

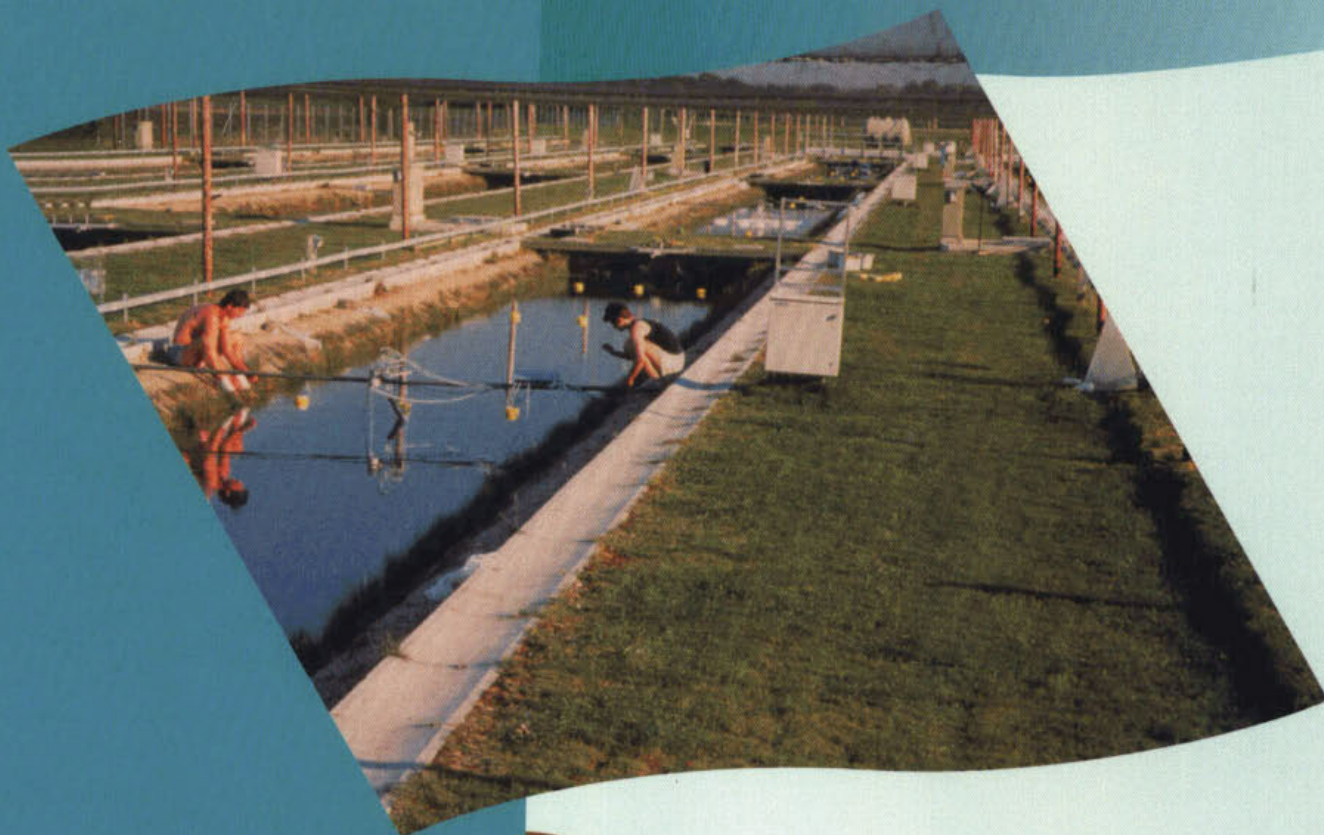
1998-31_ecologische-risicos-insecticiden

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen

Deel 2: insecticiden



98

31



sc-dlo

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen

Deel 2: insecticiden

René P.A. van Wijngaarden

Gerben J. van Geest

Theo C.M. Brock

Arthur van Schendelstraat 816

Postbus 8090, 3503 RB Utrecht

Telefoon 030 232 11 99

Telefax 030 232 17 66

E-Mail stowa@stowa.nl

Publicaties en het publicatie-
overzicht van de STOWA kunt u
uitsluitend bestellen bij:

Hageman Verpakkers BV

Postbus 281

2700 AC Zoetermeer

o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.

ISBN 90.5773.043.X

98 31

TEN GELEIDE

In de afgelopen jaren zijn diverse experimenten in kunstmatige ecosystemen uitgevoerd met als doel de normstelling voor bestrijdingsmiddelen te valideren. Veel van deze experimenten zijn gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur zodat deze informatie kan worden gebruikt voor het vaststellen van ecologische drempelwaarden van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater.

Het voorliggende rapport is het tweede van het project "Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater" en behandelt de insecticiden. In het eerste rapport van het project (STOWA rapport 98.30) worden de herbiciden besproken. Het project, dat financieel werd ondersteund door de STOWA en het Ministerie van LNV (DLO onderzoekprogramma 276), beoogt inzicht te verschaffen in de juistheid van de gehanteerde normen en in de ecologische gevolgen van normoverschrijding. Hiervoor zijn de resultaten van experimenten met individuele insecticiden in aquatische (semi)veldsituaties bijeengebracht en geëvalueerd. Het projectresultaat verschaft beleidsmedewerkers en waterbeheerders de mogelijkheid het ecologisch risico van berekende en gemeten concentraties bestrijdingsmiddel beter in te schatten. Deze kennis is ook van nut voor de interpretatie van (semi)veldstudies in het kader van het toelatingsbeleid van bestrijdingsmiddelen.

De auteurs van het rapport zijn René P.A. van Wijngaarden, Gerben J. van Geest en Theo C.M. Brock van DLO-Staring Centrum. Ook andere SC-DLO medewerkers, m.n. Paul J. van den Brink, hebben een belangrijke inbreng gehad door inhoudelijke bijdragen en/of het becommentariëren van het rapport. Het personeel van de bibliotheek van SC-DLO leverde een belangrijke bijdrage door hun attente hulp bij het vergaren van de literatuur. Vanuit de STOWA werd het project geïnitieerd door Sjoerd Klapwijk en begeleid door Bas van der Wal, vanuit LNV door Her de Heer. Tevens werd de voortgang van het rapport besproken met Gertie Arts (IBN-DLO), Margriet Beek (RIZA), Jolande de Jonge (RIZA), Jos Notenboom (RIVM), Erik van de Plassche (RIVM), Thomas Ietswaart (RIVM) en Dick Vethaak (RIKZ). Van de opbouwende kritiek van deze SAVE-werkgroepleden is dankbaar gebruik gemaakt.

Utrecht, december 1998

De directeur van de STOWA
Drs J.F. Noorthoorn van der Kruijff

INHOUDSOPGAVE

Lijst van afkortingen	5
Samenvatting / Summary	6
1. Inleiding	8
2. Materiaal en methoden	10
2.1 Verzamelde literatuur	10
2.2 Criteria voor de selectie van bruikbare (semi)veldstudies	10
2.3 Criteria voor de indeling van effectklassen	11
2.4 Vergelijking tussen insecticiden	12
2.5 Vergelijking van ecologische drempelwaarden met normen	13
3. Beschikbare informatie	16
3.1 Gebruikte studies	16
3.2 Acetylcholinesterase-remmers	16
3.3 Synthetische pyrethroiden	16
3.4 Overige insecticiden	18
4. Toedieningswijze en gedrag van insecticiden in oppervlaktewater	20
5. Gevoelige endpoints	22
5.1 Gerapporteerde effecten	22
5.2 Acetylcholinesterase-remmers	25
5.3 Synthetische pyrethroiden	25
5.4 Overige insecticiden	28
5.5 Respons gevoeligste endpoints	28
6. Indirecte effecten	32
7. Herstel	38
8. Evaluatie van de normstelling	42
8.1 Acetylcholinesterase-remmers	42
8.2 Synthetische pyrethroiden	42
8.3 Overige insecticiden	44
9. Discussie ecologische risico's insecticiden	46
10. Conclusies	48
11. Referenties	50
Bijlagen	58

LIJST VAN AFKORTINGEN

CAB	Chemical Abstracts
DLO	Dienst Landbouwkundig Onderzoek
DT ₅₀	halfwaardetijd voor degradatie
EC ₅₀	concentratie waarbij bij 50% van het aantal toetsorganismen effect optreedt
EPA	Environmental Protection Agency (Verenigde Staten)
EU	Europese Unie, Brussel
gg-EC ₅₀	geometrisch gemiddelde van verschillende EC ₅₀ waarden
IBN-DLO	DLO-Instituut voor Bos- en Natuurbeheer, Wageningen
LOEC	laagste concentratie waarbij een effect wordt geobserveerd
LOEC _{eco}	LOEC voor het gehele ecosysteem
LC ₅₀	concentratie waarbij bij 50% van het aantal toetsorganismen sterfte optreedt
LUW	Landbouwuniversiteit Wageningen
LNV	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau
NEFYTO	Nederlandse Stichting voor Fytofarmacie, Den Haag
NOEC	hoogste concentratie waarbij geen effect wordt geobserveerd
NOEC _{eco}	NOEC voor het gehele ecosysteem
NW4	Vierde Nota Waterhuishouding
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development (OESO in het Nederlands), Parijs
PD	Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen
PEC	Predicted Environmental Concentration
POM	particulair organisch materiaal
RIKZ	Rijksinstituut voor Kust en Zee
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad
SAVE	SAmenwerking VEldeffecten: een RIZA/RIKZ/SC-DLO/IBN-DLO/RIVM-werkgroep op het gebied van ecologische effecten van toxische stoffen in (semi)veldsituaties
SC-DLO	DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied, Wageningen
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht
TU _{gst}	Toxic Units op basis van gevoeligste standaard toetsorganisme; concentratie actieve stof in het water (C _w) gedeeld door de gg-EC ₅₀ van gevoeligste standaard toetsorganisme
UB	Uniforme Beginselen (toelatingscriteria voor gewasbeschermingsmiddelen volgens de EU)

SAMENVATTING

Om te weten te komen bij welke concentratieniveau's van insecticiden er geen effecten optreden in zoetwaterecosystemen, en wat de ecologische consequenties zijn van normoverschrijdingen, is een literatuurstudie uitgevoerd van experimenten met insecticiden in aquatische (model)ecosystemen. Op basis van deze informatie is - waar mogelijk - voor de afzonderlijke insecticiden de hoogste geteste concentratie vastgesteld waarbij geen effecten in het ecosysteem worden waargenomen (= NOEC_{eco}). Vervolgens zijn deze NOEC_{eco}'s vergeleken met waterkwaliteitsnormen. Om inzicht te krijgen in de ecologische gevolgen van normoverschrijdende concentraties, inventariseerden we de gerapporteerde effecten naar grootte en duur.

