

Modelecosystemen: mogelijkheden en beperkingen

**Verslag van de SAVE-workshop
Wageningen, Alterra, 23 maart 2000**

G.H.P. Arts (red.)

Alterra-rapport 323

**Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2001
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA),
Lelystad
Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Middelburg
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven**

REFERAAT

Arts, G.H.P. (red.), 2001. *Modelecosystemen: mogelijkheden en beperkingen. Verslag van de SAVE-workshop d.d. 23 maart 2000*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte; Lelystad, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling; Middelburg, Rijksinstituut voor Kust en Zee; Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Alterra-rapport 323. 38 blz. 7 fig.; 25 ref.

Onderzoek in modelecosystemen (micro-, mesocosms, proefsloten, veldenclosures) speelt in het beleidsonderbouwend onderzoek van verschillende beleidsvelden een rol. Mede naar aanleiding hiervan, is door de werkgroep SAVE (interdepartementale werkgroep Samenwerking VEldeffecten) een workshop georganiseerd met als doel bestaande kennis en ervaring met betrekking tot modelecosystemen te bundelen. Modelecosystemen zijn experimentele opstellingen waarin delen van een ecosysteem nagebootst worden. Ze worden ingezet om bijvoorbeeld toxische stoffen te beoordelen op hun ecologische consequenties. Voordelen, beperkingen en toepassingen van experimentele ecosystemen worden besproken. Optimalisatie kan gerealiseerd worden door modelecosystemonderzoek op te nemen in een onderzoeksketen. Als onderdeel daarvan vormen modelecosystemen een belangrijk instrument.

Trefwoorden: modelecosystemen, voordelen, beperkingen, optimalisatie, onderzoeksketen, beleidsonderbouwing

ISSN 1566-7197

SAVE-document 2001-2

SAVE: Piet den Besten (RIZA), Theo Brock (Alterra), Jolande de Jonge (RIZA), Leo Posthuma (RIVM), Michiel Rutgers (RIVM), Theo Traas (RIVM), Dick Vethaak (RIKZ), Gertie Arts (Alterra)

Spreekers: Nico van Straalen (VU, dagvoorzitter), Theo Brock (Alterra), Robbert Jak (TNO-MEP), Paul van den Brink (Alterra), Theo Prins (RIKZ), Kees van Gestel (VU), Theo Traas (RIVM)

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 30,00 (€14,-) over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 323. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2001 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

Woord vooraf	7
1 Modelcosystemen: brug naar het veld?	9
1.1 Samenvatting	9
1.2 Discussie	11
1.3 Literatuur	12
2 Validatie van single-species toxiciteitstesten in plankton gedomineerde zoetwater modelcosystemen	13
2.1 Samenvatting	13
2.2 Discussie	16
2.3 Literatuur	16
3 Effecten van bestrijdingsmiddelen in door waterplanten gedomineerde zoetwater modelcosystemen	17
3.1 Samenvatting	17
3.2 Discussie naar aanleiding van presentatie	19
3.3 Literatuur	19
4 Mariene modelcosystemen voor onderzoek aan het plankton voedselweb: relaties tussen eutrofiëring en productiviteit	21
4.1 Samenvatting	21
4.2 Discussie	23
4.3 Literatuur	23
5 Terrestrische Model Ecosystemen als instrument voor de bepaling van ecologische risico's van stoffen in de bodem	25
5.1 Samenvatting	25
5.2 Discussie	26
5.3 Literatuur	26
6 Simulatiemodellen en Modelcosystemen. Het model gemodelleerd. Integratie van lotgevallen, toxiciteit en effecten	29
6.1 Samenvatting	29
6.2 Discussie	30
7 Algemene discussie o.l.v. dagvoorzitter aan de hand van stellingen	31
7.1 Stellingen	31
7.2 Discussie	31
7.3 Algehele conclusies	32
8 Samenvatting en synthese	33
 Bijlagen	
1 Titels van de gepresenteerde posters	35
2 Deelnemers aan de SAVE-workshop	37

Woord vooraf

Voor u ligt de samenvatting van de workshop over de mogelijkheden en beperkingen van modeleosystemen. Deze workshop werd op 23 maart 2000 georganiseerd door de interdepartementale werkgroep Samenwerking VEldeffecten (SAVE) bij Alterra te Wageningen onder voorzitterschap van Prof. Dr. Nico van Straalen (Vrije Universiteit). Voor de workshop bleek een grote belangstelling te zijn vanuit universiteiten, onderzoeksinstellingen, adviesbureaus en het beleid. Bijlage 2 presenteert de deelnemers aan de workshop.

Modeleosystemen (micro/mesocosms) zijn experimentele opstellingen waarin delen van een ecosysteem nagebootst worden. Ze worden ingezet om actoren (o.a. toxische stoffen, nutriënten, exoten) te beoordelen op hun ecologische consequenties. Voordelen van deze testsystemen zijn dat naast directe effecten op structurele en functionele ecosysteemkenmerken, ook inzicht wordt verkregen in de snelheid van herstel en in mogelijke indirecte effecten door interacties tussen soorten. Experimentele ecosystemen kunnen als het ware een brug slaan tussen min of meer eenvoudige laboratoriumstudies en de complexe werkelijkheid in het veld. Het gebruik van micro- en mesocosms is echter niet zonder problemen, onder andere door de hoge kosten, de variatie tussen testsystemen en de interpretatie van de vaak complexe data-sets. Mesocosm-onderzoek speelt in verschillende beleidsvelden een rol. Tijdens de workshop is het instrument van verschillende kanten belicht, met als oogmerken optimalisatie, doelgerichtheid en wederzijdse lessen voor verschillende beleidsdoelen.

Met de workshop zijn verschillende doelen nagestreefd. Voor de deelnemers betrof dit vooral de uitwisseling van kennis en ervaring opgedaan in micro/mesocosms ten dienste van verschillende onderzoeks- en beleidsvelden middels voordrachten, posters en discussies. Een belangrijk doel was ook het creëren van samenwerkingsverbanden. Met betrekking tot het onderwerp van de workshop, modeleosystemen, waren belangrijke doelen aangegeven waarom en wanneer het zinvol is om met micro/mesocosms te werken, het aanduiden van de meerwaarde ten opzichte van alternatieven en het benoemen van de wetenschappelijke betekenis alsmede de betekenis voor het beleid.

Na een welkomstwoord door Prof. Dr. Herman Eijsackers en een korte inleiding door de dagvoorzitter, Prof. Dr. Nico van Straalen, ging Dr. Theo Brock in op de functie die modeleosystemen kunnen vervullen als brug tussen het laboratorium en de veldsituatie. Na deze brede inleiding op het gebruik van modeleosystemen en de voor- en nadelen daarvan, belichtten de volgende sprekers de toepassing van verschillende typen modeleosystemen. Dr. Robbert Jak ging nader in op zoetwater modeleosystemen gedomineerd door plankton, terwijl Dr. Paul van den Brink een overzicht gaf van onderzoek uitgevoerd in zoetwater modeleosystemen waarin macrofyten de dominante primaire producenten zijn. Onderzoek verricht in mariene

modelecosystemen werd besproken door Dr. Theo Prins. Vervolgens kwamen de terrestrische ecosystemen aan bod in een voordracht door Dr. Kees van Gestel, met name de toepassing ervan voor de bepaling van ecologische risico's van stoffen in de bodem. De laatste spreker, Drs. Theo Traas, belichtte het gebruik van simulatiemodellen in relatie tot modelecosystemen. De lezingenreeks werd beëindigd met een discussie onder leiding van de dagvoorzitter aan de hand van stellingen. Aan alle sprekers was gevraagd om mogelijkheden en beperkingen van modelecosystemen aan bod te laten komen in hun lezingen en het gebruik van deze systemen te positioneren ten opzichte van alternatieven.

De samenvattingen in dit verslag werden opgesteld door Dr. Gertie Arts en aangevuld door de sprekers zelf. In eerste instantie is een samenvatting gepresenteerd van de voordracht. Deze wordt aangevuld met een figuur of een uitgewerkt voorbeeld. Vervolgens is de discussie met de zaal, zoals deze na afloop van de lezingen ontstond, weergegeven. Tenslotte worden relevante referenties aangegeven.

De plenaire discussie en de stellingen die daartoe werden opgesteld, zijn eveneens in dit verslag opgenomen. Uit de lezingen en de discussie is een aantal korte conclusies getrokken, die ook in dit verslag zijn vermeld. Het verslag eindigt met een korte samenvatting en synthese.

De sprekers van de workshop en de leden van SAVE hebben een belangrijke inbreng gehad bij de totstandkoming van dit rapport door hun inhoudelijke bijdragen en commentaar. Alterra verzorgde de bijeenkomst. De totstandkoming van dit rapport werd financieel mogelijk gemaakt door een bijdrage van LNV.

