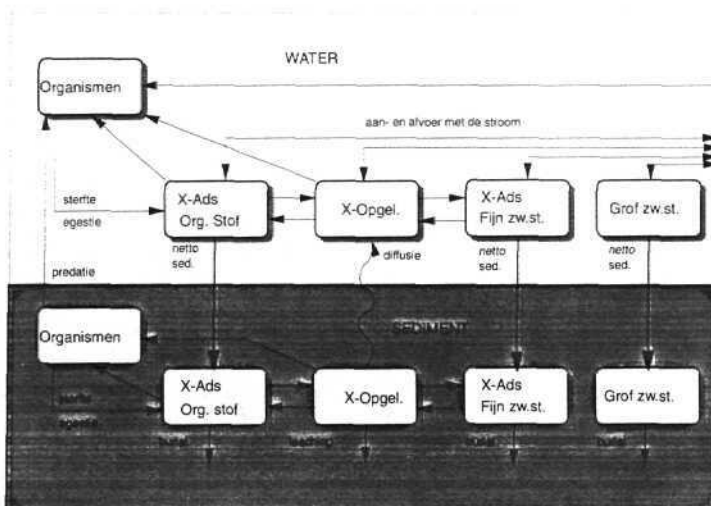
2.3.2. CATS-2.

CATS-2 is een model ter voorspelling van bioaccumulatie in aquatische sedimentatiegebieden zoals Ketelmeer, Hollands Diep en Haringvliet. Het model is tevens toegepast op zoetwater meren als de Westeinderplassen (Traas et al. 1995c). CATS-2 heeft 10 functionele groepen, en organische fracties in het water en in het sediment (fig. 3). Daarnaast is er een anorganische bindende fractie (voornamelijk klei) in het water en in het sediment. De belangrijkste componenten in het voedselweb zijn algen, zooplankton, benthische organismen, vissen en vogels.

De verdeling van de verontreiniging over verschillende fracties bindend materiaal is belangrijk in verband met concentraties in het zwevend materiaal, het sediment en het water (fig. 4). Uitzonderd het milieuchemisch gedrag is het gedrag van de toxische stof in de functionele groepen analoog aan CATS-1 gemodelleerd. Voor een uitgebreide beschrijving van dit model wordt verwezen naar Traas et al. (1994)



Figuur 3: Voedselwebstructuur van het CATS-2 model voor sedimentatiegebieden



Figuur 4: Cyclus van de toxische stof in CATS-2

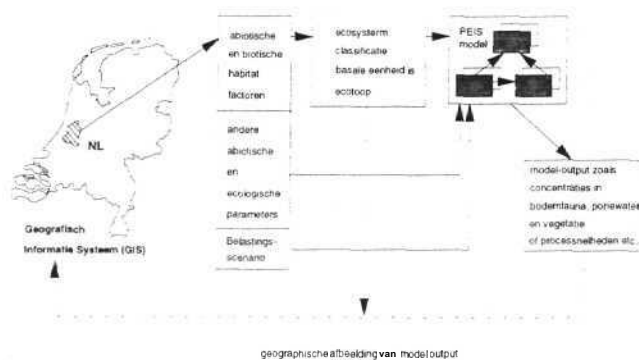


Fig. 5 Schema van *parametrisering* van CATS modellen voor specifieke ecosysteemttypen, c.q. gebieden.

2.4 Parametrisering

Parametrisering heeft tot doel het model berekeningen te laten uitvoeren met waarden van variabelen die in werkelijkheid binnen een bepaald ecosysteemttype kunnen worden verwacht. Dit betekent dat pH-waarden en waarden voor bijvoorbeeld kleigehalte, organische-stofgehalte en dergelijke worden gespecificeerd in 'ranges', zoals die ook in het veld zijn aangetroffen of kunnen worden verwacht. Door parametrisering kunnen de verschillen in gevoeligheid tussen verschillende ecosystemen naar voren komen. De invoerparameters zijn onder te verdelen in kenmerken van ecoseries, die vooral van belang zijn voor de 'fysisch-chemische beschikbaarheid' van stoffen, en in kenmerken van ecotopen die vooral van belang zijn voor het voedselweb.

De gevolgde probabilistische modelbenadering maakt het mogelijk om variatie binnen ecosysteemttypen mee te nemen in de berekening. Variatie in bodemparameters, zoals pH en CEC, als gevolg van de interne heterogeniteit van ecosysteemttypen wordt door de ecoserie-classificatie aangeleverd (fig. 5).

De soorten binnen een functionele groep bepalen de variatie in groeisnelheid, respiratie, sterfte etc, d.w.z. er bestaat eveneens inherente biologische variatie. De soortsaanstelling van een functionele groep verschilt tussen ecotooptypen (Sinnige et al. 1992). Wanneer hetzelfde model gebruikt wordt voor verschillende ecotooptypen, impliceert dit dat de parameterwaarden of -ranges van bijv. de biomassa van functionele groepen verschillen. Dit houdt in dat bij een gelijke modelstructuur het model wordt geparametriseerd per ecotooptype op basis van de soortsaanstelling van de functionele groepen. Een ecotoop-specifieke invulling van de bodemfauna is tot op heden slechts ten dele mogelijk gebleken (Sinnige et al. 1991,1992) en vormt nog geen standaard onderdeel van de CATS modellen. Voor meer informatie over de parametrisering van ecoseries en ecotopen wordt verwezen naar Van der Hoek en Verdonschot (1994) en Sinnige et al. (1994).

2.5 Geografie van de ecosysteemindelingen

Voor gebiedsgerichte beleidsanalyse, maar ook voor het vervaardigen van een landsdekkend voorspellingsmodel is het noodzakelijk de geografie van immissie/ belasting en de geografie van de verschillende ecosystemen aan elkaar te koppelen. Hiertoe moet van de abstracte classificatie-eenheden een ruimtelijk beeld worden vervaardigd.

Voor een landsdekkend overzicht kan een benadering worden gevolgd analoog aan die voor DEMNAT (Witte 1992a, Beugelink et al. 1992, Claessen et al. 1994). Daarbij wordt uitgegaan van het procentuele voorkomen van ecosystemtypen in rastercellen met een grootte van 1 km². Dit maakt het mogelijk gebruik te maken van diverse gegevensbestanden die reeds in ander kader zijn opgezet, zoals de Landschapsecologische Kartering Nederland (Bolsius et al. 1994).

Dergelijke bestanden moeten voldoen aan de volgende criteria:

- over zoveel mogelijk parameters informatie leveren
- een voldoende nauwkeurigheid bezitten (geen al te grote ranges in de klassen)
- bij voorkeur digitaal opgeslagen zijn
- geheel Nederland beslaan.

2.6 Beoordeling

De uitkomsten van een beleidsondersteunend voorspellingsmodel dienen gerelateerd te kunnen worden aan beleidsdoelstellingen. Met andere woorden: er moet een relatie zijn met een normatief kader, bijvoorbeeld voor milieukwaliteit. De beoordeling van milieukwaliteit kan plaatsvinden met het oog op de menselijke gezondheid, met het oog op milieugebruiksfuncties, zoals landbouw, bosbouw of waterwinning, of met het oog op natuurwaarden. In het onderhavige project is gekozen voor een beoordeling van risico's voor de natuur. Natuurwaarden worden in dit verband opgevat als die kenmerken van ecosystemen, waaraan een zekere waarde wordt toegekend. Daarbij kan worden gedacht aan bijzondere soorten (Natuurbeleidsplan), het 'ecologisch functioneren', een aantal regulatie- of informatiefuncties (Van der Maarel & Dauvellier, 1978), en dergelijke. Er kan onderscheid gemaakt worden in kenmerken of eigenschappen van (componenten van) ecosystemen, of kenmerken van een meer holistische aard: emergente ecosysteemkenmerken (Gezondheidsraad 1989). Bij het laatste kan worden gedacht aan diversiteit, veerkracht, energiehuishouding etc. Het blijkt vaak moeilijk om deze emergente kenmerken eenduidig te kwantificeren en om er getalsnormen voor af te leiden. Daarom wordt voor praktische toepassingen vaak gekozen voor structuurkenmerken van ecosystemen, zoals aansprekende soorten, soortengroepen of gehalten van bepaalde stoffen.

Zowel de Gezondheidsraad (1988,1989,1991) als Leon (1993) hebben een reeks parameters geselecteerd, waarmee naar verwachting de toestand van ecosystemen zou zijn te meten. De parameters die door de Gezondheidsraad zijn geselecteerd, lijken meer geschikt voor een beschrijving van ecosystemen dan voor een kwaliteitsbepaling in normatieve context. Het grote aantal door Leon (1993) voorgestelde parameters maakt dat ook deze reeks nog niet in concrete getalswaarden per parameter voor de verschillende ecosysteemtipes kan worden omgezet. Bovendien kunnen deze parameters pas voor beoordeling worden gebruikt als de normaal-waarden ('normal-ranges') per ecosysteemtipe bekend zijn. De AMOEBE-benadering die door DGW (nu RIKZ) is ontwikkeld (Ten Brink 1991) is meer op de praktijk toegesneden en houdt daarom sterk rekening met een gemakkelijke meetbaarheid van de gekozen parameters. De *soorten* en *soortengroepen* waarmee wordt gewerkt zijn bovendien nadrukkelijk gekozen in aansluiting op een ecosysteemspecifiek referentiebeeld; dat wil zeggen dat de normaal-waarden bekend zijn. Nu is dat voor grote wateren relatief gemakkelijk, maar het is ook voor terrestrische gebieden mogelijk (Klijn et al. 1990). Met name de relatieve soortenrijkdom van ecotopen ten opzichte van een 'norm' voor het ecotooptype blijkt als kwaliteitsparameter te kunnen worden gebruikt (Latour et al. 1991. Beugelink et al. 1992).