Uit het review komt naar voren dat slechts een beperkt aantal van de (semi)veldstudies geschikt is voor het vaststellen van NOEC_{eco}'s. De meeste studies hebben zich gericht op korte-termijn effecten van relatief hoge blootstellingsconcentraties. De meeste kennis van ecologische effecten van insecticiden in oppervlaktewater is beschikbaar voor een beperkt aantal organofosfaten (o.a. azinfosmethyl, chloorpyrifos en parathion-methyl) en pyrethroïden (o.a. esvenfaleraat, fenvaleraat en lambda-cyhalothrin) en voor lindaan en diflubenzuron.

De meeste studies zijn uitgevoerd in testsystemen die representatief zijn voor geïsoleerd stilstaand water. De manier waarop insecticiden in het water terecht komen (overwaaien, afspoelen), en de fysisch-chemische eigenschappen van die stoffen, kunnen veel invloed hebben op de blootstellingsconcentraties en de ecologische effecten. Door de gerapporteerde testconcentraties van de (semi)veldstudies te normaliseren met toxiciteitsgegevens van het gevoeligste standaard toetsorganisme (TU_{gst}) kunnen de veldeffecten van insecticiden met een overeenkomstig werkingsmechanisme goed met elkaar vergeleken worden.

Bij de meeste insecticiden zijn de gevoeligste soorten onder de kreeftachtigen of insecten te vinden. In standaard laboratoriumtoetsen met pyrethroïden worden naast watervlooien ook vissen gerapporteerd als meest gevoelige organismen. Vissen blijken echter onder (semi)veldcondities meestal minder gevoelig dan kreeftachtigen en insecten. In het algemeen zijn vertegenwoordigers van de watervlooien (Cladocera), vlokreeften (Amphipoda), eendagsvliegen (Ephemeroptera) en de vliegen & muggen (Diptera) het meest gevoelig voor acetylcholinesterase-remmers. Voor pyrethroïden zijn dat vlokreeften, waterpissebedden (Isopoda), vliegen & muggen, eendagsvliegen en wantsen (Hemiptera).

De toelatingscriteria voor insecticiden volgens de Europese Unie (Uniforme Beginselen) en waterkwaliteitsnormen gebaseerd op het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) bieden voldoende bescherming aan zoetwaterecosystemen bij blootstelling aan individuele insecticiden. Afhankelijk van het blootstellingsregime ligt de NOEC_{eco}-waarde in de regel bij concentraties tussen 0,01 en 0,1 x EC₅₀ van het meest gevoelige standaard toetsorganisme.

Binnen twee maanden na beëindiging van de toepassing, en afhankelijk van het blootstellingsregime, zijn gevoelige populaties van kreeftachtigen en insecten in de regel hersteld als de uiteindelijke blootstellingsconcentraties lager zijn dan (0,1-1) x EC₅₀ van het meest gevoelige standaard toetsorganisme. Naast de blootstellingsconcentratie en de levenscycluseigenschappen van gevoelige populaties bepaalt ook de ecologische infrastructuur (o.a. isolatiegraad van het testsysteem) de mate en de snelheid van herstel.

Indirecte effecten worden pas bij relatief hoge blootstellingsconcentraties aangetoond (> 0,1 - 1 TU_{gst}). Regelmatig gerapporteerde indirecte effecten van insecticidenstress zijn een toename in algen (symptoom van eutrofiëring!) en een toename van minder gevoelige herbivoren (o.a. raderdiertjes en slakken) ten koste van herbivore kreeftachtigen en insecten.

SUMMARY

A literature review of freshwater model ecosystem studies with insecticides was performed 1) to assess the $NOEC_{ecosystem}$ for individual compounds, 2) to compare these threshold levels with water quality standards and 3) to evaluate the ecological consequences of exceeding these standards. Studies were judged appropriate for this purpose when 1) the test systems simulated a realistic freshwater community, 2) the experimental design was generally sound (ANOVA or regression design; exposure concentrations described) and 3) when published in 1980 and later.

Most studies dealt with organophosphates (predominantly single applications) and pyrethroids (mostly repeated applications) in standing waters. Structural endpoints were more sensitive than functional ones. The most sensitive taxa were representatives of the crustaceans, insects and fish. Most studies tested relatively high concentrations, with even lowest concentrations showing effects. A $NOEC_{eco}$ could therefore be established for a limited number of compounds only. Based on toxic units, safe threshold values were more or less the same for compounds with a similar mode of action. This also accounted for the nature and magnitude of direct effects at higher concentrations. Usually, indirect effects were reported at higher concentrations than those for direct effects. Although laboratory single species toxicity tests may not allow predictions on (exact) ecological effects, some generalisations on direct effects and recovery can be made with respect to the acute EC_{50} of the most sensitive standard test species. Safe concentrations, as set for water quality standards appear to be protective. Depending on exposure regime, the $NOEC_{eco}$ is generally in the range of $(0.1-0.01) \times EC_{50}$ of the most sensitive standard test species. Recovery of sensitive endpoints usually takes place within two months after final concentrations lower than $(0.1-1) \times EC_{50}$ of the most sensitive standard test species.

1. INLEIDING

Dit rapport geeft een analyse van de actuele ecologische risico's van insecticiden in zoetwater ecosystemen. De afzet van insecticiden/acariciden in Nederland bedroeg in 1995 ca 497.000 kg actieve stof. Dit is ca 5% van de totale afzet van bestrijdingsmiddelen in 1995 (Nefyto, 1996). Enkele belangrijke groepen van werkzame stoffen voor bestrijding van insecten, en die ook in dit verslag besproken worden, zijn de organofosfaat insecticiden (afzet in 1995 ca 253.000 kg actieve stof), de carbamaten (afzet ca 113.000 kg actieve stof), gechlloreerde koolwaterstoffen (afzet ca 25.000 kg actieve stof), synthetische pyrethroiden (afzet ca 8000 kg actieve stof) en acyl-ureum verbindingen (afzet ca 5000 kg actieve stof).

Recentelijk zijn diverse rapporten verschenen die o.a. de aquatische ecotoxicologie van insecticiden als onderwerp hebben (Teunissen-Ordelman & Schrap, 1996; Teunissen-Ordelman et al., 1996; Crommentuijn *et al.*, 1997; Beek & Knobben, 1997). In deze rapporten is informatie gepresenteerd over fysisch-chemische eigenschappen, voorkomen in oppervlaktewater, toxiciteit voor waterorganismen en normstelling. Resultaten van gecontroleerde (semi)veldexperimenten met insecticiden zijn in deze studies echter nauwelijks meegenomen. Twee STOWA/SC-DLO-rapporten pogen deze leemte te vullen. Het voorliggende rapport verschaft een analyse van de beschikbare informatie over ecologische effecten van insecticiden in zoetwater ecosystemen. In een voorgaand rapport zijn de ecologische risico's van herbiciden behandeld (Lahr *et al.*, 1998).

Uit de beschikbare literatuur blijkt dat beschrijvend hydrobiologisch veldonderzoek naar effecten van insecticiden schaars is. De in dit rapport gepresenteerde gegevens zijn dan ook voornamelijk gebaseerd op experimenten in aquatische modeecosystemen, die afhankelijk van hun afmetingen ook wel microcosms (relatief klein) of mesocosms (relatief groot) genoemd worden. Een voordeel van deze door de onderzoeker geconstrueerde experimentele ecosystemen is dat ze gerepliceerd kunnen worden. Hierdoor verschaffen ze de mogelijkheid om onderzoek te doen op ecosysteemniveau, onder condities waarbij slechts een deel van de systemen behandeld wordt. Tevens bieden deze systemen het voordeel dat meerdere concentraties van een verontreinigende stof tegelijkertijd kunnen worden getest. Voor een discussie m.b.t. voordelen en tekortkomingen van dergelijke systemen t.o.v. natuurlijke aquatische ecosystemen wordt verwezen naar Brock *et al.* (1993a).

De doelstellingen van het hier gepresenteerde literatuuronderzoek zijn:

- a) inventariseren van NOEC_{eco} en LOEC_{eco}-waarden voor individuele insecticiden in oppervlaktewater, welke experimenteel zijn bepaald met behulp van zoetwater modeecosystemen (microcosms, mesocosms) of adequate veldstudies. Tevens wordt hierbij rekening gehouden met de toedieningsfrequentie (eenmalig versus meervoudig). De NOEC_{eco} is de hoogst geteste concentratie waarbij nog geen, of nauwelijks, effecten op de structuur en het functioneren van het onderzochte (model)ecosysteem worden waargenomen; de LOEC_{eco} is de laagst geteste concentratie waarbij duidelijke effecten optreden;
- b) vergelijken van deze NOEC_{eco}'s met vastgestelde normen voor insecticiden in oppervlaktewater;
- c) evalueren van de ecologische gevolgen van normoverschrijding, inclusief indirecte (secundaire) effecten en hersteltijd.

2. MATERIAAL EN METHODEN

2.1 Verzamelde literatuur

Het bij SC-DLO aanwezige literatuurbestand diende als basis voor het onderzoek. Dit bestand is in de loop der jaren opgebouwd en bijgehouden m.b.v. de attenderingsbulletins 'Chemical Abstracts' en 'Current Contents'. Het bestaande bestand werd gecontroleerd op eventuele leemtes door een gerichte literatuurrecherche. Hiervoor werd het programma 'Winspurs' (versie 2.0) gebruikt. Met dit programma zijn de databases afgezocht van 'Agris Current' (1980 - heden), 'Biological Abstracts' (dec. 1989 - heden), en 'CAB-Abstracts' (1980 - heden). Publicaties tot en met juni 1997 zijn in dit literatuuronderzoek opgenomen.