1 Modelecosystemen: brug naar het veld?

Theo Brock, Alterra, Wageningen UR

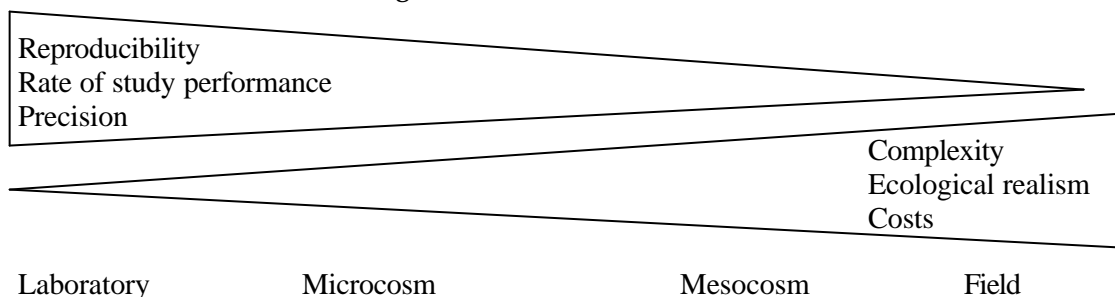
1.1 Samenvatting

Modelecosystemen zijn experimentele ecosystemen die ruimtelijk duidelijk begrensd zijn. Ze zijn gereduceerd in hun afmetingen en complexiteit ten opzichte van natuurlijke ecosystemen. Er zijn verschillende trofische niveaus aanwezig en de levensgemeenschap is in een dynamisch evenwicht met zijn omgeving.

Modelecosystemen kunnen voor beleidsondersteund onderzoek een belangrijke schakel vormen op de route van beleidsprobleem naar beleidsinstrument. De data die in dergelijke testsystemen worden verzameld, kunnen dienen om een eerste versie van een model op te zetten, maar ook om modellen te valideren.

Modelecosystemen nemen een positie in tussen laboratorium en veld. Verschillende typen modelsystemen nemen daarin een andere plaats in. Bij “generische” modelsystemen worden de testsystemen ingericht met duidelijk omschreven soorten en daarbij behorende abiotische condities. Alhoewel in deze testsystemen natuurlijke ecosystemen niet nagebootst worden, kan men ze wel gebruiken om ‘emergente’ eigenschappen van levensgemeenschappen te bestuderen (o.a. interacties tussen populaties en trofische niveaus; relatie tussen structuur en functie). De resultaten zijn goed reproduceerbaar. Deze modelsystemen staan dicht bij laboratoriumstudies. “Realistische” modelsystemen daarentegen bevinden zich dicht tegen de veldsituatie aan. In deze “realistische” testsystemen worden delen van ecosystemen ter plekke omsloten of afgepaald (enclosures, proefvelden). Een middenpositie wordt ingenomen door de “semi-realistische” modelsystemen. Dit zijn kunstmatige ecosystemen waarin natuurlijke ecosystemen zo goed als mogelijk worden nagebootst in een omhulsel (o.a. aquaria, betonnen bakken, plastic vijvers). Afhankelijk van de afmetingen worden ze microcosms (klein) of mesocosms (groot) genoemd. Ze kunnen in het laboratorium staan of buiten.

Modelecosystemen hebben voordelen ten opzichte van het laboratorium en voordelen ten opzichte van de veldsituatie (o.a. Brock *et al.* 1993). In figuur 1.1 worden deze voordelen samengevat.



Figuur 1.1. Modelecosystemen als brug tussen laboratorium en veld.

Modelecosystemen maken het mogelijk om interacties te bestuderen. Dit kunnen interacties zijn tussen stressoren en hun fysisch-chemische en biotische omgeving, maar ook tussen organismen van dezelfde populatie, of interacties tussen verschillende populaties. Individu-, populatie- en gemeenschapsniveau vormen de verschillende biologische niveaus, waarop waarnemingen in modelecosystemen kunnen worden verricht. De middellange termijn biedt de mogelijkheid voor onderzoek aan indirecte effecten, de relatie tussen structurele en functionele ecosysteemkenmerken, en herstel van gevoelige eindpunten. Genoemde aspecten kunnen als voordeel beschouwd worden ten opzichte van onderzoek in het laboratorium. Over het algemeen wordt bij relatief lage concentraties van toxische stoffen een geringere respons in (model)ecosystemen waargenomen dan in laboratoriumexperimenten. Dit kan verklaard worden door een lagere biobeschikbaarheid en ecologische compensatiemechanismen (o.a. adaptatie). Het omgekeerde is het geval bij relatief hoge concentraties van toxische stoffen: als gevolg van indirecte effecten is de respons in (model)ecosystemen vaak groter dan in laboratoriumproeven.

De voordelen van modelecosystemen ten opzichte van de veldsituatie vormen de replicatie van de testsystemen – welke noodzakelijk is voor statistische interpretatie en modelvalidatie en calibratie –, de grotere controleerbaarheid, de betere omstandigheden voor manipulatie en bemonstering, alsook het ethische aspect, namelijk geen manipulatie met vervuilende stoffen in de natuur.

Modelecosystemen kennen echter ook een aantal nadelen. De ruimtelijke en temporele schaal is beperkt: het aantal microhabitats is beperkt; grote organismen met een complexe levenscyclus ontbreken; het “wand”-effect is relatief groot; de respons is een karikatuur van de werkelijkheid (bevestiging in het veld is nodig). De kosten zijn relatief hoog. De wetenschappelijke interpretatie kan lastig zijn als gevolg van de complexiteit van effecten en interacties. Deze knelpunten bepalen mede de waarde die aan de uitkomsten van modelecosysteemstudies moet worden gehecht. Additionele laboratoriumstudies, veldwaarnemingen en modelstudies kunnen noodzakelijk zijn.

Het aantal beschikbare studies in modelecosystemen in zoet, stilstaand en stromend water is relatief groot. In mariene ecosystemen is dit relatief minder en van terrestrische modelecosystemen zijn relatief weinig studies gepubliceerd.

De beleidsrelevantie van modelecosystemen betreft zowel het stoffenbeleid (meststoffen en toxische stoffen) als het natuurbeleid. Bij het stoffenbeleid kan gedacht worden aan het valideren van milieunormen, het evalueren van de gevolgen van normoverschrijdingen en emissiereducerende maatregelen, het ontwikkelen en verbeteren van risico-evaluatie modellen, het testen van biomonitoring methoden. Tevens zijn ze in Europa een geaccepteerd instrument binnen de toelatingsprocedure van o.a. bestrijdingsmiddelen. Bij het natuurbeleid betreft het bijvoorbeeld de ecologische gevolgen van exoten, de interactie van stress-factoren, natuurontwikkeling op verontreinigde bodems, de evaluatie van herstelmaatregelen in

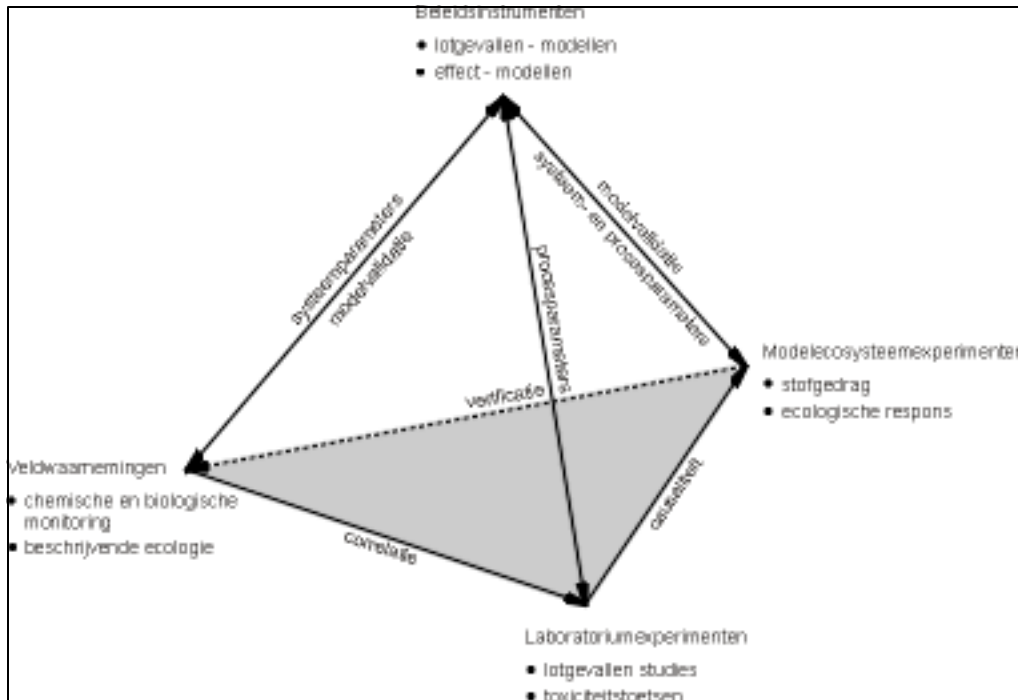
verstoorde ecosystemen en het ontwikkelen en verbeteren van ecologische simulatiemodellen.