Uit de beschrijving van het model blijkt reeds dat gehalten van stoffen in de verschillende compartimenten worden berekend en niet een veranderende soortensamenstelling per functionele of ecologische soortengroep. Hierdoor is de uitvoer van het model niet direct te relateren aan kwaliteitsparameters zoals hierboven bedoeld. Alhoewel het project in eerste instantie wel tot doel had een dergelijke uitvoer, namelijk in termen van natuurwinst of -verlies, te genereren, bleek dit niet mogelijk door een gebrek aan gegevens over ecologische gevolgen van toxische stoffen. Met ecologische gevolgen wordt in dit verband bedoeld op bijvoorbeeld veranderingen in populatiegrootte, soortensamenstelling of decompositie. Hierover is te weinig bekend bij de gehalten van stoffen die we in het veld kunnen aantreffen, zoals blijkt uit de diverse bijdragen aan 'Flora en fauna chemisch onder druk' (Hekstra & Van Linden 1991).

Wel kan rekening gehouden worden met effecten op individuen zoals die in laboratoriumtoetsen zijn bepaald. Het betreft dan normen die betrekking hebben op toelaatbare gehalten in de bodem, in een individu, in de lever van een individu en dergelijke. Omdat CATS gehalten in diverse abiotische en biotische compartimenten berekent, is het mogelijk de uitkomsten te relateren aan dergelijke getalsnormen. Hiermee zijn de uitkomsten van het model dus wel in een normatieve context te plaatsen, namelijk door vergelijking van berekende gehalten met maximaal toelaatbare gehalten (het MTR-niveau). Het model kan zo wel worden gebruikt voor een beoordeling van risico's, maar geeft nog geen natuurwinst of -verlies in termen van veranderende soortensamenstelling. Dat laatste is pas mogelijk als meer gegevens beschikbaar komen over ecologische effecten in relatie tot stoffenbelasting.

3. VOORBEELDSTUDIES

3.1 Inleiding

Het model en de classificaties zijn bedoeld om voor ieder gewenst ecosysteemtype de gehalten van stoffen in de verschillende compartimenten te kunnen berekenen. Dat betekent dat we te maken hebben met drie variabelen:

- de stoffen (gedrag en ecotoxicologische aspecten)
- de ecosysteemtypen (voor de parameterisering van het model)
- een minimum aantal modelstructuren

Met betrekking tot de modelstructuren kan voorlopig volstaan worden met een beperkt aantal verschillende basismodellen, waarmee door middel van parameterisering alle ecosysteemtypen kunnen worden gedekt. Deze modellen verschillen naar het aantal biotische compartimenten en het aantal relaties in het voedselweb. Door de modulaire structuur van de CATS modellen kunnen nieuwe modellen relatief eenvoudig worden samengesteld.

Er wordt gestreefd naar meerdere CATS-modellen voor terrestrische ecosystemen, bijv:

- 1 voor graslanden (en ruigten);
 - 2 voor pioniergezelschappen (akkers, stuifzanden e.d.);
 - 3 voor bossen (en struwelen);
- en voor aquatische ecosystemen
- 4 met macrofyten (wortelende waterplanten);
 - 5 zonder macrofyten.

Op het moment zijn CATS-modellen operationeel voor graslanden en voor verschillende aquatische ecosystemen zonder waterplanten. Het is eenvoudig om de modellen aan te passen voor zowel zware metalen als organische microverontreinigingen (Traas et al. 1995b).

3.2 Voorbeeld 1: Cadmium in graslanden op vochtige voedselrijke standplaats

Het eerste terrestrische CATS-model is ingevuld voor het ecotooptype "grasland van vochtige voedselrijke standplaats" (type-aanduiding G48). Dit graslandtype is het meest voorkomende ecotooptype in Nederland, omdat vrijwel alle productiegraslanden ertoe behoren. Het basismodel voor grasland is echter ook bruikbaar voor graslanden van andere standplaats door de daarbij behorende parameterwaarden in te voeren.

Het graslandmodel is tot nu toe op twee manieren toegepast. Het ecotooptype (G48) is daarbij constant gehouden. Ten eerste is berekend in hoeverre een reductie van de

belasting doorwerkt in de verschillende compartimenten. Hierover is eerder gerapporteerd (Traas & Aldenberg 1992). Ten tweede is nagegaan wat de invloed is van een andere ondergrond door het ecoserietype te variëren, maar de belasting constant en gelijk aan de huidige te houden. Beide toepassingen maken het mogelijk voorlopige conclusies te trekken in relatie tot bestaande normen en NOEC's, Dit zal hieronder worden geïllustreerd.

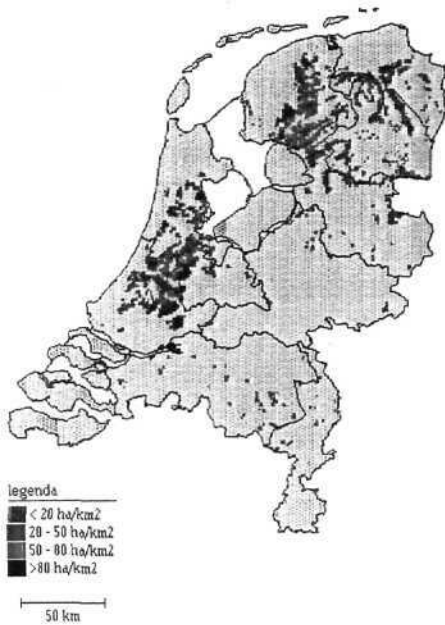
Er is nagegaan in hoeverre de verwachting dat verschillen in de ondergrond van doorslaggevend belang zijn, klopt. Deze verwachting is gebaseerd op het gegeven dat de fysisch-chemische beschikbaarheid van met name zware metalen, maar ook die van organische microverontreinigingen, vooral door de eigenschappen van de ondergrond wordt bepaald. De eigenschappen van de ondergrond zijn gedetermineerd door het ecoserietype, omdat de ecoseries immers als een ecologische bodem- en (grond)waterclassificatie kunnen worden beschouwd.

De volgende groepen ecoseries zijn bij de eerste proeven in beschouwing genomen:

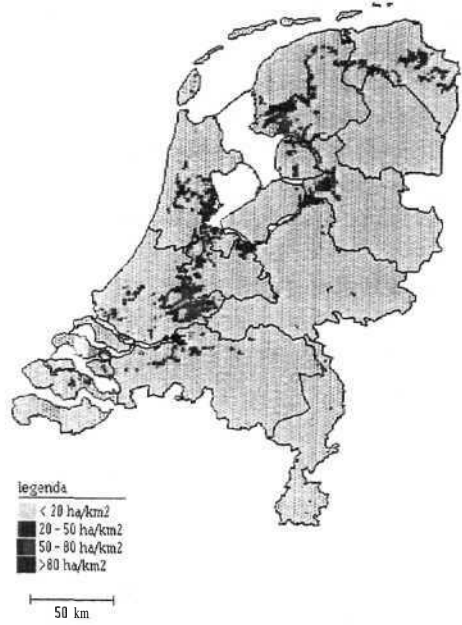
- V04/V06 (primair meso-eutrofe veengronden, alleen voorzover met matig diepe grondwaterstand; veelvuldig in ecodistrict 'laagveengebied')
- V08/V09/Z03 (veengronden en moerige zandgronden met kleidek, alleen voorzover met ondiepe tot matig diepe grondwaterstand; dominant in ecodistrict 'laagveengebied')
- K01/K02 (kalkloze lichte klei en zavel; veelvuldig in ecodistrict 'rivierengebied')
- Z12 (kalkloze humeuze zandgronden; vooral in ecoregio 'Pleistoceen Nederland')

Deze ecoseries zijn geselecteerd omdat ze ten eerste in grote aaneengesloten delen van het land (ecodistricten) dominant zijn; ten tweede weidebouw op deze ecoserietypen een belangrijke of zelfs het dominante landgebruikstype is; en ze ten derde grote verschillen in kleigehalten en organische-stofgehalten vertonen. Er mag dus een belangrijk verschil in fysisch-chemische beschikbaarheid verwacht worden.