2.2 Criteria voor de selectie van bruikbare (semi)veldstudies

De volgende criteria zijn gehanteerd bij het selecteren van studies:

1. Het testsysteem staat model voor een realistische levensgemeenschap van het zoete water (aanwezige organismen vertegenwoordigen diverse trofische niveaus, met name primaire producenten, consumenten en decomposers).
2. De proefopzet is voldoende en ondubbelzinnig beschreven.
3. De voor de studie relevante blootstellingconcentraties zijn te herleiden (op zijn minst zijn de nominale concentraties bekend).
4. De onderzochte 'endpoints' (als meetdoel geselecteerde parameters) zijn gevoelig voor de stof en de effecten houden redelijkerwijs verband met de werkingsmechanismen van insecticiden. Vooral Arthropoda en vissen worden als gevoelige endpoints voor insecticiden aangemerkt (Hill *et al.*, 1994a; Graney *et al.*, 1994; zie ook Tabellen 4 en 5).
5. De effecten zijn statistisch aantoonbaar en vertonen een eenduidige dosis-effect relatie, of waargenomen effecten zijn in overeenstemming met een dosis-effect relatie uit aanvullende studies.
6. Voor het vaststellen van een $NOEC_{eco}$ mag ten minste de laagste testconcentratie binnen een studie geen consistent effect vertonen dat toe te schrijven is aan de behandeling; de concentratie boven de $NOEC_{eco}$ vertoont een duidelijk effect ($LOEC_{eco}$).
7. Voor het vergelijken van veldconcentraties met normconcentraties moeten toxiciteitgegevens van standaard toetsorganismen (tenminste *Daphnia* en vis) en/of waterkwaliteitsnormen (grenswaarden of MTR's) bekend zijn.
8. De studie is gepubliceerd in 1980 of later.

De geselecteerde studies zijn vervolgens ingedeeld naar het blootstellingregime (enkelvoudig, meervoudig of constant belast), het soort testsysteem (stagnant of stromend) en het werkingsmechanisme van de insecticiden. In eerste instantie is een onderscheid gemaakt tussen de drie hoofdgroepen 1) acetylcholinesterase-remmers (organofosfaten en carbamaten), 2) synthetische pyrethroiden en 3) overige insecticiden (organochloor en acyl-ureum insecticiden).

2.3 Criteria voor de indeling van effectklassen

De in de literatuur beschreven effecten van behandelingen met insecticiden zijn ingedeeld naar gevoeligheid van de respons van de onderzochte endpoints. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen acht categorieën:

- a) microcrustaceën (o.a. Cladocera, Copepoda, Ostracoda),
- b) macrocrustaceën (o.a. Amphipoda, Isopoda),
- c) insecten
- d) vissen
- e) rotiferen (Rotifera; raderdieren)
- f) overige macro-evertebraten
- g) algen en macrofyten
- h) gemeenschapsmetabolisme.

De effecten gerapporteerd op deze endpoints zijn ingedeeld in vijf effectklassen die zijn gebaseerd op de volgende criteria:

Klasse 1: 'effect niet aantoonbaar'

- geen effecten waargenomen ten gevolge van de behandeling (statistisch aantoonbaar zijn speelt bij dit criterium in eerste instantie een belangrijke rol) en;
- waargenomen verschillen tussen behandeling en controles vertonen geen duidelijke causaliteit.

Klasse 2: 'licht effect'

- effecten gerapporteerd in terminologie van 'slight'; 'transient' en;
- kortdurende en/of kwantitatief beperkte respons van gevoelige endpoints en;
- effecten slechts waargenomen op individuele monstertijdstippen.

Klasse 3: 'groot kortdurend effect'

- uitgesproken respons van gevoelige endpoints, maar totaal herstel binnen 8 weken na laatste toediening en;
- effecten gerapporteerd als 'tijdelijke effecten op meerdere gevoelige soorten'; 'tijdelijke eliminatie gevoelige soorten'; 'tijdelijke effecten op minder gevoelige soorten/endpoints' en;
- effecten waargenomen op enkele opeenvolgende monstertijdstippen.

Klasse 4: 'groot effect in kortdurende studie'

- uitgesproken effecten (o.a. grote reducties in dichtheden van gevoelige soorten) waargenomen, maar de duur van de studie is te kort voor het aantonen van volledig herstel binnen 8 weken na (laatste) toediening van het insecticide.

Klasse 5: 'groot langdurig effect'

- uitgesproken respons van gevoelige endpoints en hersteltijd van gevoelige endpoints langer dan 8 weken na laatste toediening en;

- effecten gerapporteerd als 'langdurige effecten op veel gevoelige soorten/endpoints'; 'eliminatie gevoelige soorten'; effecten op minder gevoelige soorten/endpoints' of andere beschrijvingen van deze strekking en;
- effecten waargenomen op diverse opeenvolgende monstertijdstippen.

Om praktische redenen is bij bovenstaande criteria een hersteltijd van 8 weken aangehouden, aangezien in de meeste (semi)veldstudies bepaalde endpoints (macrocrustaceën, vissen, overige macro-evertebraten, macrofyten) hooguit tweewekelijks of maandelijks bemonsterd worden.

Voor alle acht categorieën werd voor iedere bestudeerde concentratie van elke studie bepaald tot welke effectklasse de respons ingedeeld kon worden. Door deze resultaten uit te zetten tegen de getoetste (nominale) concentraties uitgedrukt in 'toxic units' (zie paragraaf 2.4) wordt een overzicht verkregen van de gerapporteerde effecten en bij welke concentraties deze optreden (zie Figuur 1 als voorbeeld).

Om een samenvatting te geven van alle verkregen resultaten (en de spreiding hierin), zijn de gegevens ook met logistische regressie geanalyseerd. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen studies met een eenmalige en meervoudige/chronische toediening. Hiervoor zijn de effectklassen teruggebracht naar een binaire grootheid (ja/nee; 0/1). De effectklassen zijn op drie verschillende manieren ingedeeld: geen versus licht en duidelijk effect (Klasse 1 versus 2,3,4,5); geen en licht versus duidelijk effect (Klasse 1,2 versus 3,4,5) en herstel versus geen herstel binnen 8 weken (klasse 1,2,3 versus 5). De eerste indeling kan als een "worst-case" beschouwd worden, alle effecten hoe klein ook worden meegenomen. De tweede indeling is iets liberaler, lichte effecten optredend op een enkel monstertijdstip worden als minder belangrijk beschouwd. De derde indeling bepaald of het endpoint zich binnen 8 weken heeft kunnen herstellen of niet. Klasse 4 effecten zijn bij deze indeling buiten beschouwing gelaten omdat de duur van de betreffende studies te kort was om te bepalen of de bestudeerde endpoints zich al dan niet binnen 8 weken herstelden. Het logistische model dat gebruikt is voor deze berekeningen is:

$$y = \frac{1}{1 + e^{-b(\ln(x)-a)}}$$

Hierin is y de responsvariabele (wel/geen effect; wel/geen herstel), x de concentratie uitgedrukt in 'toxic units' (TU_{gst} ; voor berekening zie paragraaf 2.4), a de concentratie waarbij voor 50% van de studies een effect of geen herstel is gerapporteerd, en b is de helling van de sigmoïde curve bij deze concentratie. Met behulp van deze functie is het 10, 50 en 90 percentiel berekend; d.w.z. die gefitte concentraties (uitgedrukt in TU_{gst}) waarvoor voorspeld wordt dat bij respectievelijk 10, 50 en 90% van de studies een bepaald effect optreedt. Tevens zijn de 95%-betrouwbaarheidsintervallen voor deze percentielen berekend. De berekeningen zijn uitgevoerd met het statistische pakket GENSTAT (Payne en Lane, 1993).

2.4 Vergelijking tussen insecticiden

Om een goede vergelijking tussen studies met verschillende insecticiden mogelijk te maken, zijn de gerapporteerde veldconcentraties 'genormaliseerd' door deze te delen door de EC_{50} van de aquatische standaard toetssoort *Daphnia magna* (watervlo) of door de LC_{50} van een gevoeligere standaard vis (o.a. de soorten *Oncorhynchus mykiss* (= *Salmo gairdneri*), *Lepomis macrochirus* en *Pimephalus promelas*). Voor de geëvalueerde insecticiden blijkt in de meeste gevallen *Daphnia magna* het meest gevoelige standaard toetsorganisme te zijn. Bij enkele pyrethroiden zijn zowel *Daphnia* als vis een representatief gevoelig standaard toetsorganisme. Slechts voor de in dit verslag geëvalueerde organochloor-insecticide lindaan zijn vissen veel gevoeliger dan *Daphnia*. Door veldconcentraties te delen door de acute 48-96 u L(E) C_{50} van een representatief standaard toetsorganisme worden de effecten van een behandeling uitgedrukt in termen van 'toxic units'.

Als eerste informatiebron voor de toxiciteitgegevens zijn de publicaties van Crommentuijn *et al.* (1997), Mayer & Eilersieck (1986) en de referenties uit de artikelen over de geëvalueerde (semi)veldstudies gebruikt. Voor enkele stoffen is daarna nog verder gezocht in on-line literatuurbestanden. Indien er meerdere EC₅₀'s van een standaard toetsorganisme beschikbaar waren, werd hiervan voor de gevoeligste soort het geometrisch gemiddelde berekend. Deze procedure werd gevolgd omdat eventueel afwijkende EC₅₀-waarden dan minder zwaar wegen. Het geometrisch gemiddelde van beschikbare EC₅₀-waarden voor de geselecteerde standaard toetssoort wordt in dit rapport verder aangeduid met de term "gg-EC₅₀".

Een van de doelstellingen van dit rapport is om experimenten met verschillende insecticiden onderling te vergelijken. Hiervoor zijn de getoetste concentraties genormaliseerd naar hun toxiciteit voor het gevoeligste standaard toetsorganisme; de waterconcentratie als getest in de verschillende experimenten zijn gedeeld door de gg-EC₅₀ van de gevoeligste standaard toetssoort (meestal *Daphnia magna* soms vis). De eenheid van de resulterende grootte wordt gedefinieerd als TU_{gst}: Toxic Unit van het gevoeligste standaard toetsorganisme.

Alle verzamelde toxiciteitgegevens voor standaard toetsorganismen zijn opgenomen in de bijlagen. In het hoofdrapport worden verder alleen de gg-EC₅₀'s en de waterconcentraties uitgedrukt in TU_{gst} vermeld.