Modelecosystemen kunnen een belangrijke rol spelen in de toetsing van wetenschappelijke hypothesen, bijvoorbeeld de functionele redundantie hypothese (geen afname in functionaliteit van het ecosysteem als gevolg van afname in het aantal soorten; Lawton, 1994) versus de Rivet of klinknagel hypothese (elke soort heeft een rol; Ehrlich & Ehrlich, 1981). Naast de toetsing van hypothesen in het licht van biodiversiteitsvraagstukken, zijn ook hypothesen met betrekking tot voedselweb-interacties (top-down en bottom-up control, rol van sleutelsoorten en functionele groepen) en stress en verstoring relevant. Met betrekking tot dit laatste gaat het om hypothesen zoals de “community conditioning” hypothese (na stress komt een ecosysteem op een ander niveau dan in de uitgangssituatie; Matthews et al., 1996).

Geconcludeerd wordt dat modelecocystemen een duidelijke plaats innemen tussen onderzoek in het veld en laboratoriumonderzoek.

1.2 Discussie

Een korte discussie ontstaat over de rol van modelecosystemen voor beleidsondersteunend onderzoek.



Figuur 1.2. De plaats van modelecosystemen binnen de keten van beleidsondersteunend onderzoek (naar Brock, 1998).

Met name bij het ontwikkeling en "valideren" van beleidinstrumenten (o.a. lotgevallen- en effectmodellen) kunnen modelecosystemen een belangrijke rol spelen. Deze testsystemen moeten echter eerder beschouwd worden als aanvulling dan als vervanging van laboratorium- en veldonderzoek (zie figuur 1.2).

1.3 Literatuur

Brock, T.C.M. (1998). Assessing chemical stress in aquatic ecosystems: remarks on the need of an integrative approach. *Aquatic Ecology* 32: 107-111.

Brock, T., S. Crum, P. Leeuwangh, W. Lucassen & R. van Wijngaarden (1993). Modelecosystemen: brug naar het veld. *Landschap* 10 (1): 23-36.

Ehrlich, P.R. and Ehrlich, A.H. (1981) *Extinction. The causes and consequences of the disappearance of species.* Random House, New York

Lawton, J.H. (1994). What do species do in ecosystems? *Oikos* 71: 367-374.

Matthews, R.A., Landis, W.G. and Matthews, G.B. (1996). The community conditioning hypothesis and its application to environmental toxicology. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 597-603.

2 Validatie van single-species toxiciteitstesten in plankton gedomineerde zoetwater modelecosystemen

Robbert Jak, TNO-Milieu, Energie & Procesinnovatie

2.1 Samenvatting

De beleidsvraag die aan het onderzoek ten grondslag ligt, is: Wat zeggen de effectconcentraties voor *Daphnia magna* in het laboratorium over de (ecologische) effecten in het veld? Deze vraag kan vertaald worden in de volgende wetenschappelijke vragen:

Wat is de gevoeligheid van *Daphnia magna* in semi-natuurlijke condities ten opzichte van het laboratorium?

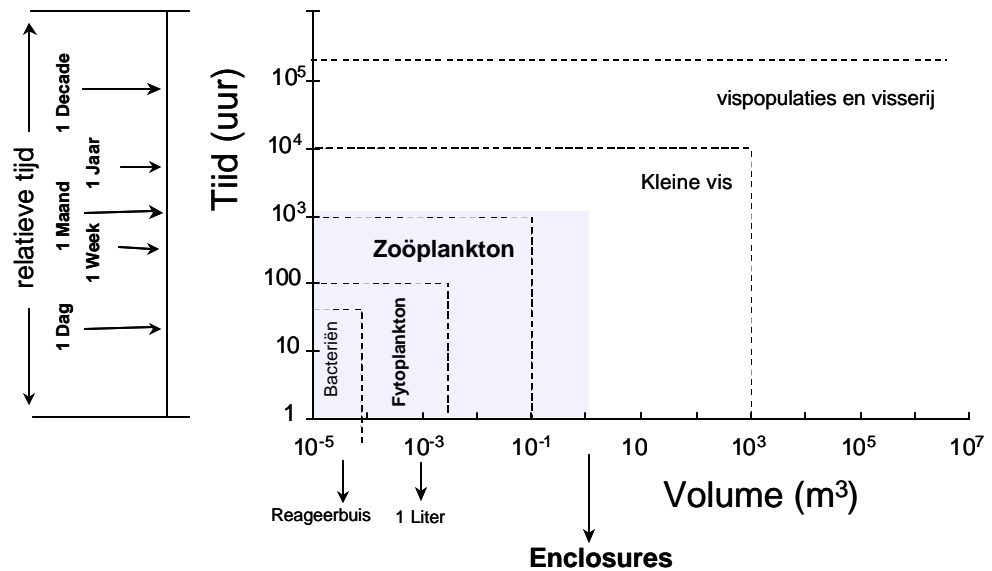
Is *D. magna* representatief voor andere planktonorganismen?

Welke ecologische effecten worden gemeten: wat is de relatie met de voedselrijkdom van het systeem?

Het onderzoek is uitgevoerd in mesocosms op semi-veldschaal (planktonenclosures). Het voordeel van deze relatief kleine, maar representatieve systemen is de mogelijkheid tot replicatie. Met deze opzet kan een specifieke vraagstelling beantwoord worden.

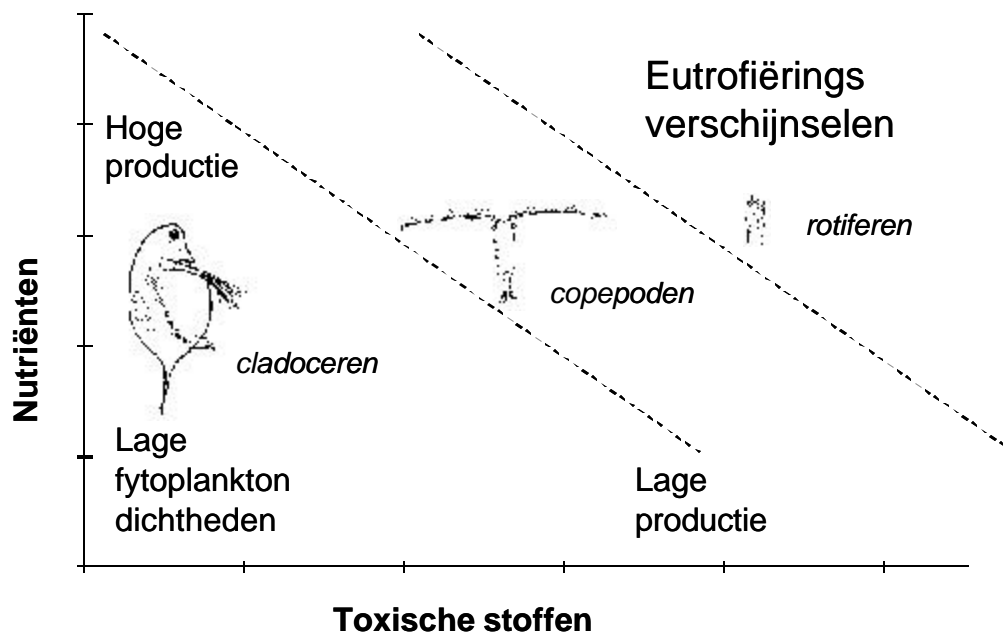
Studie van de natuurlijke planktongemeenschap heeft een aantal voordelen. Het biedt de mogelijkheid om aandacht te besteden aan kwetsbare soorten, interacties tussen soorten en indirecte effecten (verschillende trofische niveaus). Bij de interpretatie is het voordeel dat geen extrapolatie nodig is van het laboratorium naar het veld. Stofgedrag, biobeschikbaarheid en degradatie worden in natuurlijke omgevingscondities gevolgd. Nadelen kunnen zijn dat door de verschillende interacties de causale verbanden tussen de waargenomen effecten niet meer duidelijk zijn te onderscheiden.

Het besproken onderzoek betreft twee studies van ca. 40 dagen in plankton enclosures (plastic zakken,) in het IJsselmeer. De optimale grootte van het testsysteem hangt af van de bestudeerde organismen en de tijdsduur (Parsons, 1982; figuur 2.1). In dit geval is gekozen voor 1200-1500 l. Natuurlijk plankton uit het Markermeer is genomen, waaraan *D. magna* is toegevoegd uit laboratoriumkweek. De effecten van een mengsel van acht zware metalen (Jak et al., 1996) en 3,4-dichlooraniline (DCA) (Jak et al., 1998) zijn onderzocht, de laatste in een situatie met en in een situatie zonder toegevoegde nutriënten.