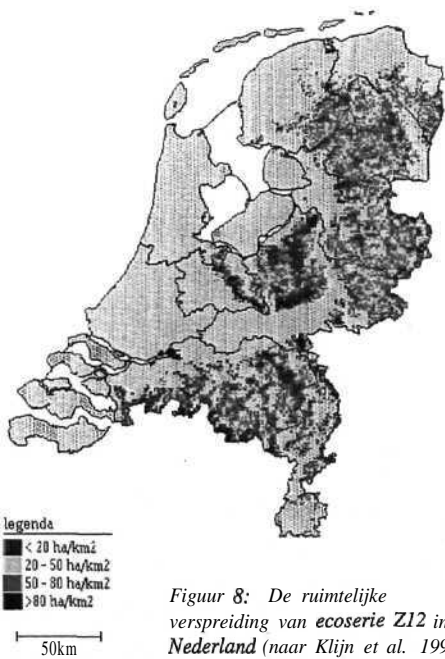
In figuren 6-8 is van drie van deze ecoseriegroepen, waarover hier resultaten worden gegeven, de ligging weergegeven.



Figuur 6: De ruimtelijke verspreiding van ecoserie V04 en V06 in Nederland (naar Klijn et al. 1992).



Figuur 7: De ruimtelijke verspreiding van ecoserie V08, V09 en Z03 in Nederland (naar Klijn et al. 1992).

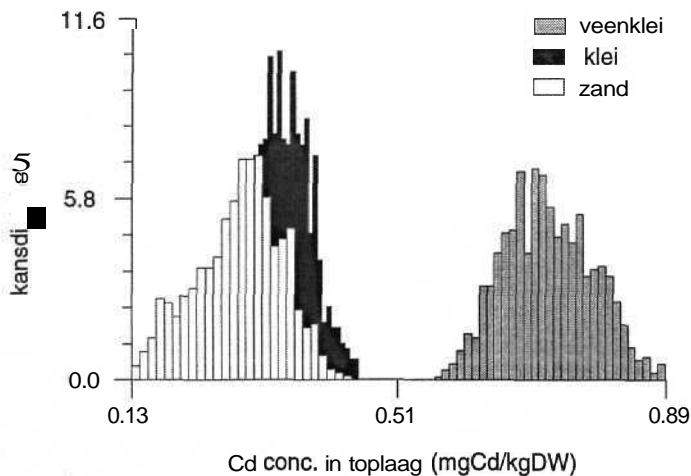


Figuur 8: De ruimtelijke verspreiding van ecoserie Z12 in Nederland (naar Klijn et al. 1992).

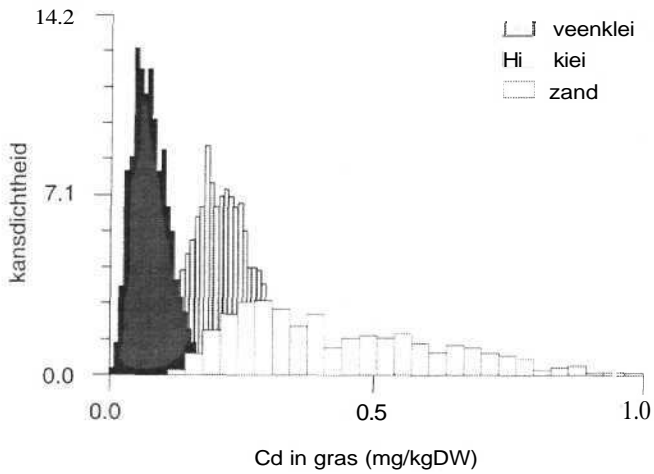
De resultaten van de modelberekeningen worden weergegeven als kansverdelingen, omdat de modellering berust op een probabilistische benadering. In figuur 9 is het totaalgehalte cadmium in de bovengrond weergegeven voor drie van de vier genoemde ecoseries bij de huidige belasting (tussen 5 en 8 g Cd/ha per jaar). Hieruit blijkt het totaalgehalte in de bovengrond het hoogste in de veengronden met kleidek (V04/V06) en het laagste in de zandgrond (Z12). Dit is het gevolg van vooral sterkere uitspoeling naar het grondwater, maar ook een grotere doorgifte naar biotische compartimenten. Dit laatste blijkt uit de gehalten in twee biotische compartimenten (fig. 10-11), namelijk de vegetatie en de functionele groep 'regenwormen'. Hierbij is de volgorde van de verschillende ondergronden volstrekt anders.

3.2.1 Risico's en normoverschrijding

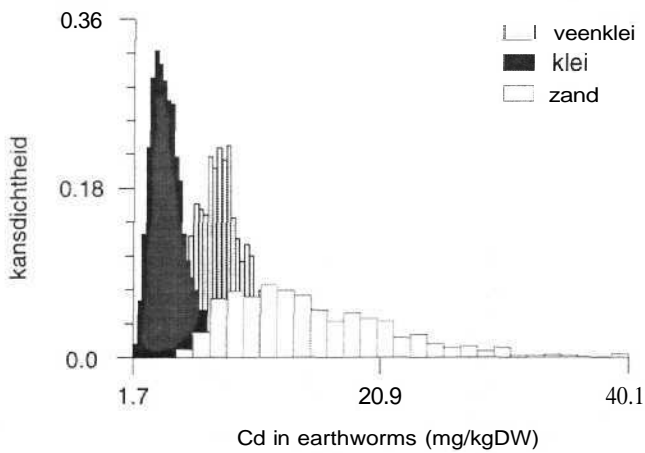
De berekende gehalten in de verschillende compartimenten kunnen nu worden gerelateerd aan vastgestelde of voorgestelde normen of bekende NOEC's. Daarbij kan de spreiding van uitkomsten worden omgezet in een waarschijnlijkheid van overschrijding van deze normen of NOEC's (fig. 12-13).



Figuur 9: *Kansverdeling van de Cd conc. in de toplaag, bij verschillende bodemtypes.*



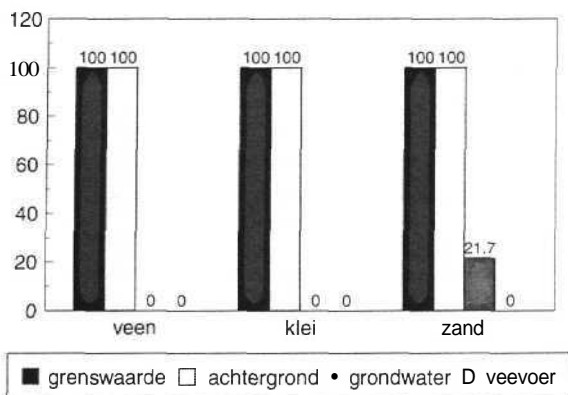
Figuur 10: Kansverdeling van Cd in gras bij verschillende bodemtypes



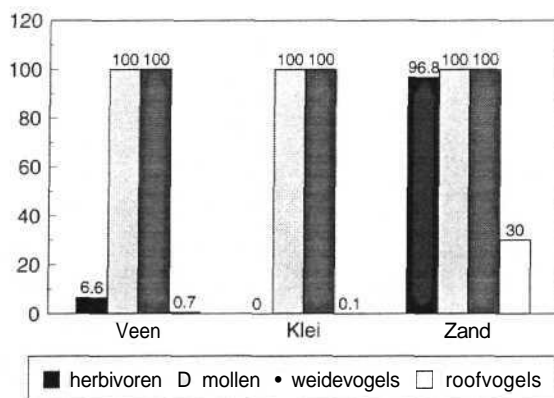
Figuur 11: Kansverdeling van de Cdconc. in regenwormen bij verschillende bodemtypes.

De gebruikte normen/ NOEC's voor cadmium zijn:

- Grenswaarde bodem (VROM 1994) gecorrigeerd voor organische stof en lutum en achtergrondgehalte bodem: 0.05 mg/kgDW
- bodemvocht vergeleken met de drinkwaternorm (ruw water): 0.0015 mg/l,
- veevoernorm: 1.2 mg/kg
- norm voor voedsel van vogels en zoogdieren: voorstel op grond van extrapolatie met 5% individuele NOEC-overschrijding: 0.35 mg/kg (Romijn et al. 1993,1994)



Figuur 12: Normoverschrijding van Cd. concentraties in bodem, bodemvocht en veevoer in het jaar 2015



Figuur 13: Normoverschrijding van Cd. concentraties voedsel voor verschillende functionele groepen in het jaar 2015

Uit figuren 12-13 blijkt, bij gelijkblijvende belasting met cadmium tot 2015, dat:

- De grenswaarden en achtergrondwaarden voor de bodem in 2015 in 100 % van de gevallen worden overschreden op alle ondergronden.
- Het grondwater gevaar loopt op de zandgronden, waar uitspoeling relatief gemakkelijk optreedt door geringe binding in de bovengrond.
- Het gehalte cadmium in het voedsel van mollen en weidevogels de voorgestelde norm van 0.35 mg/kg overschrijdt op alle gronden. Dit is toe te schrijven aan het relatief grote aandeel regenwormen in hun dieet.
- Het gehalte cadmium in het voedsel van herbivoren en roofvogels alleen op de zandgronden (Z12) tot een forse *overschrijding* van de voorgestelde norm leidt.
- De voorgestelde norm voor voedsel van mollen en weidevogels in alle gevallen wordt overschreden. Deze norm is gebaseerd op 5 % individuele NOEC-overschrijding, waarbij de onzekerheid betreffende de gevoeligheid van vogels en zoogdieren voor een belangrijk deel de forse overschrijding verklaart (Romijn et al. 1994).
- Alhoewel de voorgestelde norm voor mollenvoedsel in 100 % van de gevallen wordt overschreden, wordt de NOEC voor nierschade in mollen alleen op de kleigronden overschreden en daar nog slechts in 1.7 % van de gevallen.