2.5 Vergelijking van ecologische drempelwaarden met normen

Uit (semi)veldstudies verkregen ecologische drempelwaarden (NOEC_{eco}'s) worden vergeleken met in Nederland gehanteerde normen. Voor bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater kan een onderscheid gemaakt worden tussen toelatingsnormen en waterkwaliteitsnormen. Bij waterkwaliteitsnormen hanteert men als uitgangspunt het Maximaal Toelaatbaar Risico-niveau (MTR). Indien meer dan 4 adequate chronische toxiciteitgegevens voor waterorganismen beschikbaar zijn wordt het MTR bepaald volgens de methode beschreven door Aldenberg & Slob (1993). Indien minder dan 4 chronische NOEC's beschikbaar zijn wordt het MTR bepaald volgens de gemodificeerde EPA-methode zoals beschreven in Crommentuijn *et al.* (1997).

Toelatingsnormen zijn gebaseerd op de criteria beschreven in de Uniforme Beginselen (EU, 1997). Volgens de Uniforme Beginselen mag bij de eerste stap in de risico-evaluatie de concentratie van een bestrijdingsmiddel in oppervlaktewater niet hoger zijn dan 0,01 x acute L(E)C₅₀ voor vis of *Daphnia* en 0,1 x EC₅₀ voor alg. Tevens mag bij langdurige blootstelling de gemiddelde blootstellingconcentratie niet hoger zijn dan 0,1 x chronische NOEC *Daphnia* (21 dagen) en vis (28 dagen). In tweede instantie kan van bovengenoemde toelatingsnormen afgeweken worden mits d.m.v. een adequate risico-evaluatie wordt aangetoond dat het actuele risico voor waterorganismen aanvaardbaar is. Binnen de Nederlandse wettelijke kaders (besluitvorming milieutoelatingseisen bestrijdingsmiddelen) wordt bij de alg overigens het criterium van 0,1 x NOEC gehanteerd.

Normen volgens de Uniforme Beginselen (UB-norm) worden in dit rapport vastgesteld op basis van toxiciteitgegevens voor testorganismen volgens OECD-richtlijnen. De volgende standaard toetsorganismen worden in OECD-richtlijnen genoemd: de algen *Selenastrum capricornutum*, *Scenedesmus subspicatus* en *Chlorella vulgaris*, de kreeftachtigen *Daphnia magna* en *Daphnia* sp. en de vissen *Brachydanio rerio*, *Pimephales promelas*, *Cyprinus carpio*, *Oryzias latipes*, *Poecilia reticulata*, *Lepomis macrochirus*, *Gasterosteus aculeatus* en *Oncorhynchus mykiss*.

In dit rapport worden de UB-normen vastgesteld op basis van de acute toxiciteitsgegevens omdat:

- adequate chronische toxiciteitsgegevens voor de in (semi)veldstudies onderzochte stoffen niet altijd beschikbaar zijn i.t.t. acute toxiciteitsgegevens,
- in (semi)veldstudies in de regel nominale of gemeten piekconcentraties van het onderzochte bestrijdingsmiddel gerapporteerd worden maar niet de gemiddelde blootstellingsconcentraties voor resp. 21 en 28 dagen,

- $0,01 \times$ acute $L(E)C_{50}$ voor de piekconcentratie meestal een strenger criterium is dan $0,1 \times$ chronische NOEC voor de gemiddelde concentratie.

In dit rapport definiëren we een liberale en een conservatieve UB-norm. De in de literatuur gerapporteerde laagste $L(E)C_{50}$ -waarde voor een van de bovengenoemde standaard toetsorganismen wordt als basis genomen voor de berekening van de conservatieve UB-norm, door deze waarde met een factor 100 te delen. De liberale UB-norm wordt vastgesteld door de in de vorige paragraaf beschreven "gg- $L(E)C_{50}$ " te delen met een factor 100. De liberale UB-norm gaat dus meestal uit van het geometrisch gemiddelde van de beschikbare acute $L(E)C_{50}$ -waarden van *Daphnia magna*. Slechts bij lindaan en enkele pyrethroïden wordt de liberale UB-norm vastgesteld op basis van het geometrisch gemiddelde van de beschikbare acute $L(E)C_{50}$ -waarden van de gevoeligste standaard vis.

3. BESCHIKBARE INFORMATIE

3.1 Gebruikte studies

Van de geselecteerde studies zijn allereerst uitgebreide samenvattingen gemaakt. Een beknopte versie van deze samenvattingen is in Bijlagen I t/m XXI van dit rapport te vinden. Hiertoe zijn de gegevens alfabetisch per stof gerangschikt.

3.2 Acetylcholinesterase-remmers

Binnen deze groep vallen de organofosfaat- en carbamaat-insecticiden. Ze remmen de werking van het enzym acetylcholinesterase. De remming van het enzym heeft ophoping van acetylcholine bij de cholinereceptoren tot gevolg en daarmee verstoring (overprikkeling) van de zenuwimpulsen.

Van de ca 35 in ons land toegelaten organofosfaat-insecticiden zijn, in afnemende volgorde, dimethoaat, dichloorvos, parathion-ethyl, oxydemeton-methyl, ethoprofos (ook nematicide), chloorpyrifos, acefaat en chloorfenvinfos de meest gebruikte actieve stoffen in de landbouw (gebruik > 10.000 kg actieve stof). De organofosfaat-insecticiden die in Nederland regelmatig worden aangetroffen in zoet oppervlaktewater zijn volgens Phernambucq *et al.* (1996) de actieve stoffen dichloorvos, malathion, parathion-ethyl, mevinfos, ethoprofos en diazinon. Van de meer dan veertig ons bekende organofosfaat-insecticiden zijn er met slechts een beperkt aantal (semi)veldstudies uitgevoerd. Na toetsing aan de evaluatie-criteria blijven 24 studies over die adequate informatie leveren m.b.t. ecologische risico's van 7 actieve stoffen (Tabel 1). De geselecteerde studies zijn vooral uitgevoerd met chloorpyrifos (10 studies), fenitrothion (5 studies) en azinfos-methyl (4 studies). Vijf van de zeven bestudeerde organofosfaat insecticiden (azinfos-methyl, chloorpyrifos, diazinon, parathion-ethyl, parathion-methyl) zijn in Nederland (nog) toegelaten.

Van de ca 9 in ons land toegelaten carbamaat-insecticiden zijn methiocarb, pirimicarb, propoxur, carbaryl en carbofuran de meest gebruikte actieve stoffen in de landbouw. Volgens Phernambucq *et al.* (1996) zijn tijdens monitoringprogramma's pirimicarb, en in mindere mate carbofuran, in zoet oppervlaktewater aangetoond. Na toetsing aan de evaluatie-criteria blijven 5 (semi-)veldstudies over die adequate informatie leveren over de actieve stoffen bendiocarb, carbaryl en carbofuran.

3.3 Synthetische pyrethroïden

Net als andere grote groepen van insecticiden (bv. organofosfaten, carbamaten en organochloriden) tasten pyrethroïden de functie van het zenuwstelsel aan. Waarschijnlijk ontstaat er een interactie van het pyrethroïde met natriumkanalen in de zenuwmembranen, waardoor het zenuwstelsel volledig ontregeld wordt door een continue serie zenuwimpulsen. Uiteindelijk resulteert dit in de dood van het desbetreffende organisme (Van Rijn *et al.*, 1995).

De belangrijkste emissies van synthetische pyrethroïden naar oppervlaktewater worden veroorzaakt door het gebruik in de landbouw. Van de ca 12 in Nederland toegelaten pyrethroïden zijn permethrin, deltamethrin, esfenvaleraat en lambda-cyhalothrin de meest gebruikte middelen in de landbouw (afzet > 1.000 kg actieve stof). Van de in Nederland toegelaten pyrethroïden werden tijdens chemische monitoringprogramma's de actieve stoffen cypermethrin, deltamethrin, esfenvaleraat en permethrin in oppervlaktewater aangetoond (Teunissen-Ordeman *et al.*, 1996). Zij concluderen overigens dat voor de in Nederland toegepaste synthetische pyrethroïden weinig meetgegevens beschikbaar zijn.

Na toetsing aan de evaluatie-criteria blijven 16 (semi-)veldstudies over die adequate informatie leveren over de actieve stoffen cypermethrin, cyfluthrin, deltamethrin, esfenvaleraat, fenvaleraat, lambda-cyhalothrin, permetrin en tralomethrin (Tabel 2). Het betreft voornamelijk Noord-Amerikaanse studies in

stagnante systemen. Van de 8 bestudeerde synthetische pyrethroïden zijn de stoffen fenvaleraat en tralomethrin momenteel niet in gebruik als landbouwbestrijdingsmiddel in Nederland.

Tabel 1. Experimenten met acetylcholinesterase-remmers opgenomen in dit rapport. E-stag = enkelvoudige piekbelasting in een stagnant systeem; E-strom = enkelvoudige piekbelasting in een stromend systeem; M-stag = meervoudige piekbelastingen in een stagnant systeem; M-strom = meervoudige piekbelastingen in een stromend systeem; L-stag = langdurig constante blootstelling in een stagnant systeem; L-strom = langdurig constante blootstelling in een stromend systeem; (*) studies voldoen niet aan alle criteria maar leveren informatie over lage blootstellingsconcentraties.

Werkzame stof	Experiment	Locatie	Auteur
<i>Organofosfaat insecticiden</i>			
Azinfos-methyl	E-stag	USA (lab)	Stay & Jarvinen 1995
-	E-stag	USA (Minnesota)	Tanner & Knuth 1995
-	M-stag	USA (Kansas)	Giddings et al. 1994
-	E-stag	USA (Minnesota)	Knuth et al. 1992
Chloorpyrifos	E-strom	Australië	Pusey et al. 1994
-	L-stag	NL (lab)	Van den Brink et al. 1995
-	L-strom	Australië	Ward et al. 1995
-	E-stag	USA (Kansas)	Biever et al. 1994
-	E-stag	NL	Van Wijngaarden et al. 1996; Van den Brink et al. 1996; Kersting & Van den Brink 1997
-	E-stag	NL (lab)	Brock et al. 1992 a,b; 1993b
-	E-stag	NL (lab)	Van Donk et al. 1995; Brock et al. 1995; Cuppen et al. 1995
-	E-stag	USA (Minnesota)	Siefert et al. 1989; Brazner et al. 1989; Brazner & Kline 1990
-	E-stag	USA (lab)	Stay et al. 1989
-	E-stag	Canada	Hughes et al. 1980
Diazinon	M-stag	USA (Kansas)	Giddings et al. 1996
Fenitrothion	E-stag	Senegal	Lahr & Diallo 1993
-	M-stag	Canada	Fairchild & Eidt 1993
-(*)	E-strom	UK	Morrison & Wells 1981
-(*)	E-strom	Canada	Poirier & Surgeoner 1988
-(*)	E-strom	Japan	Yasuno 1981
Parathion-ethyl	L-stag	NL	Dortland 1980
Parathion-methyl	E-stag	UK	Crossland 1984
-	E-stag	UK	Crossland 1988
Phorate	E-stag	USA (S. Dakota)	Dieter et al. 1996
<i>Carbamaten</i>			
Bendiocarb	E-stag	Senegal	Lahr et al. 1995
Carbaryl	E-stag	USA (Ohio)	Havens 1994; 1995
-	E-strom	Canada (Maine)	Courtemanch & Gibbs 1980
Carbofuran	E-stag	Canada (Alberta)	Wayland 1991

(*) studie voldoet niet aan alle selectiecriteria

Tabel 2. Experimenten met synthetische pyrethroïden opgenomen in dit rapport. E-stag = enkelvoudige piekbelasting in een stagnant systeem; E-strom = enkelvoudige piekbelasting in een stromend systeem; M-stag = meervoudige piekbelastingen in een stagnant systeem; M-strom = meervoudige piekbelastingen in een stromend systeem; L-stag = langdurig constante blootstelling in een stagnant systeem; L-strom = langdurig constante blootstelling in een stromend systeem.