Figuur 2.1: Ecologische dimensies in relatie tot afmetingen en tijdsduur (aangepast naar Parsons, 1982).

Bij hogere concentraties aan DCA nam de omvang van populaties watervlooien, inclusief *Daphnia magna*, af. Op basis van de grootte en de toenemende hoeveelheid eieren van de individuen kon worden afgeleid dat de startpopulatie wel in leven bleef, maar niet tot reproductie kwam: de gevormde eieren of embryos kwamen niet uit. Het zijn vooral grotere exemplaren, met veel eieren in de broedzak. De eieren komen niet uit of de larven sterven. Andere soorten cladoceren (watervlooien) bleken veelal gevoeliger dan *D. magna*. Terwijl de populatieomvang van Cladoceren afnamen met toenemende DCA concentraties, namen Copepoden en Rotiferen toe. Dit zijn echter minder efficiënte grazers, waardoor al bij lagere concentraties nutriënten eutrofiëring optreedt. Een indirect effect treedt dus op bij het phytoplankton: hoe hoger de DCA concentratie, hoe hoger het Chlorofyl-a gehalte. Dit effect komt sterker tot uiting bij hogere nutriënniveaus. Bij aanwezigheid van meer nutriënten is de reductie van Cladoceren ten opzichte van de controle groter. Geconcludeerd wordt dat er sprake is van een interactie tussen toxische stof (bijvoorbeeld DCA) en nutriënten; bij hoge belasting met toxische stoffen treden al bij relatief lage nutriënniveaus eutrofiëringsverschijnselen op (Figuur 2.2).



Figuur 2.2: Model op basis van waargenomen verschuiving in soort(groep)samenstelling en indirecte effecten (op fytoplankton) als gevolg van de combinatie nutriënten en toxische stoffen.

Conclusies

- *Daphnia magna* is net zo gevoelig in het veld als in het laboratorium.
- Andere soorten Cladoceren zijn vaak gevoeliger.
- Er vindt een verschuiving plaats naar soortgroepen met een mindere graascapaciteit (Rotiferen).
- Eutrofiëringsverschijnselen komen door toxische stoffen tot uiting bij lagere nutriëntenbelastingen.

De meeste van deze conclusies kunnen alleen op basis van experimenten met modelsystemen getrokken worden. Hierdoor hebben deze experimenten een duidelijke aanvullende (meer)waarde voor het beantwoorden van beleidsvragen.

Vervolgens zijn de beperkingen van het uitgevoerde modelecosysteem onderzoek besproken. De modelecosystemen zijn lokatie specifiek wat betreft levensgemeenschap, voedselrijkdom en seizoen. De interpretatie van de resultaten kan moeilijk zijn door het optreden van interacties (directe versus indirecte effecten) en in relatie tot effectconcentraties. Omdat statische systemen gebruikt zijn en de concentratie van de toxische stoffen afneemt door ondermeer afbraak, is het de vraag wat reële blootstellingsconcentraties zijn om de effecten in uit te drukken.

2.2 Discussie

In de discussie wordt ingegaan op de vraag in hoeverre modelecosystemen ook enige generaliseerbaarheid hebben. Ze vertonen meestal verschillen in opzetten en designs. Voor planktonsystemen is nog niet veel interesse, wèl voor kleinere planktonsystemen en voor grote mesocosmsystemen. Er is vanuit de markt (chemische industrie) meer vraag naar onderzoek in grote modelecosystemen van ca. 5 m³ op gemeenschapsniveau in verband met de toelating van bestrijdingsmiddelen. Voor onderzoek naar specifieke relaties of interacties zijn kleinere systemen echter beter bruikbaar.

Als laatste wordt ingegaan op wie de klanten zijn en of deze goed bediend worden.

2.3 Literatuur

Jak R.G., J.L. Maas J.L. & M.C.Th. Scholten (1996), Evaluation of laboratory derived toxic effect concentrations of a mixture of metals by testing fresh water plankton communities in enclosures. *Water Res.* 30:1215-1227.

Jak R.G., J.L. Maas & M.C.Th. Scholten (1998), Ecotoxicity of 3,4-dichloroaniline in enclosed freshwater plankton communities at different nutrient levels. *Ecotoxicology* 7: 49-60.

Parsons T. (1982), The future of controlled ecosystem enclosure experiments. In: G.D. Grice & M.R. Reeve (eds.), *Marine mesocosms. Biological and chemical research in experimental Ecosystems*. Springer-Verlag, New York. pp. 411-418.

3 Effecten van bestrijdingsmiddelen in door waterplanten gedomineerde zoetwater modelecosystemen

*Paul J. van den Brink en René P.A. van Wijngaarden
Alterra, Wageningen-UR*

3.1 Samenvatting

Ons onderzoek aan bestrijdingsmiddelen staat ten dienste van het toelatingsbeleid. De criteria voor toelating van bestrijdingsmiddelen zijn vastgelegd in de Uniforme Beginselen (UB). In deze UB is beschreven hoe zowel de verwachte concentratie in het oppervlaktewater (Predicted Environmental Concentration, PEC) als de geen effect concentratie (No Effect Concentration, NEC) berekend wordt. De PEC wordt over het algemeen door een model geschat wat de lotgevallen kan beschrijven (Bijvoorbeeld TOXSWA, Adriaanse, 1996). De NEC is gebaseerd op de resultaten van laboratorium toxiciteit experimenten uitgevoerd met standaard toetsorganismen (alg, *Daphnia*, vis) en veiligheidsfactoren. Indien de PEC de NEC niet overschrijdt wordt het middel toegelaten. Als dit wel het geval is volgt geen toelating, tenzij een adequate risico-evaluatie duidelijk aantoon dat er geen onaanvaardbare effecten zijn op de levensvatbaarheid van blootgestelde soorten (predatoren), rechtstreeks en indirect, na toepassing van het gewasbeschermingsmiddel volgens de voorgestelde gebruiksaanwijzing.

Ten behoeve van de beantwoording van de tenzij vraag, wordt een aantal stappen doorlopen (Higher-Tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides, Campbell et al., 1999). Deze stappen zijn achtereenvolgens:

1. Nadere analyse van de basis data: lotgevallen en effecten.
2. Single species toetsen met meer soorten en een realistische blootstelling.
3. Indoor multi-species tests in microcosms.
4. Semi-veld studies in mesocosms.

In het licht van het voorgaande zijn de volgende vragen beleidsrelevant:

- Zijn de normen zoals vastgelegd in de uniforme beginselen inderdaad conservatief?
- Zijn modelecosysteemstudies bruikbaar in “higher-tier aquatic risk assessment”? Hoe realistisch zijn deze studies? Zijn resultaten overdraagbaar van het ene systeem naar het andere? Leveren deze studies interpreteerbare resultaten op?
- Zijn resultaten van modelecosysteemstudies bruikbaar voor “validatie” van andere methodieken van risicobeoordeling (bijvoorbeeld het Species Sensitivity Distribution concept)?



Figuur 1: Verschillende type modelecosystemen van Wageningen-UR.

Voor de beantwoording van deze vragen voert Alterra zowel experimenten in microcosms en mesocosms (bijvoorbeeld Brock et al., 1992; Van Wijngaarden et al., 1996; Van den Brink et al., 1997; 2000) uit als ook literatuur reviews (Brock et al., 2000a; 2000b). De verschillende modelecosystemen van Wageningen-UR variëren van kleine multispecies test systemen (0,01 m³) tot proefsloten (60 m³; Figuur 1). Daartussen bevinden zich indoor en outdoor microcosms, mesocosms en enclosures. De experimenten worden in samenwerking met Wageningen UR (leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer) door Alterra uitgevoerd. Andere instituten (RIVM, RIZA, Wageningen UR leerstoelgroep Plantenfysiologie) doen aanvullend onderzoek in de experimenten.

Conclusies met betrekking tot de directe en indirecte effecten en herstel op basis van studies naar de effecten van Chloorpyrifos, Linuron en Carbendazim en de literatuurreview zijn:

- De norm zoals berekend wordt met behulp van de Uniforme Beginselen zijn over het algemeen conservatief van aard (Tabel 1).
- De mate en aard van de directe effecten is hetzelfde, ondanks verschillen in locaties en opzet van de studies. De resultaten van microcosm en mesocosm experimenten geven een goede indicatie van de verwachte effecten in het veld.
- Modelecosystemstudies geven een algemene indicatie van de te verwachten indirecte effecten in het veld. Voorspelling op soortsniveau is niet mogelijk, wèl op het niveau van functionele groepen (Figuur 2).
- Factoren die in sterke mate het herstel van populaties bepalen zijn levenscyclus karakteristieken (migratie, aantal generaties, reproductiesnelheid, aanwezigheid van ongevoelige levensstadia) en de mate van isolatie van de testsystemen.