Op basis van eerder genoemde scenariostudies kunnen de volgende conclusies worden getrokken over de noodzakelijke reductie van de belasting met cadmium:

- zelfs als de belasting met de helft wordt gereduceerd, zal nog een verdere stijging van het bodemgehalte plaatsvinden met een evenredige toename van het risico.
- om steady-state concentraties te bereiken in bodem en biotische compartimenten, moet de belasting tot maximaal 40 % van de huidige worden teruggebracht.

3.3 Voorbeeld 2: Cadmium in sedimentatiegebieden zonder macrofyten

Het tweede voorbeeld betreft een aquatisch basismodel voor wateren zonder noemenswaardige macrofytenvegetatie (CATS-2). Het is toegepast op het Haringvliet-Hollands Diep, Ketelmeer en IJsselmeer (fig. 14). Het model is gebruikt voor analyses waarbij de belasting met toxische stoffen wordt gevarieerd volgens beleidscenari'o's, bijvoorbeeld in het kader van het Rijn-Actieplan (RAP). Hierover is apart gerapporteerd (Traas et al. 1994). Daarnaast is het model geparametriseerd voor verschillende sedimentatiegebieden met het doel de risico's in deze gebieden te vergelijken.

Bij het modelleren van accumulatie van toxicanten in aquatische ecosystemen zijn er geheel andere processen van belang dan in terrestrische ecosystemen. De verwachting is dat de accumulatie en beschikbaarheid van toxicanten vooral bepaald wordt door de belasting, sorptie aan zwevend stof en de netto sedimentatie in het gebied. De eigenschappen van deze gebieden worden in dit geval bepaald door de relatieve interne homogeniteit van de ecodistricttypen:

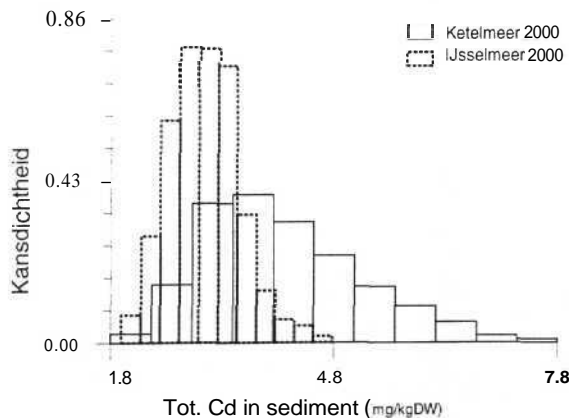
- Ketelmeer
- Usselmeer, segment B.



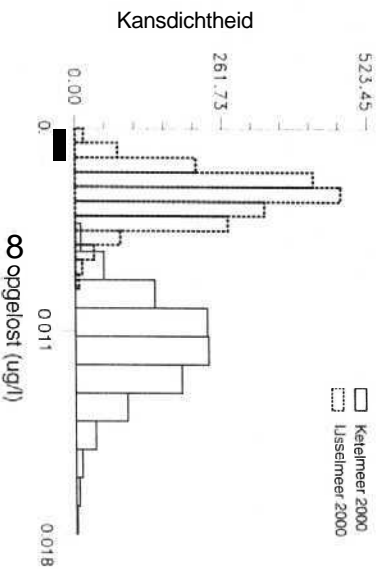
Fig 14: Ligging van de gemodelleerde gebieden. H = Hollands Diep/Haring Vliet (Traas et al 1994), K = Ketelmeer, A = Usselmeer, eerste segment, B = Usselmeer, tweede segment.

Deze gebieden zijn geselecteerd omdat ze gedurende lange tijd hebben gefungeerd als bezinkgebied voor gecontamineerd sediment (Beurskens 1995). De analyse richt zich op de risico's in de toekomst gegeven de sterk verbeterende waterkwaliteit van de Rijn en de IJssel. De jaargemiddelde waterkwaliteit tot aan 1991 is voor cadmium sterk verbeterd (RIZA 1991). De trend van deze verbetering is doorgetrokken tot aan het jaar 2000 en gebruikt voor het voorspellen van de waterkwaliteit en de accumulatie in sediment en voedselweb.

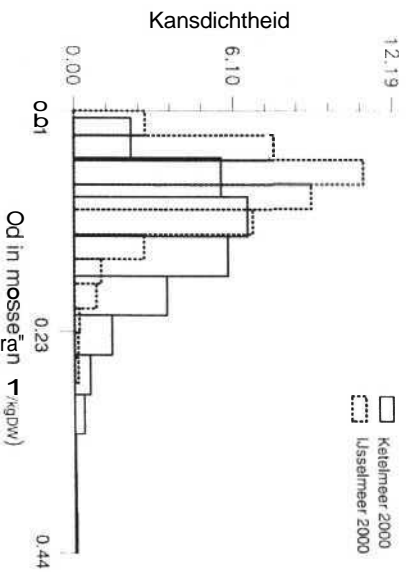
De voorspelling voor het jaar 2000 laat zien dat de onzekerheid in sedimentgehalten vrij groot is (fig. 15). Dit is voor een belangrijk deel het gevolg van de natuurlijke variatie in sedimentgehalte zoals gemeten door het RIZA (RIZA 1983). De gehalten in het sediment van het Ketelmeer in 1990 zijn hoger dan die in het IJsselmeer (niet getoond), maar door de verbetering van de waterkwaliteit worden de initiële verschillen steeds kleiner. De concentratie opgelost cadmium die als beschikbaar wordt verondersteld, vertoont grotere verschillen tussen beide meren (fig. 16). Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door verschillen in zwevend stofgehalte en cadmiumconcentraties in de aanvoer naar tussen de beide meren. Deze verschillen vertalen zich in zekere mate door naar filterende organismen als zoetwatermosselen (fig. 17), alhoewel minder dan verwacht op grond van figuur 16. De concentratie van cadmium in roofvissen als baars en snoekbaars neemt ook af met het voortschrijden van de tijd, waarbij hetzelfde fenomeen optreedt als bij de mosselen: de verschillen tussen de gebieden zijn in het jaar 2000 (fig 18) niet meer zo groot als in het jaar 1990.



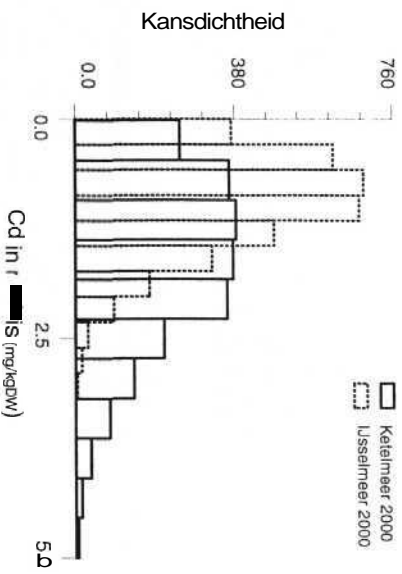
Figuur 15: Totaal Cd in nieuw ge vormd sediment van Ketelmeer en Usselmeer in het jaar 2000



Figuur 16: Opgelost $\mu\text{g/l}$ in Ketemeer en IJsselmeer (segment B) in het jaar 2000.



Figuur 17: Kansverdeling van cadmium in mosselen in Ketemeer en IJsselmeer in het jaar 2000.



Figuur 18: Kansverdeling van cadmium in mosselen in Ketemeer en IJsselmeer in het jaar 2000.

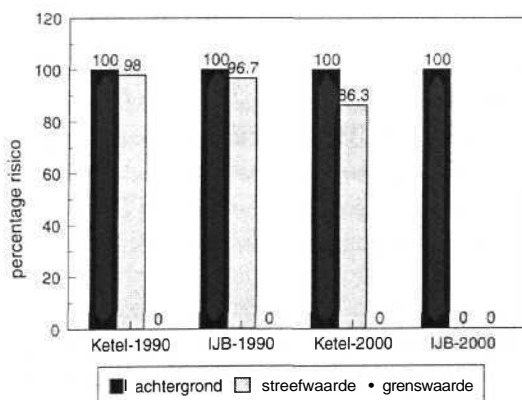
3.3.1 Risico's en normoverschrijding

De getoonde verdelingen zijn wederom gebruikt om in de jaren 1990 en het jaar 2000 de risico's van overschrijden van verschillende normen, NOECs of LC50's te berekenen (Traas et al. 1994):

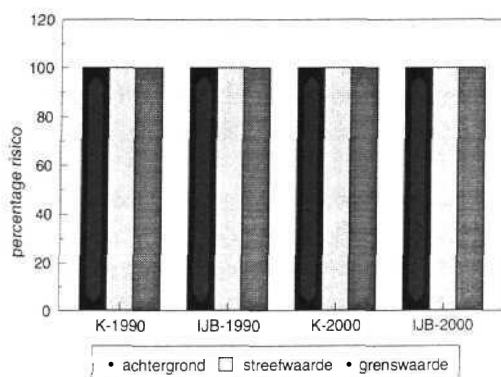
- Overschrijding van milieukwaliteitsnormen (VROM 1994) voor opgelost cadmium, totaal opgelost cadmium (inclusief zwevende stof) en sediment.
- Visconsumptienormen
- Overschrijding van de laagst gevonden LC50 per functionele groep, zoals ontleend aan de AQUIRE database (US-EPA)
- Overschrijding van de inname-norm voor vogels (Romijn et al. 1993, 1994)
- Overschrijding van effectconcentraties voor driehoeksmosselen, eenden en visetende vogels.