Werkzame stof	Experiment	Locatie	Auteur
Cyfluthrin	M-stag	USA (Texas)	Johnson et al. 1994; Morris et al. 1994
Cypermethrin	M-stag	UK	Farmer et al. 1995
-	M-stag 1	USA (North Carolina)	Hill 1985
-	M-stag 2	USA (North Carolina)	Hill 1985
Deltamethrin	E-stag	Senegal	Lahr et al. 1995
-	E-stag	Canada	Morrill & Neal 1990
Esfenvaleraat	M-stag	USA (Alabama)	Webber et al. 1992
-	M-stag	USA (Missouri)	Fairchild et al. 1992b
-	M-stag	USA (Minnesota)	Lozano et al. 1992; Tanner & Knuth 1996
-	M-stag	USA (Missouri)	Fairchild et al. 1994
-	E-stag	USA (lab)	Stay & Jarvinen 1995
Fenvaleraat	E-stag	Canada (Ontario)	Day et al. 1987
-	L-strom	USA (Iowa)	Breneman & Pontasch 1994
Lambda-cyhalothrin	M-stag	UK	Farmer et al. 1995
-	M-stag	USA (North Carolina)	Hill et al. 1994b
Permethrin	E-stag	Canada (Ontario)	Kaushik et al. 1985
Tralomethrin	M-stag	USA (Texas)	Mayasich et al. 1994

3.4 Overige insecticiden

Onder de noemer overige insecticiden scharen wij in het kader van dit rapport alle middelen die geen directe acetylcholinesterase-remmende werking hebben of niet tot de synthetische pyrethroïden behoren. Het betreft organochloor en acyl-ureum insecticiden.

In ons land zijn nog 3 gechloreerde koolwaterstoffen als insecticide/acaricide toegestaan. De meest toegepaste stof is lindaan met een afzet van 19.000 kg actieve stof in 1995 (Nefyto, 1996). Lindaan vertraagt de werking van de natrium-kalium kanalen in de zenuwcellen waardoor de impulsen van de zenuwen niet meer doorgegeven worden aan de spieren (Van Rijn *et al.* 1995). De adequaat bevonden studies met gechloreerde koolwaterstoffen zijn uitgevoerd met lindaan en methoxychloor (Tabel 3). Methoxychloor is sinds 1990 in Nederland verboden.

In ons land worden de acyl-ureumverbindingen diflubenzuron en teflubenzuron als insecticide toegepast. Deze insecticiden verstoren de aanmaak van chitine (Van Rijn *et al.*, 1995). Het uitwendig skelet van kreeftachtigen en insecten bestaat voor een groot gedeelte uit chitine waardoor, bij blootstelling aan deze middelen, vooral problemen ontstaan bij de metamorfose en vervellingen van Arthropoda. De adequaat bevonden studies met acyl-ureum insecticiden zijn allen uitgevoerd met de actieve stof diflubenzuron (Tabel 3).

Tabel 3. Experimenten met gechloreerde koolwaterstoffen en acyl-ureum insecticiden opgenomen in dit rapport. E-stag = enkelvoudige piekbelasting in een stagnant systeem; E-strom = enkelvoudige piekbelasting in een stromend systeem; M-stag = meervoudige piekbelastingen in een stagnant systeem; M-strom = meervoudige piekbelastingen in een stromend systeem; L-stag = langdurig constante blootstelling in een stagnant systeem; L-strom = langdurig constante blootstelling in een stromend systeem.

Werkzame stof	Experiment	Locatie	Auteur
<i>Gechloreerde koolwaterstoffen</i>			
Lindaan	L-strom	UK	Mitchell et al. 1993
-	L-stag	Duitsland	Peither et al. 1996
Methoxychloor	E-stag	Canada (Ontario)	Stephenson et al. 1986
-	E-stag	Canada (Ontario)	Solomon et al. 1989
<i>Acyl-ureum insecticiden</i>			
Diflubenzuron	E-stag	USA (lab)	Moffett et al. 1995
-	E-stag	USA (Wisconsin)	Moffett et al. 1995
-	E-stag	USA (Wisconsin)	Tanner & Moffett 1995
-	E-stag	Senegal	Lahr & Diallo 1993
-	L-strom	USA (lab)	Hansen & Garton 1982

4. TOEDIENINGSWIJZE EN GEDRAG VAN INSECTICIDEN IN OPPERVLAKTEWATER

De blootstelling van waterorganismen aan insecticiden, en de waargenomen effecten tijdens (semi)veldstudies, hangen nauw samen met de toedieningswijze en het gedrag van de stoffen in de test-systemen. Verontreiniging van watergangen met insecticiden gebeurt vaak door overwaaiing (spuitdrift). Het is dan ook niet verwonderlijk dat bij de meeste studies die zich richten op piekbelastingen het insecticide toegediend wordt door besproeien van het wateroppervlak. Bij studies in stromende wateren, en in stagnante systemen met een chronisch blootstellingsregime, worden de insecticiden in de regel direct gemengd in de waterkolom.

Bij de geselecteerde studies met organofosfaten, carbamaten, lindaan, methoxychlor en diflubenzuron zijn de actieve stoffen altijd in opgeloste vorm via de waterfase toegediend (spuitdrift of direct mengen in de waterkolom). Ook in de meeste studies met pyrethroïden zijn de actieve stoffen toegediend door bespuiting op, of injectie onder het wateroppervlak. In een drietal studies worden in hetzelfde testsysteem zowel drift- als runoff-toedieningen uitgevoerd. Bij runoff-toedieningen wordt pyrethroïde gehecht aan bodem-materiaal in de systemen gebracht (simulatie van afspoeling). In deze studies waar beide toepassingen op verschillende tijdstippen in dezelfde mesocosms plaatsvinden (lambda-cyhalothrin (Hill *et al.*, 1994b); tralomethrin (Mayasich *et al.*, 1994); cyfluthrin (Johnson *et al.*, 1994)) is het niet altijd duidelijk of de waargenomen effecten veroorzaakt worden door de drift- of door de runoff-toediening. Gerapporteerde gemeten concentraties bieden niet altijd houvast gezien de hoge verdwijnsnelheid van pyrethroïden uit het water en de variatie van het eerste bemonsteringstijdstip na bespuiting (<1 uur tot 24 uur). Voor de evaluatie van de effecten in deze studies wordt daarom uitgegaan van de nominale concentratie door drift. Dit betreft in alle gevallen een worst-case benadering. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het gecontamineerde bodemmateriaal van de runoff-dosering relatief snel verdwijnt uit de waterkolom door sedimentatie. Tevens is de biobeschikbaarheid van de aan bodemdeeltjes gehechte pyrethroïden geringer.

De eerste uren na toediening van insecticiden in stilstaand water worden vooral bij drift-toepassing duidelijke concentratiegradiënten aangetroffen (Fairchild & Eidt, 1993; Crum & Brock, 1994; Farmer *et al.*, 1995; Van Wijngaarden *et al.*, 1996). Vooral bij een spuitdrift-toepassing bevindt het merendeel van de actieve stof zich dan in de oppervlakkige waterlaag zodat hier de initiële concentratie beduidend hoger kan zijn dan de beoogde nominale concentratie. In diepere waterlagen is de blootstellingsconcentratie dan beduidend lager dan de nominale concentratie.

Na enkele dagen, zijn insecticiden in de regel goed gemengd in de waterkolom en is vaak een aanzienlijk deel van de toegevoegde dosis niet meer in het water terug te vinden. De relatief snelle verdwijnsnelheid uit het water gedurende de eerste dagen na toepassing wordt niet alleen veroorzaakt door afbraak maar deels ook door de verdeling van de actieve stof over verschillende milieucompartimenten zoals sediment en waterplanten (zie o.a. Brock *et al.* 1993a; Crum & Brock, 1994) en vervluchtiging uit het water.

Initiële halfwaardetijden van opgeloste organofosfaten, carbamaten en diflubenzuron in het water van stagnante (model)ecosystemen liggen in de orde van grootte van minder dan 1 dag tot ca 10 dagen (Crossland & Bennett, 1984; Hanazato & Yasuno, 1990; Heinis & Knuth, 1992; Lahr & Diallo, 1993; Crum & Brock 1994; Tanner & Knuth, 1995; Wayland & Boag, 1995; Giddings *et al.*, 1996). De halfwaardetijd van het organofosfaat-insecticide chloorpyrifos is in het sediment van microcosms 2 tot 4 keer hoger dan in de bovenstaande waterkolom (Brock *et al.*, 1997).

De initiële halfwaardetijden van pyrethroïden in de waterkolom liggen in de orde van grootte van minder dan 1 uur tot 2 dagen (Heinis & Knuth, 1992; Fairchild *et al.*, 1992a; Johnson *et al.*, 1994; Farmer *et al.*, 1995). Alleen voor permethrin worden waarden van 2 tot 3 dagen gerapporteerd (Solomon *et al.*, 1985). Over het algemeen is in bovengenoemde studies de halfwaardetijd van de aan sediment gesorbeerde pyrethroïden veel langer (dagen tot weken).