Tabel 1: Ecosysteem NOEC en LOEC waarden bepaald met behulp van experimenten in modelecosystemen. Tevens is de norm gebaseerd op de UB gegeven.

Stof	Blootstelling	NOECeco	LOECeco	Norm
Chloorpyrifos	Enkelvoudig	0,1 µg/L	0,9 µg/L	0,01 µg/L
Linuron	Enkelvoudig	5 µg/L	15 µg/L	1,6 µg/L
Linuron	Chronisch	0,5 µg/L	5 µg/L	1,6 µg/L
Carbendazim	Chronisch	3,3 µg/L	33 µg/L	1 µg/L

Tenslotte wordt de bruikbaarheid van door macrofyten gedomineerde testsystemen geëvalueerd. De systemen blijken goed bruikbaar om de volgende redenen:

- Ze bootsen een veel voorkomend type aquatisch ecosysteem na.
- Toetsing van realistische blootstellingsregimes is mogelijk.
- Toetsing van realistische en soortenrijke levensgemeenschappen is mogelijk.
- De systemen bieden de mogelijkheid voor studies naar soorten met korte en middellange levenscycli.
- Ondanks complexiteit van de systemen geven ze eenduidige resultaten.

3.2 Discussie naar aanleiding van presentatie

Er wordt gediscussieerd over de aanvaardbaarheid van effecten. In sloten in het landbouwgebied kunnen effecten groter zijn als gevolg van de aanwezige achtergrondvervuiling en een grotere gevoeligheid van organismen daardoor. In de discussie komen verder nog de beoordeling en duur van effecten en de migratiemogelijkheden aan de orde. Met een poweranalyse zou kunnen worden aangegeven welk effect nog wèl zou kunnen worden aangetoond.

3.3 Literatuur

Adriaanse, P.I. 1996. Fate of pesticides in field ditches: the TOXSWA simulation model. Winand Staring Centrum rapport 90, Wageningen.

Brock, T.C.M., Crum, S.J.H., van Wijngaarden, R., Budde, B.J., Tijink, J., Zuppelli, A. en Leeuwangh, P. 1992. 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 clorpyrifos. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 23: 69 - 84.

Brock, T.C.M., Lahr, J. en Van den Brink, P.J. 2000a. Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems. Part 1: Herbicides. Alterra rapport 088, Wageningen

Brock, T.C.M., Van Wijngaarden, R.P.A. en Van Geest, G.J. 2000b. Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems. Part 2: Insecticides. Alterra rapport 089, Wageningen

Campbell, P.J., Arnold, D.J.S., Brock, T.C.M., Grandy, N.J., Heger, W., Heimbach, F., Maund, S.J., Strelake, M. 1999. Guidance document on Higher-tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides (HARAP). SETAC-Europe publicatie, Brussel, België

Van den Brink, P.J., Hartgers, E.M., Fettweis, U., Crum, S.J.H., Van Donk, E. en Brock T.C.M. 1997. Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide linuron I. Primary producers. Ecotox. and Environ. Saf. 38: 13-24.

Van den Brink, P.J., Hattink, J., Bransen, F., Van Donk, E. en Brock, T.C.M. 2000. Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions. *Aquatic Toxicology* 48: 251-264.

Van Wijngaarden R.P.A., Van den Brink, P.J., Crum, S.J.H., Oude Voshaar, J.H., Brock, T.C.M. en Leeuwangh, P. 1996. Effects of the insecticide Dursban®4E (active ingredient chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: I. Comparison of short-term toxicity between laboratory and field. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 1133-1142.

4 Mariene modelecosystemen voor onderzoek aan het plankton voedselweb: relaties tussen eutrofiëring en productiviteit

Theo Prins, Rijksinstituut voor Kust en Zee

4.1 Samenvatting

De voordracht heeft betrekking op eutrofiëringsonderzoek in opdracht van het beleid. Volgens het besluit genomen op de Noordzee Ministers Conferentie in 1987, diende in 1995 de antropogene stikstof- en fosfaatbelasting met 50% te zijn gereduceerd ten opzichte van 1985. Voor de effectiviteit van deze saneringsbesluiten werd een wetenschappelijke onderbouwing gevraagd. In dit kader dienden de volgende vragen te worden beantwoord:

- Tot welk niveau/belasting kunnen stikstof en fosfaat worden teruggebracht om risico's op zuurstofloosheid en daaropvolgende sterfte van vis, bodemdieren en plaagalgen tot aanvaardbare niveaus te beperken? Is de afgesproken sanering voldoende?.
- Is er een niveau aan te geven waarbij de risico's zijn geminimaliseerd zonder dat de visserijproductie afneemt?.

Deze beleidsvragen zijn vertaald in de volgende onderzoeksvragen:

- Wat zijn de effecten van eutrofiëring op algenontwikkeling en –samenstelling? Wat zijn de effecten van een verlaging van de nutriëntenbelasting en wat zijn de effecten van veranderingen in de N:P ratio?
- Wat zijn de terugkoppelingen tussen verschillende trofische niveaus? Wat zijn de effecten van bentische graas op algen? Leidt zoöplantongraas tot oneetbare algen?
- Wat zijn de effecten op de productiviteit van hogere trofische niveaus? Wat is de efficiëntie van de voedselketen?

De keuze voor experimentele ecosystemen werd vooral ingegeven door de volgende overwegingen:

- Causale verbanden zijn beter te leggen dan in veldonderzoek.
- Experimentele ecosystemen zijn realistischer dan laboratoriumonderzoeken door inbegrip van trofische interacties.
- Onderzoek in experimentele ecosystemen is ondersteunend aan ontwikkeling van simulatiemodellen.
- Gegevens uit veldonderzoek in de kustzone zijn aanwezig ter referentie en validatie.

Toepassing van simulatiemodellen alleen is te beperkt door kennislacunes. Deze lacunes omvatten veldgegevens en proceskennis.

De volgende eisen werden aan experimentele systemen gesteld:

- Ze zijn geschikt voor fytoplankton en primaire consumenten (zoöplankton en schelpdieren) en zijn “self-maintaining”. Daarbij is het vereiste volume belangrijk, ook in relatie tot de tijdsduur van het experiment.
- De fysische eigenschappen zijn reguleerbaar (menging) en vergelijkbaar met de kustzone (lichtcondities en temperatuur).
- De nadruk ligt op het pelagiaal, en niet op een volledige benthos gemeenschap.

Er is allereerst geïnventariseerd welke systemen elders zijn gebruikt:

- Vaste tanks van 15 m³. Vooral in de jaren 80 is veel langlopend onderzoek verricht in dergelijke tanks (Univ. Rhode Island, MERL; o.a. Oviatt, 1994).
- Enclosures in de vorm van zakken hangend in de waterkolom (o.a. Riemann et al., 1988). Deze zakken voor phyto/zoöplankton onderzoek vormen qua grootte (3 m³) ongeveer de onderste limiet. De zakken zijn alleen geschikt voor kortlopend onderzoek, met name vanwege de beperkte mogelijkheid om aangroei op de wand te bestrijden. Een ander nadeel is de bereikbaarheid.
- Grote wadbakken op Texel.

Als gevolg van de variatie tussen experimentele ecosystemen en de mogelijkheden voor meer gecontroleerde omstandigheden in het laboratorium, is er een tendens in het onderzoek waarneembaar om weer terug te gaan naar “simpelere systemen”. Uiteindelijk is gekozen voor relatief kleine doorstroomsystemen van ca. 3 m³. De wanden zijn zwart voor een hoge lichtuitdoving. Doorstroming vindt plaats met vers zeewater. Een voorbeeld van een mesocosm onderzoek wordt besproken.

Altijd wordt de combinatie gelegd met veldkennis en ondersteuning voor veldsimulaties. De gehele onderzoeksketen mesocosm – laboratorium – veldonderzoek – modelontwikkeling en –toepassing wordt gebruikt. Zo zijn de sturende factoren voor plaagalgen gebaseerd op mesocosm onderzoek gekoppeld aan specifiek laboratorium- en veldonderzoek. Het relatieve belang van P- en N-limitatie voor algenontwikkeling in de kustzone is gebaseerd op mesocosm onderzoek in combinatie met trendanalyses van veldgegevens en modelsimulaties (o.a. De Vries et al., 1998; Prins et al., 1999; zie ook figuur). De effecten van saneringsbeleid op de productiviteit van hogere trofische niveaus is gebaseerd op mesocosm onderzoek en veldwaarnemingen.