Milieukwaliteitsnormen

In figuur 19 zijn de risico's op Overschrijding van de kwaliteitsnormen voor opgelost cadmium weergegeven. De huidige waterkwaliteit zoals afgemeten aan het opgelost gehalte (1990) is zowel in Ketelmeer als IJsselmeer zodanig dat de grenswaarde al niet meer wordt overschreden (0% risico). De kans dat de streefwaarde wordt overschreden in 1990 is hoog voor zowel IJsselmeer als Ketelmeer. Door de verbeterende kwaliteit van het rivierwater wordt de streefwaarde voor het Usselmeer vermoedelijk bereikt voor het jaar 2000 maar nog niet voor het Ketelmeer. Hier bedraagt de kans op Overschrijding van de streefwaarde nog steeds 86 %. Het model voorspelt dat de achtergrondwaarde in beide gebieden in het jaar 2000 nog niet bereikt wordt.



Figuur 19: Kans op overschrijding van normen voor Cd-opgelost in de jaren 1990 en 2000. IJB = Usselmeer, deel B.



Figuur 20: Overschrijding van Cd normen voor sedimenten in de jaren 1990 en 2000. IJB = IJsselmeer, deel B.

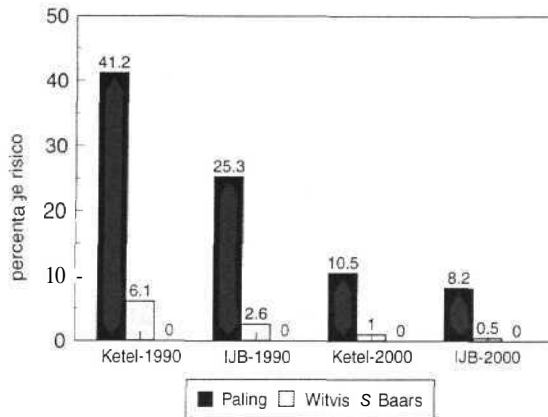
De sedimentkwaliteit (fig. 20) verbetert veel langzamer dan de waterkwaliteit. Zowel in 1990 als in 2000 wordt bijna volledige overschrijding van alle milieukwaliteitsnormen berekend voor beide gebieden.

Visconsumptienormen

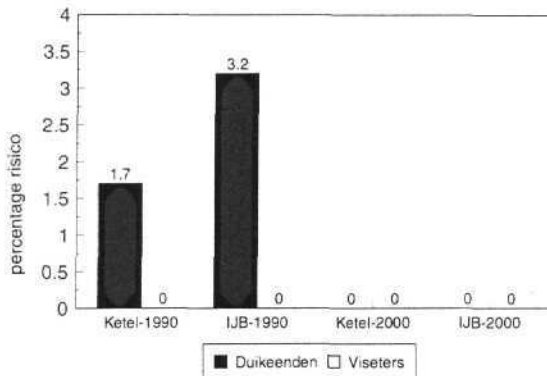
Vis voor menselijke consumptie moet voldoen aan de FAO-kwaliteitseis van 0,05 mg Cd/kg DW (RIZA 1989). De roofvissen voldeden in 1990 al aan deze norm, en zullen dit ook in de toekomst doen, gezien de verbeterde waterkwaliteit (fig. 21). Benthivore vissen, zoals paling, accumuleren het meeste cadmium, zodat de kans op FAO-normoverschrijding in 1990 berekend wordt op 41% in het Ketelmeer en 25% in het Usselmeer. In 2000 zijn deze risico's aanmerkelijk gedaald. Deels benthivore vissen (witvis) accumuleren minder cadmium dan paling, en meer dan roofvissen. De berekende overschrijdingskansen van consumptienormen zijn voor deze groep ongeveer 6% in 1990 voor het Ketelmeer. In het jaar 2000 worden nagenoeg geen consumptienormen meer overschreden door witvis.

NOECs in voedsel

Romijn et al. (1993, 1994) berekenden een norm voor maximum toelaatbare concentraties in het voedsel van vogels en zoogdieren, gebaseerd op een beperkte set NOEC's. Zij combineerden de data voor vogels en zoogdieren. Hieruit werd een NOEC van 0.35 mg/kg voedsel (DW) berekend. Deze is vergeleken met de berekende gemiddelde concentratie in voedsel van eenden en visetende vogels. Het model voorspelt dat in 1990 mosseletende eenden een gering risico lopen in het Ketelmeer en een nagenoeg verwaarloosbaar risico in het Usselmeer.



Figuur 21: Overschrijding van visconsumptienormen in het jaar 2000. IJB = Usselmeer deel B.



Figuur 22: Overschrijding van voedselkwaliteitsnormen voor eenden en viseters in het jaar 2000

In het jaar 2000 zijn de risico's verwaarloosbaar. Het voedsel van visetende vogels bevat relatief weinig cadmium, zodat de norm voor viseters nergens wordt overschreden (i.e. de kans op Overschrijding is nagenoeg 0).

De conclusie die we kunnen trekken uit een vergelijking van de risico's in beide gebieden is, dat de afname van de cadmiumbelasting van de Rijn en de IJssel zowel in het Ketelmeer als in het Usselmeer lagere risico's tot gevolg heeft. De cadmiumconcentraties in het nieuw gevormde sediment van beide gebieden vertonen in het jaar 2000 een grote overeenkomst.

3.4 Algemene conclusies

De rol van de bodem voor de beschikbaarheid van stoffen speelt een belangrijke rol. In aquatische ecosystemen is de hoeveelheid zwevend stof en het bindend vermogen van het sediment eveneens zeer belangrijk voor de biologische beschikbaarheid van de stof. De combinatie van belasting en bindend vermogen van (water)bodem en zwevend stof bepaalt in bovenstaande voorbeelden de verschillen tussen de berekeningen voor de verschillende ecoseries. Deze regionale voorspellingen zijn echter nog onvoldoende gevalideerd met veldgegevens.

Onvoldoende is onderzocht in hoeverre verschillen in gevoeligheid tussen soorten of groepen van soorten de totale ecosysteemrespons bepaalt. De huidige kennis op het gebied van dosis-effectrelaties is nog te fragmentarisch om deze vraag te beantwoorden. Slechts voor specifieke case-studies is dit nu mogelijk (bijv. Brock et al. 1992a,b, 1993).

4. DISCUSSIE

In dit rapport is een overzicht gegeven van onderzoek dat is uitgevoerd in het kader van het project "Ecosysteemrendement". Dat project had tot doel een voor het beleid toegankelijk onderzoeksinstrument te ontwikkelen, waarbij van alle eerder in de "ecosysteemlijn" van PEIS verzamelde kennis gebruik zou worden gemaakt. Nu PEIS tot een einde is gekomen (Hekstra, 1993) is het gewenst aan te geven in welke richting naar ons idee het onderzoek zich zou moeten ontwikkelen. Daarbij zullen we de resultaten van het project plaatsen in de context van een aantal adviezen terzake, van respectievelijk de Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek (Rijken et al. 1992, RMNO 1993a), de Gezondheidsraad (1994) en de Nationale Raad voor het Landbouwkundig Onderzoek (Denneman 1994).

4.1 Ecosysteemclassificaties

De ecosysteemclassificaties waren ondermeer bedoeld om ecosysteemmodellen te parametriseren met systeemspecifieke parameterwaarden. Het bleek echter moeilijk om alle gewenste parameterwaarden voor alle onderscheiden ecoserie- en ecotooptypen bij elkaar te brengen.

Voor terrestrische ecoseries kon voor het kwantificeren van relevante bodemparameters worden geput uit het vele systematisch verzameide materiaal bij het Staring Centrum. Daar blijkt de decennia-lange investering in systematische kartering en bemonstering nu een groot voordeel. Voor aquatische ecoseries bleken echter geen gemakkelijk toegankelijke systematische overzichten van abiotische parameters voorhanden. Wel zijn er veel puntmetingen verricht, maar een specificatie per watertype bleek onmogelijk. Dit is door waterbeheerders en gegevens-beherende instanties veelvuldig tegengesproken, maar geen van allen bleek bij nader inzien het gevraagde te kunnen leveren. We pleiten dan ook voor het opzetten van een gegevensbank van abiotische (waterbodem e.d.) en biotische meetgegevens. Deze zou niet alleen gedifferentieerd moeten zijn naar locatie, maar ook naar watertype. Bovendien moeten niet alleen gegevens over verontreinigingen worden opgenomen, maar ook 'basisgegevens', zoals pH, organische stofgehalte, textuur e.d. Voor landsdekkende toepassingen is het mogelijk voor terrestrische systemen een landsdekkend geografisch databestand van ecoseries te gebruiken. Een ecotopen-bestand kan slechts benaderd worden, omdat geen voldoende betrouwbare landsdekkende kartering heeft plaatsgevonden.