Van de bestudeerde insecticiden is bij de gechloreerde koolwaterstoffen de gerapporteerde initiële verdwijnsnelheid het laagst. In de microcosm-studie van Peither *et al.*, (1996) bedraagt de initiële halfwaardetijd van lindaan in de waterkolom ca 22 dagen. In de waterkolom van een enclosure-studie met metoxychlor ligt de halfwaardetijd van deze stof in de range van 6 tot 13 dagen (Solomon *et al.*, 1986).

Uit bovenstaande blijkt dat gerapporteerde nominale concentraties niet direct te vertalen zijn in werkelijke blootstellingsconcentraties voor waterorganismen. De waargenomen initiële stratificatie van insecticiden in de waterkolom bij simulatie van overwaaiing (spray drift) maken het aannemelijk dat organismen nabij de bodem en tussen dichte begroeiingen van waterplanten aanvankelijk aan een lagere dosis worden blootgesteld dan organismen die zich vooral nabij het wateroppervlak ophouden. Bij het beschrijven van de effecten ten gevolge van piekbelastingen hebben we meestal toch de nominale concentratie als uitgangspunt genomen omdat:

- de toegevoegde nominale dosis in bijna alle studies gegeven wordt,
- de gemeten initiële concentraties niet altijd vergelijkbaar/betrouwbaar zijn door grote verschillen in eerste monstertijdstip na behandeling (uren tot dagen) en de relatief snelle initiële verdwijnsnelheid van de meeste insecticiden,
- bij het toelatingsbeleid de korte-termijn blootstelling ten gevolge van drift berekend wordt door uit te gaan van instantane menging van de dosis over de waterkolom (PEC_{max}).

5. GEVOELIGE ENDPOINTS

5.1. Gerapporteerde effecten

Bij de gerapporteerde effecten van insecticiden in (semi)veldstudies wordt regelmatig een onderscheid gemaakt tussen directe en indirecte effecten. Directe (primaire) effecten van een insecticide zijn de toxicologische effecten van de stof die de groei, overleving en/of reproductie van organismen beïnvloeden. Indirecte (secundaire) effecten zijn de ecologische effecten die het gevolg zijn van de reductie in activiteit en/of dichtheid van voor de toxische stof gevoelige organismen. Zonder directe effecten in een ecosysteem treden indirecte effecten niet op. Een significante afname in populatiedichtheid van een bepaalde soort na toediening van een insecticide kan niet op voorhand beschouwd worden als een direct effect, maar kan ook toegeschreven worden aan een indirect effect. Voor het met zekerheid vaststellen van directe effecten in ecosystemen zijn ondersteunende laboratoriumexperimenten met het insecticide en de betreffende soorten nodig.

In de Tabellen 4 en 5, en in de bijlagen, zijn de gerapporteerde negatieve effecten van de bestudeerde insecticiden gerubriceerd naar toxic units (TU_{gst} ; blootstellingsconcentratie in water gedeeld door het geometrisch gemiddelde van de $L(E)C_{50}$ -waarden van het gevoeligste standaard toetsorganisme). In de geëvalueerde (semi)veldstudies worden vooral bij populaties van kreeftachtigen (cluster Amphipoda - Ostracoda in de Tabellen 4 en 5), insecten (cluster Trichoptera - Coleoptera) en vissen (Pisces) reducties in populatiedichtheden waargenomen bij relatief lage blootstellingsconcentraties. Bij eenmalige toepassingen werden bij deze diergroepen beneden 1 TU_{gst} al negatieve effecten waargenomen (Tabel 4), en bij herhaalde toepassing beneden 0,1 TU_{gst} (Tabel 5).

Tabel 4. Gerapporteerde negatieve effecten op diverse taxonomische groepen als gevolg van enkelvoudige toepassingen van acetylcholinesterase-remmende insecticiden in aquatische micro- en mesocosms. De effecten zijn gerubriceerd naar toxic units (TU_{gst}) en uitgedrukt als percentage van de cases waarbij een reductie in aantallen of biomassa van één of meerdere taxa binnen een taxonomische groep werd gerapporteerd.

	TU_{gst}			
	0,01-0,1	0,1-1	1-10	10-100
Amphipoda	0% (n=4)	43% (n=7)	100% (n=7)	100% (n=7)
Cladocera	0% (n=5)	83% (n=12)	100% (n=17)	100% (n=11)
Copepoda	0-20% (n=5)	30% (n=10)	38% (n=13)	63% (n=8)
Isopoda	-	-	100% (n=1)	100% (n=2)
Ostracoda	0% (n=3)	14% (n=7)	38% (n=8)	67% (n=6)
Trichoptera	?** (n=1)	100% (n=1)	100% (n=1)	100% (n=1)
Ephemeroptera	0% (n=2)	75% (n=4)	100% (n=3)	100% (n=3)
Diptera	0% (n=3)	57-71% (n=7)	100% (n=7)	100% (n=8)
Hemiptera	-	-	100% (n=1)	80-100% (n=5)
Odonata	0% (n=1)	0% (n=2)	75% (n=4)	83-100% (n=6)
Coleoptera	-	-	100% (n=1)	67% (n=3)
Hydracarina	0% (n=1)	0% (n=2)	50% (n=4)	33% (n=3)
Pisces	0% (n=3)	67%*(n=3)	83%*(n=6)	100%*(n=3)
Rotifera	0% (n=3)	0% (n=6)	0% (n=7)	0% (n=4)
Mollusca	0% (n=2)	0% (n=5)	0% (n=6)	13%*** (n=8)
Annelida	0% (n=2)	0% (n=3)	0% (n=6)	13%*** (n=8)
Turbellaria	-	0% (n=1)	50% (n=2)	33%*** (n=3)
planten	0% (n=2)	0% (n=5)	0% (n=9)	50%*** (n=6)

* zowel directe als indirecte effecten gerapporteerd

** data laten geen eenduidige conclusie toe m.b.t. wel of geen effect

*** benoemd als indirecte effecten

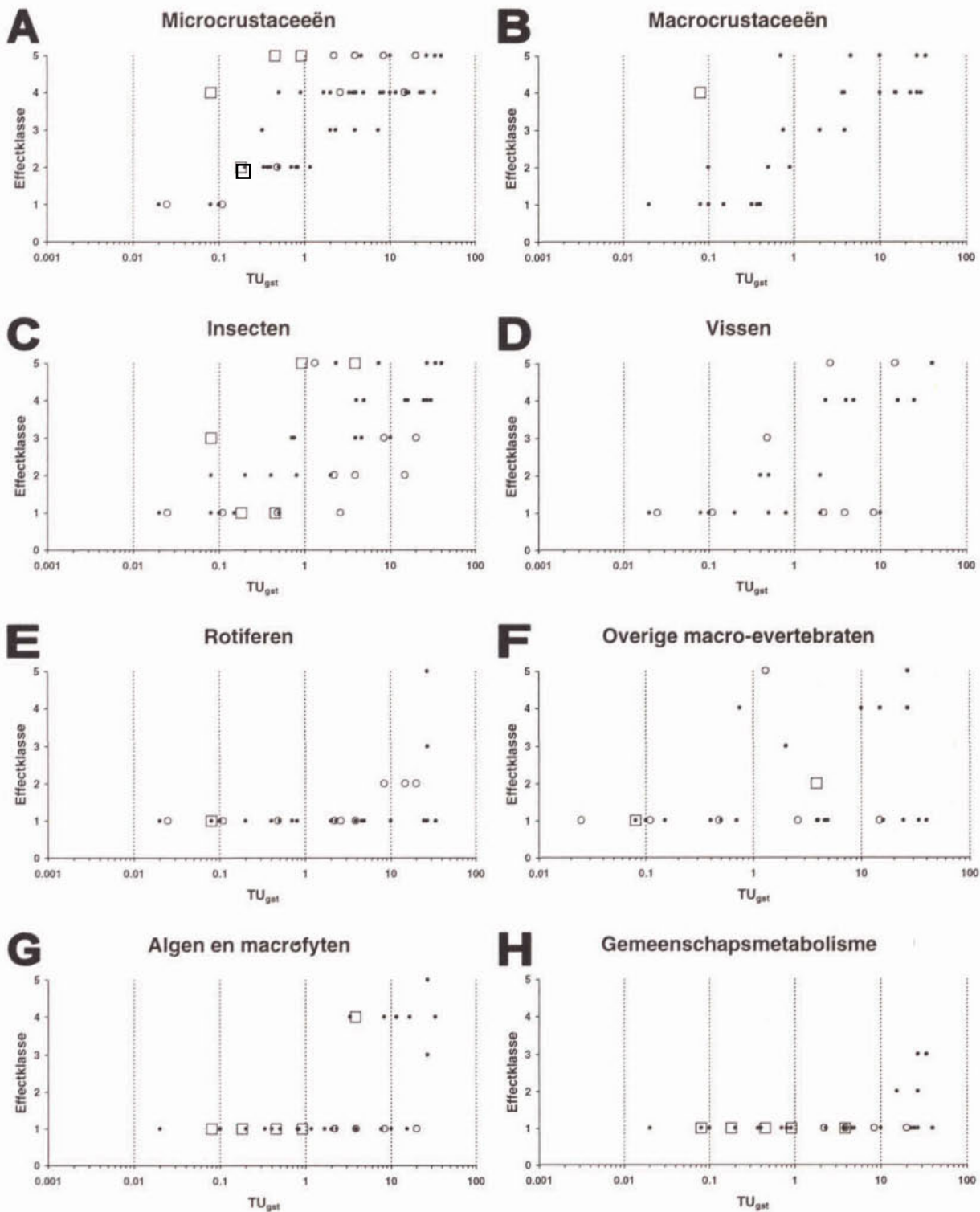
Tabel 5. Gerapporteerde negatieve effecten op diverse taxonomische groepen als gevolg van herhaalde toepassing van pyrethroïden in aquatische microcosms en mesocosms. De effecten zijn gerubriceerd naar toxic units (TU_{gst}) en uitgedrukt als percentage van de cases waarbij een reductie in aantallen of biomassa van één of meerdere taxa binnen een taxonomische groep werd gerapporteerd.