De experimentele systemen hebben een aantal praktische beperkingen:

- Er zijn maar zes experimentele systemen, dus multi-factoriële experimenten zijn niet mogelijk.
- Hogere trofische niveaus (vis) ontbreken. Het volume is niet toereikend, en bovendien wordt dan de complexiteit (tè ?) groot.
- De verhouding volume:bodemoppervlak is te laag.
- Het onderzoek is relatief kostbaar. De kosten bedragen > 500 kf op jaarbasis. Echter, veldonderzoek (schepen, mankracht) is nog duurder en leidt zelden tot goed onderbouwde causale verbanden.

De na- en voordelen van het gebruik van mesocosms in het onderzoek zijn:

- Het gaat om complexe responsen, waarvoor veel analysecapaciteit nodig is. Vele trofische interacties verkleinen de reproduceerbaarheid op soortsniveau. De complexiteit is een meerwaarde ten opzichte van het laboratorium.
- De reproduceerbaarheid op gemeenschapsniveau (chlorofyl, primaire en secundaire productie) is goed. Op soortsniveau is de reproduceerbaarheid minder goed vanwege de variabiliteit in soorten.
- Mesocosms fungeren deels als black box: niet alle relevante processen zijn bekend of kunnen worden gemeten. De gecontroleerde omstandigheden maken replicering mogelijk, dit is een meerwaarde ten opzichte van het veld.
- De schaal waarop veranderingen in mesocosms optreden (dagen – weken) is kleiner dan de tijdschaal van ecologische stofstroommodellen.
- De nutriëntenbalansen zijn niet altijd sluitend te maken, doordat niet alle processen gemeten worden.
- Experimentele ecosystemen vormen goede testsystemen voor modellen, de proceskennis is goed te implementeren in modellen.
- Experimentele ecosystemen vormen een relatief homogeen milieu: ze zijn minder natuurlijk en toevalsprocessen zijn uitgesloten.

Uit het voorgaande volgen de volgende conclusies en aanbevelingen:

- Maak experimenten onderdeel uit van een groter geheel. Vul het aan met gericht, flankerend laboratorium onderzoek, monitoring en modellering.
- Het directe resultaat van onderzoek in experimentele modelecosystemen is wetenschappelijke kennisopbouw.
- Het indirecte resultaat is een betere interpretatie van veldwaarnemingen, ondersteuning van modellering en een betere onderbouwing van de beleidsadvisering.

4.2 Discussie

Door het beperkte aantal systemen zijn volledige factoriële experimenten niet mogelijk. Dat betekent dat in de praktijk maar een beperkt aantal scenario's getoetst kunnen worden. Regressie-analyse is wel mogelijk, maar heeft beperkingen als er niet-lineaire responsen optreden, wat vaak het geval is.

Interpretatie van de resultaten en extrapolatie naar de veldsituatie kan alleen goed gefundeerd gebeuren als er voldoende onderbouwing mogelijk is via modellering en validatie aan de hand van veldgegevens.

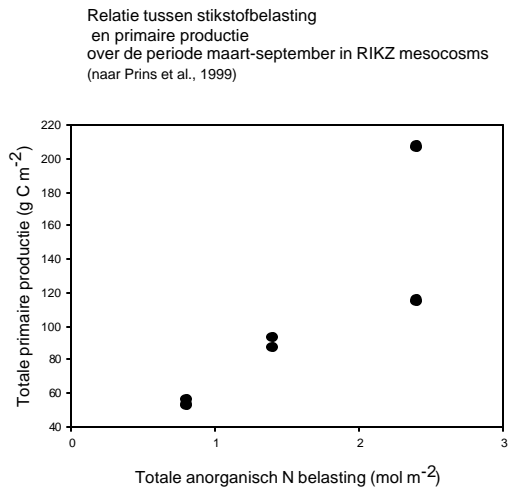
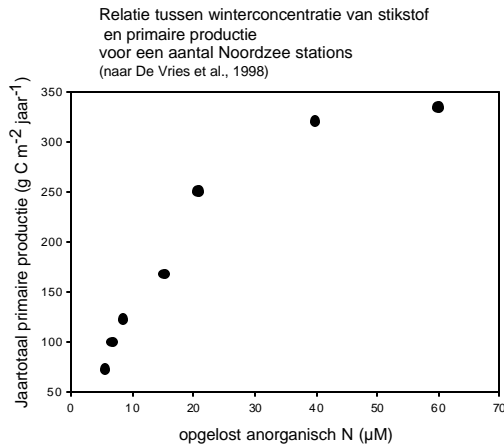
4.3 Literatuur

De Vries, I., Duin, R.N.M., Peeters, J.C.H., Los, F.J., Bokhorst, M. & Laane, R.W.P.M. (1998). Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 620-634.

Oviatt, C.A. (1994). Biological considerations in marine enclosure experiments: challenges and revelations. *Oceanography* 7, 45-51.

Prins, T.C., Escaravage, V., Wetsteyn, L.P.M.J., Peeters, J.C.H. & Smaal, A.C. (1999). Effects of different N- and P-loading on primary and secondary production in an experimental marine ecosystem. *Aquat. Ecol.* 33, 65-81.

Riemann, B., Nielsen, T.G., Horsted, S.J., Bjørnsen, P.K. & Pock-Steen, J. (1988). Regulation of phytoplankton biomass in estuarine enclosures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 48, 205-215.



5 Terrestrische Model Ecosystemen als instrument voor de bepaling van ecologische risico's van stoffen in de bodem

Kees van Gestel en José Koolhaas, Instituut voor Ecologische Wetenschappen, VU, Amsterdam.

5.1 Samenvatting

De voordracht gaat nader in op een onderzoeksproject over Terrestrische Model Ecosystemen (TME), dat gesubsidieerd is door de Europese Unie. De doelstellingen van het TME-project zijn:

- Ontwikkelen van een gestandaardiseerde methode voor toepassing in de ecotoxicologische risicobeoordeling in het kader van de Europese regelgeving voor stoffen.
- Verbeteren van de risicobeoordeling van stoffen in de bodem op ecosysteem-niveau door het gebruik van Terrestrische Model Ecosystemen.
- Vaststellen van de reproduceerbaarheid van resultaten van Terrestrische Model Ecosystemen door middel van een Europees ringonderzoek.
- Valideren van de ontwikkelde Terrestrische Model Ecosystemen door middel van veldonderzoek.

De TME opzet omvat een pre-test (1e jaar), een main-test (2e jaar) en een field-test ter validatie. Er zijn vier bodemtypen gekozen. De modelstof is carbendazim. Het gaat om intacte bodemkolommen van 40 cm lengte en een diameter van 18 cm, die in het laboratorium worden blootgesteld aan een toxische stof. De bodemtemperatuur wordt op 12 – 14 °C gehouden. De kolommen worden 2 à 3 maal per week beregend. Het percolaat wordt opgevangen. Fysisch-chemische, structurele en functionele parameters worden gevolgd. De testduur is maximaal 16 weken. Het geheel is zeer arbeidsintensief.

De resultaten dienen nog verder te worden uitgewerkt en zijn niet altijd eenduidig.

De voorlopige resultaten worden besproken en bediscussieerd.

Met betrekking tot de toxiciteit van carbendazim worden de volgende resultaten gevonden:

- Carbendazim is het meest toxisch voor regenwormen en enchytraeën.
- De consumptie-activiteit (bait-lamina) is ook gevoelig. Dat is een indirect gevolg van het effect op deze diergroepen.
- Op andere parameters worden soms positieve effecten gevonden, zoals op de plantenbiomassa, of wordt alleen bij zeer hoge dosering een effect gevonden, zoals op mijten en springstaarten. Effecten zijn soms afwezig door ongevoeligheid voor carbendazim. Effecten zijn soms ook niet vast te stellen door een grote natuurlijke variatie.
- Het effect wordt soms overschaduwd door variatie in natuurlijke factoren, zoals het vochtgehalte van de bodem.

Met betrekking tot de reproduceerbaarheid van het onderzoek in de Terrestrische Model Ecosystemen kan het volgende worden geconcludeerd:

- Er is een redelijke overeenkomst gevonden in de respons van parameters in verschillende Terrestrische Model Ecosystemen.
- Er is ook overeenkomst in de mate van variatie voor diverse parameters.

Uit een vergelijking van Terrestrische Model Ecosystemen met de veldsituatie, blijkt dat voor parameters die effecten vertonen er een goede overeenkomst is tussen de respons in Terrestrische Model Ecosystemen en de veldsituatie.



Figuur van een TME kolom:

5.2 Discussie

In het stoffenbeleid zijn Terrestrische Model Ecosystemen geschikt voor het vaststellen van stofgedrag onder realistische omstandigheden. Ook zijn ze mogelijk geschikt voor het aantonen van indirecte effecten op structurele en functionele parameters. Echter, de grote natuurlijke variatie is een probleem. De vraag is of de testsystemen niet groter moeten zijn. De schaal van het testsysteem is bij bodem nog pregnanter aanwezig dan in water-modelecosystemen. De bodem is van nature heterogeen. Omdat uitgegaan wordt van intact gestoken kolommen, zijn ook de bodemcompartimenten inhomogeen. Een oplossing is het aantal replica's te verhogen. Binnen de thans gekozen proefopzet, met 6 blootstellingsconcentraties en drie monstertijdstippen, is het maximaal haalbare daarbij vier replica's per behandeling en zes contrôles.