Voor aquatische ecosystemen bleek het ten eerste moeilijk voor alle onderscheiden ecosystemtypen de voor het model noodzakelijke parameters te vinden. Ten tweede ontbreekt het aan een systematische kartering van water-ecosystemen naar de gewenste indelingskenmerken. Dit geldt zowel voor ecoseries als ecotopen.

4.2 CATS modellen

Met de CATS modellen kunnen veranderingen in het gehalte van toxische stoffen in abiotische en biotische compartimenten worden berekend. Deze dynamische modellen bevatten een aantal terugkoppelingen, zodat inzichtelijk wordt waar stoffen blijven die het systeem niet verlaten. Deze terugkoppelingen en het feit dat het model berust op een dynamisch evenwicht tussen abiotische en biotische compartimenten via koolstofstromen, maakt dat het in principe ook mogelijk is ecologische neveneffecten (De Snoo et al. 1994) te berekenen. Bij ecologische neveneffecten gaat het om de gevolgen van een veranderende beschikbaarheid van voedsel(organismen) voor daarvan afhankelijke soorten(groepen). Om deze effecten te kunnen berekenen, moeten dosis-effectrelaties voorhanden zijn van de te bestuderen stof voor relevante organismen die daadwerkelijk in een ecosysteem samen voorkomen. Slechts voor een gering aantal stoffen is deze kennis aanwezig. Het betreft onder andere Chloorpyrifos, waarvan het Staring Centrum de effecten zowel in het laboratorium als in microcosms heeft bestudeerd. Door de dosis-effect relaties in een CATS model op te nemen, konden zowel directe, toxische effecten als indirecte, ecologische effecten worden berekend (Traas et al. 1995c).

Een kritische reflectie op de CATS-modellen laat een aantal knelpunten zien. Het model vereist een grote hoeveelheid gegevens, juist doordat het zowel koolstofstromen als toxische stofstromen in beschouwing neemt. Het blijkt tijdrovend om voldoende gedetailleerde en betrouwbare gegevens te verzamelen. Schattingen van ontbrekende groei-, respiratie en opname parameters m.b.v. lichaamsgroote-relaties zijn mogelijk (Peters 1983), maar leiden tot additionele onzekerheid.

4.3 De relatie tussen **classificaties, model** en **ecotoxicologische gegevens**

Het voorspellingsmodel en de classificaties zijn parallel ontwikkeld. Omdat dit op verschillende plaatsen is uitgevoerd is de koppeling niet optimaal. De classificatie van ecotopen is juist voor toepassingen in het stoffenbeleid nadrukkelijk op de bodemfauna en (ook) de aquatische macrofauna gericht. Doordat in de CATS modellen echter ook andere functionele groepen zijn opgenomen, is de aanleverende rol van de classificatie aan de CATS-modellen minder dan oorspronkelijk beoogd, mede omdat bleek dat slechts enkele bodemfauna-groepen goed onderzocht zijn met betrekking tot bioaccumulatie.

Bij de classificatie van ecotopen bleek de onderbouwing vanuit empirische onderzoeksgegevens veel tijd te vergen, evenals een nadere beschrijving van de ecotootypen in termen van soortensamenstelling. Deze wetenschappelijke verantwoording van de classificatie heeft er toe geleid dat het kwantificeren van voor het model belangrijke parameters relatief weinig aandacht heeft gekregen. Dit betekent dat de indeling niet zozeer een verdere

toetsing behoeft, maar een verdere, toepassingsgerichte, invulling. Daarbij gaat het in eerste instantie om het kwantificeren van allerlei proceskenmerken, bijbehorende voedselwebstructuren volgens een 'functionele benadering in de ecologie (zie ook RMNO, 1993). De huidige invulling (Van der Hoek & Verdonschot, 1994; Sinnige et al., 1994) is een eerste aanzet.

Het grootste knelpunt bij het berekenen van natuurwinst en -verlies blijkt het ontbreken van dosis-effect-relaties van "voldoende" stoffen op "voldoende" biotische compartimenten. Voor veel stoffen worden verspreide gegevens gecombineerd met extrapolaties, maar vaak ontbreekt de empirische basis.

4.4 Naar een gebiedsgerichte risicobeoordeling

Het stoffenbeleid is voor een belangrijk deel gericht op concrete geografische gebieden. In de meeste gevallen zal daarbij dan ook sprake zijn van heterogene gebieden. Dergelijke gebieden kunnen worden voorgesteld als complexen of mozaïeken van ecosystemen. Om flexibel op vragen vanuit het beleid te kunnen reageren en in feite onafhankelijk van gebiedsgrootte en schaal te kunnen werken, kan gebruik worden gemaakt van geografische informatiesystemen (GIS). De ontwikkelde classificaties en modellen zijn immers generiek, hetgeen betekent dat voor verschillende ruimtelijke schaalniveaus een risicoanalyse kan worden uitgevoerd. Met behulp van GIS kunnen databestanden die betrekking hebben op de ruimtelijke dimensie op verschillende schaalniveaus worden gekoppeld aan modellen die vooral betrekking hebben op de tijdsdimensie, zoals CATS. Eenvoudig voorgesteld, kan een gebiedsgerichte risicoanalyse worden gebaseerd op:

- kaarten betreffende belastingen, uitgangshechten en ecosystemen;
- ecologische dosis-effectrelaties.

De in hoofdstuk 2 besproken classificaties zijn het middel om de ligging van ecosystemen geografisch vast te leggen op een wijze die aansluit bij de CATS-modellen. De CATS-modellen op hun beurt zijn het middel om dosis-effectrelaties voor gegeven scenario's te genereren. De combinatie van beide maakt een gebiedsgerichte risicoanalyse mogelijk. Op dit punt is een analogie te constateren met het voorspellingsmodel DEMNAT-2 (Dosis-Effect-Model Natuur-Terrestrisch), zoals dat door RIVM, RIZA, CML, RHHB en LUW is ontwikkeld (Witte et al. 1992a, Beugelink et al. 1992, Claessen et al. 1994). DEMNAT is een GIS-geïntegreerd voorspellingsmodel voor de voorspelling van effecten van verdroging. Het gaat eveneens uit van ecoseries en ecotopen, zij het dat tot nu toe alleen naar terrestrische ecosystemen en naar effecten op de vegetatie is gekeken. Door deze inperkingen en vanwege het feit dat van de effecten van verdroging op de vegetatie meer bekend is, is DEMNAT als GIS-geïntegreerd voorspellingssysteem duidelijk verder ontwikkeld. DEMNAT kan als voorbeeld dienen voor een mogelijke ontwikkelingsrichting voor een GIS-geïntegreerd voorspellingssysteem voor stoffen.

Voor een concreet gebied van willekeurige grootte zijn voor een gebiedsgerichte risico-analyse de volgende gegevens nodig,

- een ruimtelijk beeld van de belasting met stoffen en van huidige gehalten
- een ruimtelijk beeld van de ecosysteemtypen, in dit geval te beschouwen als combinaties van ecoseries en daarop voorkomende ecotopen

Voor een gebiedsgerichte risicoanalyse kan worden gewerkt met de huidige uitkomsten van CATS-modellen, in termen van gehalten in abiotische en biotische compartimenten. Deze kunnen worden gerelateerd aan bestaande normen. Per ecosysteemtype kan een belasting-risico-relatie worden vervaardigd. Dit levert een of meerdere uitkomsten in termen van risico's per geografische eenheid (kaartvlak of gridcel).

Hogere, mobiele dieren kunnen blootgesteld worden in een heterogeen verontreinigd landschap. Het is afhankelijk van de beleidsdoelstellingen in welke mate rekening moet worden gehouden met voedselvergarings in een heterogeen landschap.

4.5 'Ecosysteemrendement' in relatie tot recente adviezen aan de regering

De Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek (RMNO), de Gezondheidsraad (GR) en de Nationale Raad voor het Landbouwkundig Onderzoek (NRLO) hebben zich de afgelopen jaren onder meer gericht op advisering omtrent ecotoxicologische vraagstukken. De RMNO heeft in concreto over PEIS geadviseerd (Rijken et al., 1992), en over ecotoxicologie ook in haar recente advies 'Kennis voor Morgen'(RMNO 1993). Gezamenlijk met de NRLO heeft de RMNO een advies over systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek uitgebracht (NRLO & RMNO 1993). Bij de Gezondheidsraad is een permanente commissie ecotoxicologie werkzaam, die onder meer naar doorvergifting kijkt (Gezondheidsraad 1994). Tenslotte heeft nog een ad-hoc Beraad Systeemecologie voor het Stoffenbeleid aan DGM-SVS geadviseerd (Van Linden & Van Straalen, 1993).