	TU_{gst}			
	0,001-0,01	0,01-0,1	0,1-1	1-10
Amphipoda	-	100% (n=1)	100% (n=11)	100% (n=7)
Isopoda	-	-	80% (n=5)	100% (n=2)
Copepoda	0% (n=1)	60% (n=5)	56% (n=16)	73% (n=11)
Cladocera	0% (n=1)	0% (n=2)	50% (n=10)	86% (n=7)
Ostracoda	0% (n=1)	0% (n=1)	50% (n=2)	-
Trichoptera	0% (n=1)	67% (n=3)	86% (n=7)	83% (n=6)
Ephemeroptera	0% (n=1)	50% (n=6)	82% (n=17)	85% (n=13)
Diptera	0% (n=1)	33% (n=6)	82% (n=17)	100% (n=13)
Hemiptera	0% (n=1)	50% (n=2)	67% (n=6)	100% (n=2)
Odonata	0% (n=1)	33% (n=3)	36% (n=11)	50% (n=10)
Coleoptera	0% (n=1)	0% (n=2)	64% (n=11)	60% (n=10)
Hydracarina	0% (n=1)	100% (n=1)	100% (n=1)	-
Pisces	0% (n=1)	0% (n=5)	33% (n=6)	83% (n=6)
Rotifera	0% (n=1)	0% (n=3)	0% (n=13)	0% (n=11)
Mollusca	0% (n=1)	0% (n=3)	0% (n=12)	0% (n=10)
Annelida	0% (n=1)	0% (n=2)	0% (n=11)	0% (n=6)
Turbellaria	0% (n=1)	0% (n=1)	0% (n=7)	0% (n=3)
planten	0% (n=1)	0% (n=5)	0% (n=13)	8% (n=12)

Reducties in aantallen van andere diergroepen zoals raderdieren (Rotifera), slakken (Mollusca) en wormen (Annelida, Turbellaria) worden slechts bij relatief hoge blootstellingsconcentraties en in een beperkt aantal studies waargenomen. Negatieve effecten op planten worden pas gerapporteerd bij blootstellingsconcentraties hoger dan 1-10 TU_{gst} .

Bovenstaande gegevens komen goed overeen met gegevens van laboratorium single-species toxiciteitstoetsen met aquatische organismen (zie o.a. Crommentuyn *et al.*, 1997). In een beperkt aantal studies zijn naast micro-/mesocosmexperimenten tevens laboratorium toxiciteitstoetsen uitgevoerd met karakteristieke organismen uit deze modelecosystemen. Over het algemeen blijkt dat bij een vergelijkbare blootstelling aan insecticiden dezelfde soort min of meer dezelfde gevoeligheid vertoont in het laboratorium en onder (semi)veldcondities (o.a. Dortland, 1980; Crossland, 1984; Van Wijngaarden *et al.*, 1996). Dit maakt aannemelijk dat de waargenomen reducties in dichtheden van kreeftachtigen, insecten en vissen vaak toegeschreven kunnen worden aan de directe toxische werking van de bestudeerde insecticiden. Men moet er echter op bedacht zijn dat insecten, kreeftachtigen en vissen ook relatief ongevoelige vertegenwoordigers kunnen bevatten (o.a. Dortland, 1980; Brock *et al.*, 1992a; Lahr & Diallo, 1993; Giddings *et al.*, 1996). Het blijkt zelfs moeilijk om een gevoeligste indicator-soort, -genus of -orde aan te wijzen die representatief is voor alle insecticiden en/of alle (semi)veldstudies.

De gemeten endpoints in de studies zijn ten behoeve van dit rapport onderverdeeld in acht groepen. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen zeven structurele categorieën en één functionele categorie. Bij de structurele categorieën betreft het in de regel dichtheden (aantallen) en biomassa van aquatische populaties. Bij de functionele categorie betreft het endpoints die betrekking hebben op gemeenschapsmetabolisme (zuurstofhuishouding, waterchemie, decompositie). De eerste vier structurele categorieën - Microcrustaceën, Macrocrustaceën, Insecten en Vissen - bevatten de organismen die met grote waarschijnlijkheid vooral directe effecten ondervinden. De drie volgende structurele categorieën - Rotiferen, Overige macro-evertebraten en Algen & macrofyten - bevatten



Figuur 1 Geklassificeerde effecten van insecticiden met een acetylcholinesterase-remmende werking in (semi)veldstudies. De figuur betreft waarnemingen van studies met eenmalige en meervoudige toepassing van een insecticide testsystemen met stilstaand water en van chronische toepassing in zowel stilstaande als stromende testsystemen. De effecten zijn ingedeeld in verschillende categorieën structurele endpoints (A t/m G) en een functionele categorie (gemeenschapsmetabolisme; H). De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). De kleine gesloten rondjes (●) geven de experimenten met een eenmalige toediening aan. De grote open rondjes (○) en vierkantjes (□) geven respectievelijk de experimenten met een meervoudige of chronische toediening aan.

vaak organismen die indirecte effecten ondervinden maar waarbij het optreden van directe effecten niet altijd kan worden uitgesloten.

In dit hoofdstuk zal verder geen onderscheid gemaakt worden in directe en indirecte effecten van de insecticiden op de bestudeerde endpoints. Voor meer inzicht in de routes van indirecte effecten die op kunnen treden na toepassing van insecticiden wordt verwezen naar Hoofdstuk 6.

5.2. Acetylcholinesterase-remmers

Figuur 1 geeft een overzicht van de effecten (uitgedrukt in klassen) zoals gevonden in (semi)veldstudies met acetylcholinesterase-remmers, en bij welke concentraties (uitgedrukt in TU_{gst}) en categorieën deze optreden. Vanaf ongeveer 0,1 TU_{gst} worden duidelijke effecten waarneembaar bij de categorieën Microcrustaceeën, Macrocrustaceeën, Insecten en Vissen (Figuur 1 A-D). Bij waterconcentraties lager dan 0,1 TU_{gst} worden bijna nooit effecten waargenomen, met uitzondering van een studie (Van den Brink *et al.*, 1995) waarbij een chronische blootstelling met het insecticide chloorpyrifos is toegepast. Figuur 1 A-D laat een min of meer duidelijke dosis-effect relatie zien. Zowel het aantal studies waarin effecten worden gerapporteerd als de klasse van de effecten nemen toe bij hogere concentraties. Ook is te zien dat bij (semi)veldstudies met acetylcholinesterase-remmers het vooral eenmalige doseringen betreft die bestudeerd zijn. Ten opzichte van eenmalige toepassingen, treden bij lagere blootstellingsconcentraties van herhaalde of chronische toepassingen eerder grote effecten (klasse 5) op bij microcrustaceeën en insecten.

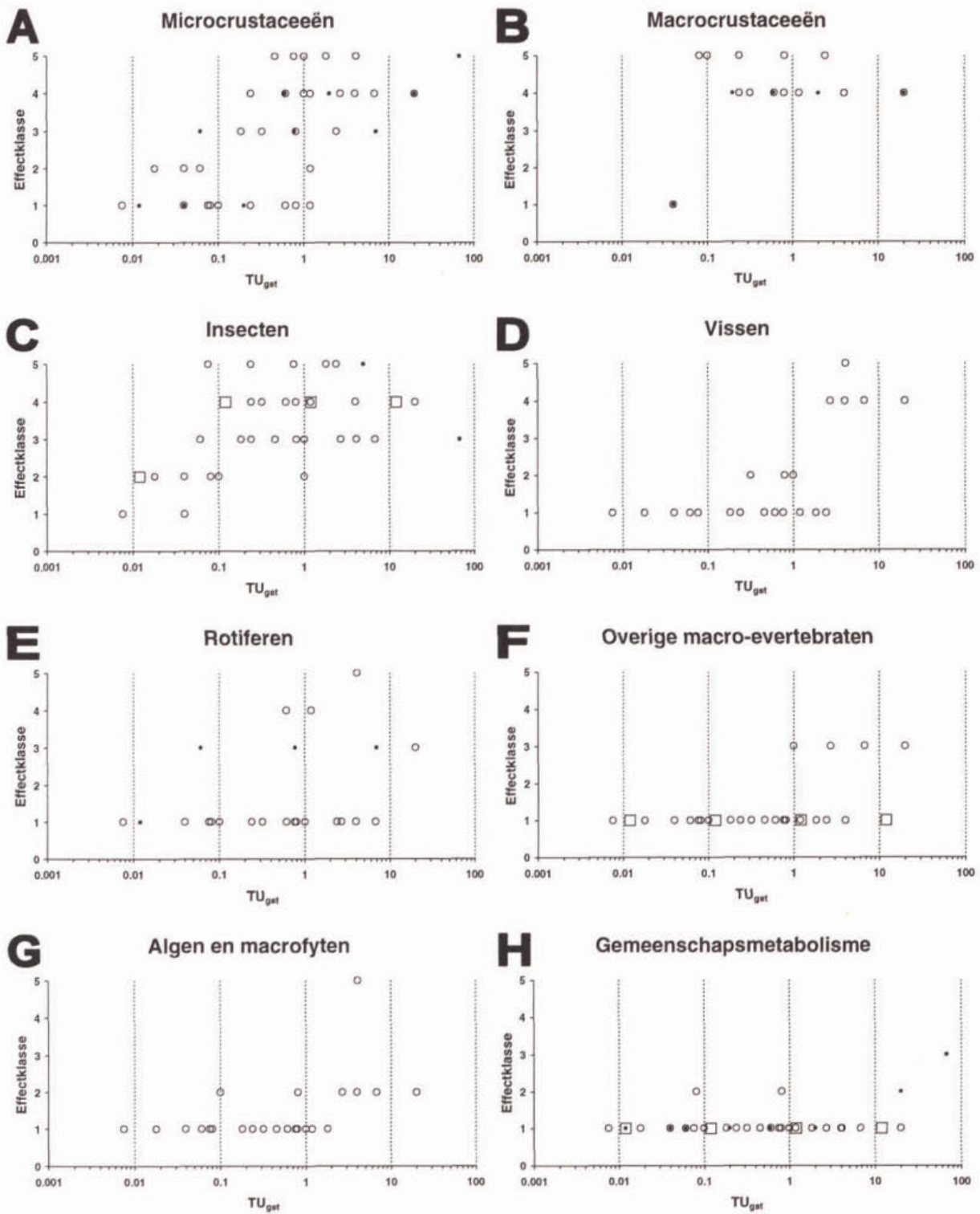
Duidelijke effecten van acetylcholinesterase-remmers bij de structurele categorieën Rotiferen, Overige macro-evertebraten en Algen & macrofyten (Figuur 1 E-H) treden over het algemeen pas op vanaf 1 TU_{gst} . Effecten binnen de categorie Gemeenschapsmetabolisme zijn waargenomen bij concentraties hoger dan 10 TU_{gst} . Dit duidt erop dat de structuur van de aquatische gemeenschap gevoeliger is voor acetylcholinesterase-remmers dan functionele kenmerken van het ecosysteem.