5.3 Literatuur

Edwards, C.A., Knacker, T. & Pokarzhevskii, A. (1998). The prediction of the fate and effects of pesticides in the environment using tiered laboratory soil microcosms. *The 1998 Brighton Conference - Pests & Diseases*, **4C-1**, 267-272.

Förster, B., Jones, S.E., Knacker, T., Ufer, A., Sousa, J.P. & Van Gestel, C.A.M. (1999). Standardization of a terrestrial model ecosystem (TME) for the assessment of the fate and effects of chemicals on the soil biocenosis. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.*, **89**, 229-232.

Morgan, E. & Knacker, T. (1994). The role of laboratory terrestrial model ecosystems in the testing of potentially harmful substances. *Ecotoxicology*, **3**, 213-233.

UBA (1994). UBA-Workshop on Terrestrial Model Ecosystems. Texte 54/94, Umweltbundesamt, Berlin.

Van Voris, P., Tolle D.A. & Arthur M.F., (1985). Experimental terrestrial soil-core microcosm test protocol. United States Environmental Protection Agency, EPA/600/3-85/047, PNL-5450, UC-11.

6 Simulatiemodellen en Modelecosystemen. Het model gemodelleerd. Integratie van lotgevallen, toxiciteit en effecten

*Theo Traas, Jan Janse en Tom Aldenberg, RIVM
Paul van den Brink en Theo Brock, Alterra*

6.1 Samenvatting

Vanuit het beleid worden de volgende vragen gesteld:

- Zijn (neven)effecten van bestrijdingsmiddelen te verklaren en te voorspellen (Tier II testing).
- Wat is de relatie tussen effecten op soorten en ecosysteemfunctioneren.

Deze vragen zijn vertaald in de volgende onderzoeksvragen:

- Kunnen we complexe effectcascades modelleren? Een voorbeeld van een effectcascade is: primair effect op waterplanten als gevolg van toediening van linuron – secundair effect op phytoplankton – tertiair effect op zoöplankton.
- Welke rol spelen terugkoppelingen tussen kringlopen?

Voor beantwoording van deze vragen is integratie van kennis uit meerdere disciplines (toxicologie, milieuchemie, ecologie) noodzakelijk, evenals een integratie van processen (toxiciteit, metabolisme, kringlopen, functies, sorptie, leaching en partitie). Er wordt gewerkt aan een functioneel massamodel, gebaseerd op logistische groei van functionele groepen. Er wordt een integratie gepleegd van kringlopen voor drooggewicht, stikstof, fosfaat en de toxische stof. Data van microcosmexperimenten in het laboratorium (chloorpyrifos en linuron) worden geconverteerd van aantallen naar biomassa van functionele groepen.

Twee voorbeelden worden besproken van modellering en validatie aan de hand van microcosm experimenten in het laboratorium naar de effecten van het insecticide chloorpyrifos en het herbicide linuron.

De modelberekeningen en uitgevoerde validatie leiden tot de volgende conclusies:

- Integratie van de beschikbare kennis en consistentie van de data is lastig. De lotgevallen zijn vaak complexer dan gedacht.
- Modelberekeningen wijzen op de leemtes in kennis met betrekking tot lotgevallen, toxiciteit en effecten.
- Modellering schept de mogelijkheid tot simuleren van niet-geteste behandelingen (doseringen) of condities (wel/geen nutriënten, waterplanten, etc.) of stoffen.
- Alhoewel gevoelige soorten vervangen kunnen worden door anderen, is er toch een significante verandering in de soortensamenstelling ten gevolge van bestrijdingsmiddelen vast te stellen met behulp van de multivariate techniek PRC.

- Dit leidt tot een afname in ecosysteemfuncties. Deze zijn echter pas zichtbaar in relatie tot de controle. Het modelsysteem maakt dit inzichtelijk.
- Modelvoorspellingen voorbij de duur van het experiment suggereren dat herstel van functie optreedt. Het microcosmonderzoek laat zien dat functieverlies doorgaans gepaard gaat met "overall" soortverlies: meer soorten verdwijnen dan profiteren. De relatie tussen functieherstel en herstel in soortensamenstelling verdient meer aandacht.

6.2 Discussie

In de discussie wordt ingegaan op het begrip redundatie. Er wordt gediscussieerd over de werkhypothese dat soorten worden verdrongen door minder efficiënte soorten.

7 Algemene discussie o.l.v. dagvoorzitter aan de hand van stellingen

Nico van Straalen, VU

7.1 Stellingen

Op basis van recaties uit de zaal in de loop van de dag en aan de hand van de presentaties werden vier stellingen gepresenteerd en bediscussieerd.

1. Onderzoek in mesocosms heeft als beleidsonderbouwend instrument geen zin zonder toetsingscriteria voor de toelaatbaarheid van de waargenomen effecten.
2. Mesocosm-onderzoek kan bij uitstek ingezet worden voor stoffen waarvan het werkingsmechanisme minder bekend is.
3. Resultaten van modelecosysteem-onderzoek zijn (altijd) anecdotisch.
4. De kosten wegen niet op tegen de baten.

7.2 Discussie

Discussie naar aanleiding van stelling 1.

De toelaatbaarheid van effecten is niet altijd de belangrijkste vraag. Het gaat ook om het type effect. Om indirecte relaties en onverwachte neveneffecten te bestuderen, met andere woorden als het gaat om een systeem-benadering, dan zijn mesocosm-studies noodzakelijk. Dit in tegenstelling tot de reductionistische benadering in laboratoriumexperimenten. Het voordeel van mesocosm studies is dat met dit instrument evaluatie van scenario's mogelijk is. De stelling geldt alleen voor de toelaatbaarheid van stoffen (toelatingsprocedures). Voor scenariostudies zijn mesocosms toepasbaar zonder toetsingscriteria voor de toelaatbaarheid van effecten. Hetzelfde geldt ook voor studies naar de effecten van beheer. Als het gaat om de toelaatbaarheid van effecten, dan rijst met betrekking tot het toelatingsbeleid voor bestrijdingsmiddelen de vraag, wat de overheid eigenlijk wil beschermen. Belangrijk is in welke fase van de beleidscyclus men zich bevindt. In het proces van beleidsprobleem naar beleidsinstrument, vormen mesocosm-studies een belangrijke schakel.

Over stelling 1 wordt geconcludeerd dat het belangrijk is om op enig moment een uitspraak te doen over de toelaatbaarheid van effecten, over welk type effecten als acceptabel moeten worden beoordeeld en welke effecten als onacceptabel.

Discussie naar aanleiding van stelling 2.

Een discussie ontstaat over de lotgevallen van toxische stoffen en indirecte effecten.. De tijdspanne die voor lotgevallen relevant is, hoeft niet gelijk te zijn aan de tijdspanne waarop biotische effecten zich manifesteren. De formulering van een bestrijdingsmiddel kan bijvoorbeeld van invloed zijn. Het werkingsmechanisme van

mengsels van stoffen kennen we niet. Onverwachte effecten kunnen optreden en resultaten kunnen moeilijk interpreteerbaar zijn.

Geconcludeerd wordt naar aanleiding van stelling 2, dat de stelling niet door iedereen wordt onderschreven en dat er meer redenen zijn om mesocosms bij het onderzoek in te zetten.

Discussie naar aanleiding van stelling 3.

Deze stelling betreft de generaliseerbaarheid van mesocosm-studies. Opgemerkt wordt dat het onderzoek in bodem-mesocosms zich vaak nog in een anecdotisch stadium bevindt, vergeleken met het onderzoek in aquatische mesocosms. Of de stelling waar en algemeen van toepassing is op modelecosysteem onderzoek, hangt af van het detailniveau waarop uitspraken beoogd en gedaan worden.

Discussie naar aanleiding van stelling 4.

Bij de baten moet ook duidelijk de spin-off gerekend worden, zoals bijvoorbeeld de gegevens die bij mesocosm-experimenten verkregen worden voor de validatie van levensgemeenschap- en populatie-modellen. Wel is kwaliteitsborging nodig om mesocosm-studies van voldoende kwaliteit te genereren. Geconcludeerd wordt dat in combinatie met de inzet van andere instrumenten, zoals modellen, en mits de kwaliteit is gewaarborgd, mesocosms een veelbelovend instrument vormen.