De bovengenoemde adviesorganen leggen elk wat andere accenten, maar tegelijkertijd is er sprake van een zekere convergentie van de inhoud van de adviezen. Deze convergentie kan als volgt worden aangeduid:

- meer aandacht voor strategisch onderzoek rond ecotoxicologische vraagstukken (NRLO & RMNO, 1993)
- meer aandacht voor de relatie ecotoxicologie-systeemecologie (NRLO & RMNO 1993, Rijken et al. 1992, Van Linden & Van Straalen 1993)
- het gebruik van modellen om empirisch (veld)onderzoek te sturen (Van Linden & Van Straalen 1993)
- aandacht voor verschillen in gevoeligheid van ecosystemen en een mogelijk noodzakelijke gebiedsgerichte differentiatie (Rijken et al., 1992)
- een sterkere integratie van ecologisch, toxicologisch, milieuchemisch onderzoek in de vorm van geïntegreerde modellering in relatie tot geografische heterogeniteit (Rijken

et al., 1992)

De hier genoemde aandachtspunten, met name het laatste geparafraseerde inhoudelijke advies van de RMNO (Rijken et al. 1992), zijn in het onderzoeksproject Ecosysteemrendement al richtinggevend geweest. Een confrontatie van de doelstellingen en resultaten van Ecosysteemrendement met de genoemde adviezen laat zien dat PEIS-ecosysteemrendement reeds de weg was ingeslagen die nu wordt gepropageerd. We kunnen constateren dat dit echter nog niet heeft geleid tot een operationeel landsdekkend voorspellingsmodel. Dit is voor een belangrijk deel te wijten aan het nagestreefde detailniveau en het ontbreken van voldoende milieuchemische, ecologische en toxicologische informatie op dit niveau. De ervaringen met CATS en de ecosysteemclassificaties laten zien dat een zekere herorientatie ten aanzien van onderzoeksprioriteiten gewenst is.

5. CONCLUSIES

- Ecosysteemclassificaties maken het mogelijk ecosysteemmodellen voor risico's van stoffen te parametriseren met systeemspecifieke parameterwaarden. In dit rapport zijn de ecosysteem classificaties van ecotopen en ecoseries gebruikt. Voor terrestrische ecoseries konden relevante bodemparameters worden gekwantificeerd. Voor aquatische ecosystemen ligt de zaak beduidend moeilijker. Het bleek moeilijk om voor alle onderscheiden ecosysteemtypen de voor de modellering noodzakelijke parameters voldoende betrouwbaar te kwantificeren.
- Van de abstracte classificatie-eenheden moet een ruimtelijk beeld worden vervaardigd. Voor terrestrische ecoseries bleek dit goed mogelijk. Voor aquatische ecosystemen ontbreekt het aan een systematische kartering naar de gewenste indelingskenmerken. Dit geldt zowel voor ecoseries als ecotopen.
- Het ecotoxicologisch model en de classificaties zijn parallel ontwikkeld. Omdat dit op verschillende plaatsen is uitgevoerd is de koppeling niet op alle punten optimaal. De classificatie van ecotopen is juist voor toepassingen in het stoffenbeleid nadrukkelijk op de bodemfauna en (ook) de aquatische macrofauna gericht. Doordat in de CATS modellen echter ook andere functionele groepen zijn opgenomen, is de aanleverende rol van de classificatie aan de CATS-modellen minder dan oorspronkelijk beoogd.
- Bij de classificatie van ecotopen bleek de onderbouwing vanuit empirische onderzoeksgegevens veel tijd te vergen. Dit betekent dat de indeling niet zozeer een verdere toetsing behoeft, maar een verdere, toepassingsgerichte, invulling. Daarbij gaat het in eerste instantie om het kwantificeren van allerlei proceskenmerken en bijbehorende voedselwebstructuren volgens een functionele benadering in de ecologie
- De ecosysteemclassificaties zijn het middel om de ligging van ecosystemen geografisch vast te leggen op een wijze die aansluit bij de CATS-modellen. De CATS-modellen op hun beurt zijn het middel om dosis-effectrelaties voor gegeven scenario's te genereren. De combinatie van beide maakt een gebiedsgerichte risicoanalyse mogelijk.
- In de voorbeelden is getoond dat de CATS modellen ranges van te verwachten concentraties berekenen, op verschillende plaatsen in het milieu en het voedselweb. Op basis hiervan kunnen verschillende soorten risico kunnen worden berekend zoals beschreven in paragraaf 3.2.1 en 3.3.1

- De parametrisering van aquatische ecoseries is door een verrassend gebrek aan landsdekkende data onvoldoende voor een goede parametrisering van de CATS modellen. Door gegevens van RIWA en RIZA te combineren kan dit probleem deels worden opgelost voor de Rijkswateren. Het verdient daarom aanbeveling om parameters die de beschikbaarheid van toxische stoffen in water bepalen, in een landsdekkende database op te nemen.
- Het verdient aanbeveling om naast de hier getoonde voorbeelden voor cadmium, een risico-beoordeling uit te voeren voor een groter aantal stoffen en ecoseries.
- Het grootste knelpunt bij het berekenen van natuurwinst en -verlies blijkt het ontbreken van dosis-effect-relaties van "voldoende" stoffen op "voldoende" biotische compartimenten.
- Voor de meeste stoffen zal de risicobeoordeling moeten worden gebaseerd op de kans op overschrijding van bestaande normen en of grenswaarden betreffende het abiotische milieu of het voedselweb.
- Aansluitend bij de rapportage van adviescommissies wordt aanbevolen om modellering van directe en indirecte effecten van stoffen in ecosystemen te stimuleren.
- Omdat ecologische effectbeoordeling berust op zowel de classificatie als de modellering, geldt dat beide (verder) gevalideerd moeten worden.

LITERATUUR

- Aldenbergh, T., Slob, W. (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotox. Environ. Saf.* 25: 48-63.
- Beugeling, G.P., Claessen, F.A.M., Mülschlegel, J.H.C. (1992). Effecten op natuur van grondwaterwinning t.b.v. Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening en MER (Effects on nature of groundwater withdrawal in behalf of the Policy Plan for Public and Industrial Water Supply and EIA). (in Dutch). RIVM report no. 714305010. Bilthoven/ RIZA nota no. 92.059, Lelystad.
- Bourskens, J.E.M. (1995). Microbial transformation of chlorinated aromatics in sediments. Ph.D. Thesis, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Boesten, J.J.T.I. (1991). Bioavailability of organic chemicals in soil related to their concentration in the liquid phase. Report no 54. DLO The Winand Staring Centre, Wageningen The Netherlands.
- Bolsius, E.C.A., Eulderink, J.H.M. (red.) et al., (1994). Een digitaal bestand voor de landschapsecologie van Nederland. Rijksplanologische Dienst. LKN-rapport 4, Den Haag.
- Brock, T.C.M., Crum, S.J.H., van Wijngaarden, R., Budde, B.J., Tijink, J., Zuppelli, A., Leeuwangh, P. (1992a). Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in Indoor Elodea-dominated and macrophyte free freshwater model ecosystems: I. Fate and primary effects of the active ingredient Chlorpyrifos. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 69 - 84.
- Brock, T.C.M., van den Bogaert, M., Bos, A.R., van Breukelen, S.W.F., Reiche, R., Terwoert, J., Suykerbuyk, R.E.M., Roijackers, R.M.M. (1992b). Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in Indoor Elodea-dominated and macrophyte free freshwater model ecosystems: II. Secondary effects on community structure. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 391-409.
- Brock, T.C.M., Vet, J.J.R.M., Kerkhofs, M.J.J., Lijzen, J., van Zuilekom, W.J., Gijlstra, R. (1993). Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in Indoor Elodea-dominated and macrophyte free freshwater model ecosystems: III. Aspects of ecosystem functioning. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 160-169.
- Chardon W.J. (1984). Mobility of cadmium in soils (in dutch). Thesis Agricultural University Wageningen, NL (LUW).
- Claessen, F.A.M., Klijn, F., Witte, J.P.M., Nienhuis, J.G. (1994). Ecosystem classification and hydro-ecological modelling for national water management. Pages 199-222 in Klijn, F. (ed.), 1994. Ecosystem classification for environmental management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/ Boston/ London.
- De Snoo, G.R., Canters, K.J., De Jong, F.W.M., Cuperus, R. (1994). Integral hazard assessment of side effects of pesticides in the Netherlands — a proposal. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13: 1331-1340.
- Edwards C.A., Lofty J.R. (1977). *Biology of earthworms*. Chapman and Hall. London. 2nd edition, 333 p. ISBN 0412 14940 0.
- Elbers, M.A., Traas, Th.P. (1993). BIOMAG: risico-analyse van bodemverontreiniging voor terrestrische vertebraten. CML report 93 : 71 pp.
- Everts, F.H., De Vries, N.P.J., Udo de Haes, H.A. (1982). Een landelijk systeem van ecotootypen. CML-mededeling 8, Leiden.
- Gezondheidsraad (1988). Ecologische normen waterbeheer. Deeladvies II: Keuze van de parameters. Gezondheidsraad, publikatie nr. 1988/28, Den Haag.
- Gezondheidsraad (1989). Ecologische normen waterbeheer. Deeladvies III: Beschrijving van de parameters. Gezondheidsraad, publikatie nr. 1989/21, Den Haag.