Als laatste wordt een voorstel voor een platform modelecosystemen besproken. Het platform is gericht op de toepassing van mesocosms binnen het ecotoxicologisch onderzoek als ook binnen het ecologisch onderzoek. Daarbij kan de insteek heel verschillend zijn, bijvoorbeeld marien, bodem of vegetatie. Er is belangstelling voor. Belangstellenden kunnen zich kenbaar maken door hun namen op een flap te schrijven.

7.3 Algehele conclusies

Het thema van de dag is in een aantal voordrachten vanuit verschillende zijden belicht. De mogelijkheden en beperkingen zijn vervolgens in de plenaire discussie nog verder besproken. De volgende algehele conclusies kunnen uit de voordrachten en de plenaire discussie worden getrokken:

1. Modellecosystemen nemen een duidelijke plaats in tussen veld en laboratorium.
2. Modellecosystemen hebben duidelijk voordelen ten opzichte van zowel veld als laboratorium.
3. Modellecosystemen hebben een aantal beperkingen.
4. Deze beperkingen kunnen voor een deel worden weggenomen door het onderzoek in modelecosystemen op te nemen in een onderzoeksketen, bestaande uit laboratoriumexperimenten, veldonderzoek (monitoring) en modelstudies en -ontwikkeling.
5. Mesocosms hebben als instrument een duidelijke meerwaarde voor het beleid. Ze maken een betere onderbouwing mogelijk van de beleidsadvisering. Ze vormen een belangrijke schakel in het proces van beleidsprobleem naar beleidsinstrument.

8 Samenvatting en synthese

Onderzoek in modelecosystemen (micro-, mesocosms, proefsloten) speelt in het beleidsonderbouwend onderzoek van verschillende beleidsvelden een rol. Dit gegeven was voor de werkgroep SAVE (interdepartementale werkgroep Samenwerking VEldeffecten) de aanleiding om een workshop te organiseren, waarin bestaande kennis en ervaring met modelecosystemen bij elkaar gebracht werd.

Modelecosystemen (micro-, mesocosms, proefsloten, veldenclosures) zijn experimentele opstellingen waarin delen van een ecosysteem nagebootst worden. Onderzoek in modelecosystemen speelt in het beleidsonderbouwend onderzoek van verschillende beleidsvelden een rol. Modelecosystemen worden ingezet als instrument om actoren (o.a. toxische stoffen, nutriënten, plaagsoorten) te beoordelen op hun ecologische consequenties.

Experimentele ecosystemen bieden voordelen, zowel ten opzichte van laboratorium-experimenten als van veldonderzoek. Een groot voordeel ten opzichte van laboratoriumtesten is de systeembenadering. Onder min of meer natuurlijke, semi-realistische omgevingscondities kunnen tegelijk effecten bestudeerd worden op delen van het ecosysteem als op het geheel. Ten tweede kunnen in dergelijk systemen naast directe effecten ook indirecte effecten en interacties worden bestudeerd. Een derde voordeel betreft het verkrijgen van inzicht in de mate van herstel en tenslotte kan onder semi-realistische omstandigheden stofgedrag worden onderzocht. Ten opzichte van onderzoek onder veldcondities, bieden modelecosystemen de mogelijkheid tot replicatie, een grotere controleerbaarheid, een betere mogelijkheid voor manipulatie en vormen zij een beter instrument om causaliteit aan te tonen.

Het gebruik van modelecosystemen heeft echter ook een aantal beperkingen. De ruimtelijke en temporele schaal is meestal kleiner dan in natuurlijke ecosystemen. Hierdoor wordt de werkelijkheid onvolledig en versimpeld nagebootst. Ten tweede is de verhouding volume/bodemoppervlak laag, waardoor het “wand”-effect groot is. Een derde nadeel vormen de relatief hoge kosten, die sterk kunnen oplopen naarmate de systemen groter worden. Ten vierde kan door de complexiteit van effecten, interacties en onverwachte effecten de wetenschappelijke interpretatie lastig zijn. Een laatste beperking betreft de reproduceerbaarheid die beperkt is tot de relatief dominante soorten. Indien gebruik gemaakt wordt van functionele groepen en/of multivariate technieken kan de reproduceerbaarheid worden verbeterd.

Ondervanging van de beperkingen en optimalisatie kunnen gerealiseerd worden door modelecosysteem-onderzoek op te nemen in een onderzoeksketen bestaande uit laboratoriumexperimenten, veldstudies (monitoring) en modelstudies en -ontwikkeling. Als onderdeel van een dergelijke keten vormen modelecosystemen een belangrijk instrument en bieden zij een duidelijke meerwaarde aan het beleidsonderbouwend onderzoek. Om de hoge kosten te reduceren is landelijke samenwerking tussen onderzoekers een vereiste. Hierin liggen kansen die tot op

heden te weinig zijn benut. Door deze kansen aan te grijpen kan optimaal gebruik gemaakt worden van ervaring, expertise en instrumentarium elders op dit gebied, waardoor efficiënter kan worden gewerkt.

Concluderend kan gesteld worden dat modelecosystemen een belangrijke schakel vormen in het proces van beleidsprobleem naar beleidsinstrument. Ondanks hun beperkingen, is de realiteitswaarde van modelecosystemen groter dan die van uitsluitend laboratoriumonderzoek.

Bijlage 1 Titels van de gepresenteerde posters

1. M. Greijdanus, RIZA. Stroomgoot opstelling Kampen.
2. Gestel, C.A.M., J.E. Koolhaas, K-H. Mebes, S.E. Jones, J.P. Sousa & T. Knacker. Terrestrial Model Ecosystem (TME). An instrument for Ecotoxicological Testing. VU, Amsterdam en partners.
3. Brink, P.J. van den, J.G.M. Cuppen, S.J.H. Crum, E. van Donk & Th.C.M. Brock. Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide linuron. Alterra-DLO / Wageningen UR.
4. Brink, P.J. van den, L. Posthuma & Th.C.M. Brock. Verification of the SSD concept: field relevance and implications for ecological risk assessment. Alterra / RIVM / Wageningen UR.
5. Jak, R.G., M.C.Th. Scholten & N.M. van Straalen. Effects of tributyltin on the functioning of enclosed marine plankton communities. TNO/VU.
6. Foekema, E.M., R.G. Jak & R.H. Jongbloed. Mesocosm and microcosm studies for assessing the actual ecological risk of chemicals. TNO.
7. Arts, G.H.P., J.D.M. Belgers & J.W.H. van der Kolk. Studies on de-eutrophication and vegetation recovery in *Lemna* dominated mesocosms. Alterra.

Bijlage 2 Deelnemers aan de SAVE-workshop

Dr. G.H.P. Arts	Alterra
H. Biemans	Student
Dr. T.C.M. Brock	Alterra
M.A. Daam	Student
J. de Jonge	RIZA
Dr. P.J. den Besten	RIZA
W. Didden	WAU
Drs. E. Dorland	UU
Ir. A. Durand-Huizing	Witteveen & Bos
Prof.dr. H.J.P. Eijsackers	Alterra
Dr. J.H. Faber	Alterra
E. Foekema	TNO-MEP
J.J.M. Geurts	Student
M. Greijdanus	RIZA
Drs. M.J. Greve	VROM
A. Hannewijk	RIKZ
P.A.M Heezen	Student
A.H. Hoffmann	Student
P.M.J.M. Huntjens	Student
Dr. R.G. Jak	TNO-MEP
R. Jongbloed	TNO-MEP
Dhr. D. Jonkers	DGM
Dr. J. Kammenga	LUW
R. Kamps	RIZA
F.C.M. Kerkum	RIZA
Ir. R. Knobben	IWACO
J.E. Koolhaas	VU
M. Kraaijeveld	Student
Ir. J. Lahr	AquaSense
Dr. R.S.E.W. Leuven	KUN
E.C.H.E.T. Lucassen	KUN
H. Maas	RIZA
Dr. Ir. J. Notenboom	Natuurplanbureau
J. Oosterbaan	RIZA
M.A.J. Peeters	Student
Dr. L. Posthuma	RIVM
Dr. T. Prins	RIKZ
C.A. Rovers	Student
Dr. M. Rutgers	RIVM
A.T. van Scheijndel	Student
P. Schout	RIKZ
S.I.P. Stalpers	Student
P. van de Sande	Student
L. van den Berg	KUN

Dr. Ir. N.W. van den Brink	Alterra
Dr. Ir. P.J. van den Brink	Alterra
H. van Dijk	Gezondheidsraad
Dr. Ir. C.A.M. van Gestel	VU
Ir. M. van Gijsen	Alterra
Dr. L. van Liere	RIVM
Prof. Dr N.M. van Straalen	VU
M. van der Veen	RIZA
Ing. R. van Wijngaarden	Alterra
K.B. te Velde	Student
H.J. Velthorst	Gemeente Arnhem
C.M.G. Verhagen	Student
A. Verschoor	NIOO
Dr. A.D. Vethaak	RIKZ
F.H.G. Willems	Student
G. Zwart	NIOO