- Gezondheidsraad (1991). Quality parameters for terrestrial ecosystems and sediments. A selection of practical ecotoxicological assessment methods. Gezondheidsraad, publication no. 91/17E, Den Haag. 82 pp.
- Gezondheidsraad (1994). Ecotoxicologie op koers. Gezondheidsraad, publikatie nr 1994/13, Den Haag. 86 pp.
- Gorree, M., Tamis, Traas, Th.P., Elbers, M. (1994). BIOMAG: a model for biomagnification in terrestrial food chains. Accepted for publication.
- Hekstra, G.P. (1993). Ecologische inpasbaarheid van het omgaan met stoffen. Beoordelingssystemen voor stoffen in ecosystemen. Eindrapportage PEIS. Ministerie van VROM. SVS, Den Haag.
- Hekstra, G.P., van Linden, F.J.M. (1990). Flora en fauna chemisch onder druk. Symposium Arnhem 1990. Pudoc, Wageningen : 376 pp.
- Jongbloed, R.H., Traas, T.P., Luttk. R. (1994). a probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators. Part 2: calculations for DDT (DDE) and cadmium. submitted.
- Klijn, F., Latour, J.B., Nip, M.I., Groen, C.L.G., Udo de Haes, H.A. (1990). De Milieukwaliteit van ecodistricten. Deel 1: Ecologische normstelling en milieukwaliteitsbepaling. RIVM rapport nr. 751901002.
- Klijn, F., Latour, J.B., Nip, M.I., Groen, C.L.G., Udo de Haes, H.A., Van den Berg M.M.H.E., Hofstra, J.J. (1990). De milieukwaliteit van ecodistricten. Deel 2: Methode en aanzet tot uitwerking. RIVM-rapport 751901003, Bilthoven/ CML mededelingen 63, Leiden, 110 pp.
- Klijn, F., ter Harmsel, A., Groen, C.L.G. (1992). Ecoseries 2.0. Naar een ecoserieclassificatie ten behoeve van het hydro-ecologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2. CML report 85, Leiden/Bilthoven.
- Klijn, F., Runhaar, J., Van 't Zelfde, M. (1995) (in voorber.). Ecoseries 2.1. Verbetering en operationalisatie van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT 2.1 — Technisch rapport. CML, Leiden.
- Kooijman S.A.L.M. (1987). A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species.. Water Res. 21: 269-276.
- Latour, J.B., Groen, C.L.G. Van 't Zelfde, M. (1991). De milieukwaliteit van de ecodistricten het Laagveengebied en de Kalkrijke Duinen. RIVM-report 711901001, Bilthoven/ CML-report 73, Leiden.
- Leon C. (1993). Kwaliteit van en herstelparameters voor chemisch beïaste ecosystemen. IBN-DLO rapport 010, IBN Wageningen.
- Ma, W.C.; Denneman, W.; Faber, J. (1991). Hazardous Exposure of Ground-Living Small Mammals to Cadmium and Lead in Contaminated Terrestrial Ecosystems. Arch Environ Contam Toxicol 20: 266-270.
- Ma W, Edelman Th., van Beersum I., Jans Th. (1983). Uptake of cadmium, zinc, lead and copper by earthworms near a zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter.. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30: 424-427.
- NRLO & RMNO (1993). Systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek (Hoofdlijnen). NRLO-rapport 93/24/ Publikatie RMNO nr. 91, Rijswijk, 69 blz.
- Okkerman, P.C., Van de Plassche, E.J., Emans, H.J.B., Canton, J.H. (1993). Validation of some extrapolation methods with toxicity data derived from multiple species experiments. Ecotox. Environ. Saf. 25: 341-359.
- Peters, R.H. (1983). The ecological implications of body size. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press.
- Rijken, A.K.M.; de Smidt, J.T., Verkroost, A.W.M. (1992). Advies over het project ecologische inpasbaarheid van het omgaan met stoffen (PEIS). RMNO publikatie nr 71 (1992), RMNO Rijswijk : 24 pp.

- RIZA (1983). MIVEOS database, metingen aan sedimenten in Nederland. DBW/RIZA, Lelystad.
- RiZA (1989). Kansen voor waterorganismen. DBW/RIZA, Lelystad.
- RIZA (1991). Waterkwaliteitsmetingen van Nederlandse Rijkswateren, RIZA, Lelystad. Geraadpleegd via de Waterkwaliteit-database van RIVM Bilthoven, afdeling LWD-RIS.
- RMNO (1993). Kennis voor Morgen. Advies inzake de milieu- en natuuronderzoek infrastructuur. Publikatie RMNO nr. 83. Rijswijk.
- Romijn, C.A.F.M., Luttkik, R., van de Meent, D., Slooff, W., Canton, J.H. (1993). Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria .1. aquatic food chains. *Ecotoxicol Environ Safety* 26: 61-85.
- Romijn, C.A.F.M., Luttkik, R., Canton, J.H. (1994). Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. 2.terrestrial foodchains. *Ecotox. Environ. Saf.* 27: 107-127.
- Runhaar, H., Klijn, F. (1993). Aanzet tot een aquatische ecoserie-indeling. CML rapport 98, Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Schobben, J.H.M. (1991). Onderbouwing van de keuze voor te modelleren AMOEBE-soorten. DGW-notitie GWAO-91.132 : 24 pp.
- Sinnige, C.A.M.; Tamis, W.L.M.; Klijn, F. (1991). Aanzet tot een ecotopenclassificatie toegespit op de bodemfauna. CML report nr 75, Centrum voor Milieukunde, RUL Leiden: 75 pp.
- Sinnige, C.A.M., Tamis, W.L.M., Klijn, F. (1992). Indeling van bodemfauna in ecologische soortengroepen. CML report 80, Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Sinnige, C.A.M., Tamis, W.L.M., Klijn, F. (1994). Eigenschappen van ecosystemen voor ecotoxicologische effectvoorspelling. CML report 104, Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Stevens, R.A.M., Runhaar, J., Groen, C.L.G. (1987). Het CML-ecotopensysteem. Uitwerking voor Noord- West- en Zuidwest-Nederland. CML reports no. 34. Leiden. 110 pp.
- Stevens, R.A.M., Runhaar, J., Udo de Haes, H.A., Groen, C.L.G., 1987. Het CML-ecotopensysteem, een landelijke ecosysteemtypologie toegespit op de vegetatie, *Landschap* 4/2: 135-150.
- Ten Bnk, B.J.E., Hosper S.H., Colijn, F. (1991). A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the AMOEBA approach. *Maritime Pollution Bulletin* 23: 265-270.
- Traas, T.P., Aldenberg, T. (1992). CATS-1: a model for predicting contaminant accumulation in meadows. The case of cadmium. RIVM report nr. 719103001, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Traas, T.P., Kramer, P.R.G., Aldenberg, T., 't Hart, M. (1994). CATS-2: een model ter voorspelling van accumulatie van microverontreinigingen in sedimentatiegebieden van rivieren. RIVM rapport 719102032, RIVM Bilthoven.
- Traas, T.P., Luttkik, R., Jongbloed, R.H. (1995a). A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators. I: Model description and uncertainty analysis. submitted for publication.
- Traas, T.P., Aldenberg, T., Roghair, C.J., Brock, T.C.M. (1995b). Calculating hazardous concentrations for ecosystems by integrating dose-response relations in CATS models. RIVM report nr. 719102037.
- Traas, T.P., Stab, J.A., Kramer, P.R.G., Cofino, W.P., Aldenberg, T. (1995c). Food web study of organotin compounds in lake Westeinder (Part 2): modelling of tributyltin accumulation and risk assessment. Submitted.
- Van der Hoek, W.F., Verdonschot, P.F.M. (1994). Functionele karakterisering van aquatische ecotootypen. IBN rapport 072, IBN-DLO Wageningen.
- Van der Maarel, E., Dauvellier, P.L. (1978). Naar een Globaal Ecologisch Model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland. Staatsuitgeverij, The Hague.

- Van Leeuwen, C.J. (1990). *Ecotoxicological effects assessment in the Netherlands: recent developments*. Environ. Management 14: 779-792.
- Van Linden, F., Van Straalen, N.M. (1993). *Systeemecologie voor het Stoffenbeleid. Advies van een Ad-hoc Beraad aan DGM-VROM. beperkt verspreid/ niet gepubliceerd*.
- Van Straalen N.M., Denneman C.A.J. (1989). *Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria.. Ecotox. Environ. Saf. 18: 241-251.*
- Verdonschot, P.F.M., Runhaar, J., van der Hoek, W.F., de Bok, C.F.M., Specken, B.P.M. (1992). *Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland. IBN - DLO rapport 92/1, CML rapport 78, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. Leersum : 100 pp.*
- VROM (1994). *Environmental Quality Objectives in the Netherlands. Samson-Sijthoff, Alphen aan de Rijn : 465 pp.*
- Wine, J.P.M., Klijn, F., Claessen, F.A.M., Groen, C.L.G., Van der Meijden, R. (1992). *A Model to Predict and Assess the Impacts of Hydrologic Changes on Terrestrial Ecosystems in the Netherlands, and its use on a Climate Scenario. Wetland Ecology and Management.*
- Witte, J.P.M., Groen, C.L.G., Nienhuis, J.G. (1992a). *Het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2, conceptuele modelbeschrijving. CML report 89. Leiden/ RIVM report 714305007, Bilthoven.*