Resultaten van studies met acetylcholinesterase-remmers die als puls gedoseerd werden in stromende systemen zijn niet weergegeven in Figuur 1 vanwege het afwijkende, en doorgaans kortstondige, blootstellingsregime. Een puls van 6 uur met een concentratie van 0,08 TU_{gst} chloorpyrifos had geen effect op de fauna van experimentele beken (Pusey *et al.*, 1994). In dezelfde studie werd bij een even lange toediening van 3,85 TU_{gst} een duidelijk effect op populaties van insecten waargenomen; herstel van de gereduceerde populaties trad vervolgens binnen 8 weken op (Bijlagetabel V b). Courtemanch & Gibbs (1980) vonden voor carbaryl in beken een duidelijke afname van Plecoptera en Ephemeroptera bij een nominale pulsconcentratie van 5,7 TU_{gst} (Bijlagetabel III b). Morrison & Wells (1981) hebben pulsbelastingen met fenitrothion in beken bestudeerd. Zij vonden bij 0,1 TU_{gst} geen en bij 1,7 TU_{gst} een licht effect, met name in de vorm van drift van insecten (Bijlagetabel XII b).

5.3 Synthetische pyrethroïden

Figuur 2 geeft een overzicht van de effecten zoals gevonden in (semi)veldstudies met pyrethroïden, en bij welke concentraties en categorieën deze optreden. Bij (semi)veldstudies met pyrethroïden betreft het vooral effecten van herhaalde doseringen die bestudeerd zijn.

Vanaf 0,01 TU_{gst} worden effecten waarneembaar bij de categorieën Microcrustaceeën en Insecten. In de range van 0,01-0,1 TU_{gst} betreft het vooral Effectklasse 2 (licht effect). Bij hogere blootstellingsconcentraties in de range van 0,1-1 TU_{gst} worden regelmatig uitgesproken effecten (Effectklassen 3, 4 en 5) gerapporteerd bij de categorieën Microcrustaceeën, Macrocrustaceeën en Insecten, terwijl dan bij vissen in een beperkt aantal studies lichte effecten (klasse 2) vermeld worden (Figuur 2 A-D). Ook bij de categorie Rotiferen (Figuur 2 E) worden in enkele studies uitgesproken effecten gerapporteerd bij concentraties lager dan 1 TU_{gst} . Bij concentraties hoger dan 1 TU_{gst} kunnen bij alle categorieën van structurele endpoints (Figuur 2 A-G) effecten waargenomen worden.



Figuur 2 Geklassificeerde effecten van synthetische pyrethroïden in (semi)veldstudies. De figuur betreft waarnemingen van studies met eenmalige en meervoudige toepassing van een insecticide in testsystemen met stilstaand water en van chronische toepassing in zowel stilstaande als stromende testsystemen. De effecten zijn ingedeeld in verscheidene categorieën structurele endpoints (A t/m G) en een functionele categorie (gemeenschapsmetabolisme; H). De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). De kleine gesloten rondjes (●) geven de experimenten met een eenmalige toediening aan. De grote open rondjes (○) en vierkantjes (□) geven respectievelijk de experimenten met een meervoudige of chronische toediening aan.

Figuur 2 illustreert duidelijk dat na herhaalde blootstelling aan pyrethroiden en bij uiteindelijke piekconcentraties hoger dan $0.1 \text{ TU}_{\text{gst}}$, langdurige (> 8 weken na laatste toepassing) effecten op met name crustaceën en insecten niet uitgesloten kunnen worden. Tevens wordt ook bij de pyrethroiden-studies het beeld bevestigd dat de structuur van de aquatische levensgemeenschap gevoeliger is voor insecticiden dan functionele kenmerken van het ecosysteem (Figuur 2 A-G versus 2 H).

De effecten van pyrethroiden in het veld hangen nauw samen met de transportroute en lotgevallen van de desbetreffende verbindingen. Hierdoor kunnen soorten die in het laboratorium qua gevoeligheid weinig van elkaar verschillen, in het veld een totaal verschillende respons vertonen. Wanneer het pyrethroïde via drift het oppervlaktewater bereikt, vormt zich een filmlaag op het water. Soorten die vooral op het wateroppervlak voorkomen, lopen zo een verhoogd risico. Dit blijkt uit een studie met lambda-cyhalothrin (Hill *et al.*, 1994b), waarin oppervlaktewantsen (Gerridae en Vellidae) gevoeliger reageren dan 'duikende' wantsen en kevers, zoals Notonectidae en Haliplidae. Eenmaal in het water hechten pyrethroiden zich snel aan sediment, zwevende stof en macrofyten. Sorptie reduceert de biologische beschikbaarheid aanzienlijk (Hill, 1985). Hierdoor staan de organismen die vrij in het water leven aanvankelijk aan hogere concentraties bloot dan sedimentbewonende organismen. Een opvallend voorbeeld hiervan vinden we binnen de familie Chironomidae, waarin de subfamilies Tanypodinae en Orthoclaadiinae in (semi)veldstudies bij veel lagere concentraties in aantal afnemen dan de Chironominae. Veel soorten van de laatste subfamilie leven namelijk in het sediment, terwijl de Tanypodinae en ook de Orthoclaadiinae veelal in het open water leven. Toch reageren niet alle waterbewoners gevoeliger dan sedimentbewoners. Zo komen de twee meest gevoelige groepen (Isopoda en Amphipoda) juist op of in de directe nabijheid van sediment voor. Ook binnen de Ephemeroptera reageert de 'bodemkruiper'familie Caenidae iets gevoeliger dan vertegenwoordigers van de Baetidae, die voornamelijk in het open water leven. Uit bovenstaande blijkt dat pyrethroiden in aquatische systemen de neiging hebben zich naar grensvlakken (lucht-water; water-bodem) te begeven. Organismen die hier leven kunnen daardoor aan hogere concentraties worden blootgesteld (o.a. Hill, 1985).

Dat aan sediment geadsorbeerde pyrethroiden minder effecten op waterbewonende organismen veroorzaken wordt ook gesuggereerd door een (semi)veldstudie met cypermethrin (Hill, 1985). In deze studie wordt in een vergelijkbaar testsysteem dezelfde nominale concentratie afzonderlijk als drift en als bodem-slurry toegediend (simulatie runoff). De driftbehandeling sorteerde in een sterker effect op Cladocera, Copepoda en Insecta dan de toediening van bodem-slurry.

De hierboven beschreven resultaten van (semi)veldstudies roepen de vraag op in hoeverre sedimentgebonden pyrethroiden een risico vormen voor aquatische ecosystemen. Immers, de verblijftijd van sedimentgebonden pyrethroiden bedraagt veelal enkele weken en bij herhaalde toedieningen kunnen met name bentische organismen chronisch belast worden. Afgaande op de resultaten van (semi)veldstudies met herhaalde doseringen, zijn er geen duidelijke aanwijzingen dat geadsorbeerde pyrethroiden op lange termijn chronische toxiciteit veroorzaken. De waargenomen effecten zijn alle te herleiden tot de acute toxiciteit en herhaalde toedieningen resulteren niet in verdergaande reducties van (bentische) organismen.

Pyrethroiden kunnen echter wel op een andere wijze lange-termijn effecten veroorzaken. Er zijn aanwijzingen dat een kortdurende blootstelling aan realistische veldconcentraties de groei van insectenlarven kan vertragen. Liess (1994) stelde larven van de kokerjuffer *Limnephilus lunatus* gedurende één uur in petrischalen bloot aan een concentratiereeks van fenvaleraat, variërend van $0,001$ tot $10 \mu\text{g/L}$. Vervolgens werden de dieren gedurende 90 dagen in een kunstmatig beekstelsysteem in de buitenlucht opgekweekt. Deze eenurige behandeling resulteerde al vanaf $0,01 \mu\text{g/L}$ in een significante vertraging in de groei en uitvliegerperiode. Allereerst kan men zich afvragen in hoeverre een constante blootstelling van één uur zonder de aanwezigheid van hechtende oppervlakken (macrofyten, sediment, etc.) een realistische veldsituatie is. Uit een (semi)veldstudie met esfenvaleraat, waarvan de lotgevallen uitgebreid zijn beschreven door Heinis & Knuth (1992), blijkt dat een dergelijke blootstelling ook in het veld kan optreden. Bij deze studie was de gemiddelde concentratie in de waterkolom gedurende de eerste acht uur vrij constant en lag op 55 tot 115% van de nominale waarde.

Een vertraging in de ontwikkeling van insecten kan in het veld eventueel grote consequenties hebben, bijvoorbeeld door het missen van een generatie per jaar. Ondanks de resultaten van Liess (1996), zijn in de geëvalueerde (semi)veldstudies geen overduidelijke voorbeelden van groeivertraging te vinden. Slechts twee studies met lambda-cyhalothrin leveren mogelijke indicaties voor dergelijke effecten. Farmer *et al.* (1995) constateerde bij 0,017 µg/L een vertraging in de uitvliegperiode van de Baetidae, terwijl Hill *et al.* (1994b) een significante toename van Libellulidae-larven vond bij 0,016 µg/L. Deze laatste toename kan echter ook verklaard worden als een indirect effect, veroorzaakt door het wegvallen van de concurrentie met gevoeligere predatoren. Hieruit blijkt dat op dit punt nog onvoldoende kennis bestaat om tot een goede risico-evaluatie te komen. Er zijn slechts een gering aantal studies waar men gebruik heeft gemaakt van uitvliegvallen. Bovendien worden organismen die mogelijk het risico lopen van vertraagde ontwikkeling, zoals kokerjuffers en haften, veelal in (te) lage aantallen gevangen om hierover betrouwbare uitspraken te kunnen doen.

Bij de geëvalueerde studies met pyrethroïden zijn geen adequate studies gevonden die de effecten beschrijven van een pulsbelasting in stromende testsystemen.

5.4 Overige insecticiden

Figuur 3 geeft een overzicht van de gerapporteerde effecten voor de heterogene groep van overige insecticiden. Het betreft hier waarnemingen in (semi)veldstudies met het acyl-ureum insecticide diflubenzuron (weergegeven met het symbool *) en met de gechlloreerde koolwaterstoffen lindaan en methoxychlor (weergegeven met de overige symbolen en in overeenstemming met de Figuren 1 en 2).

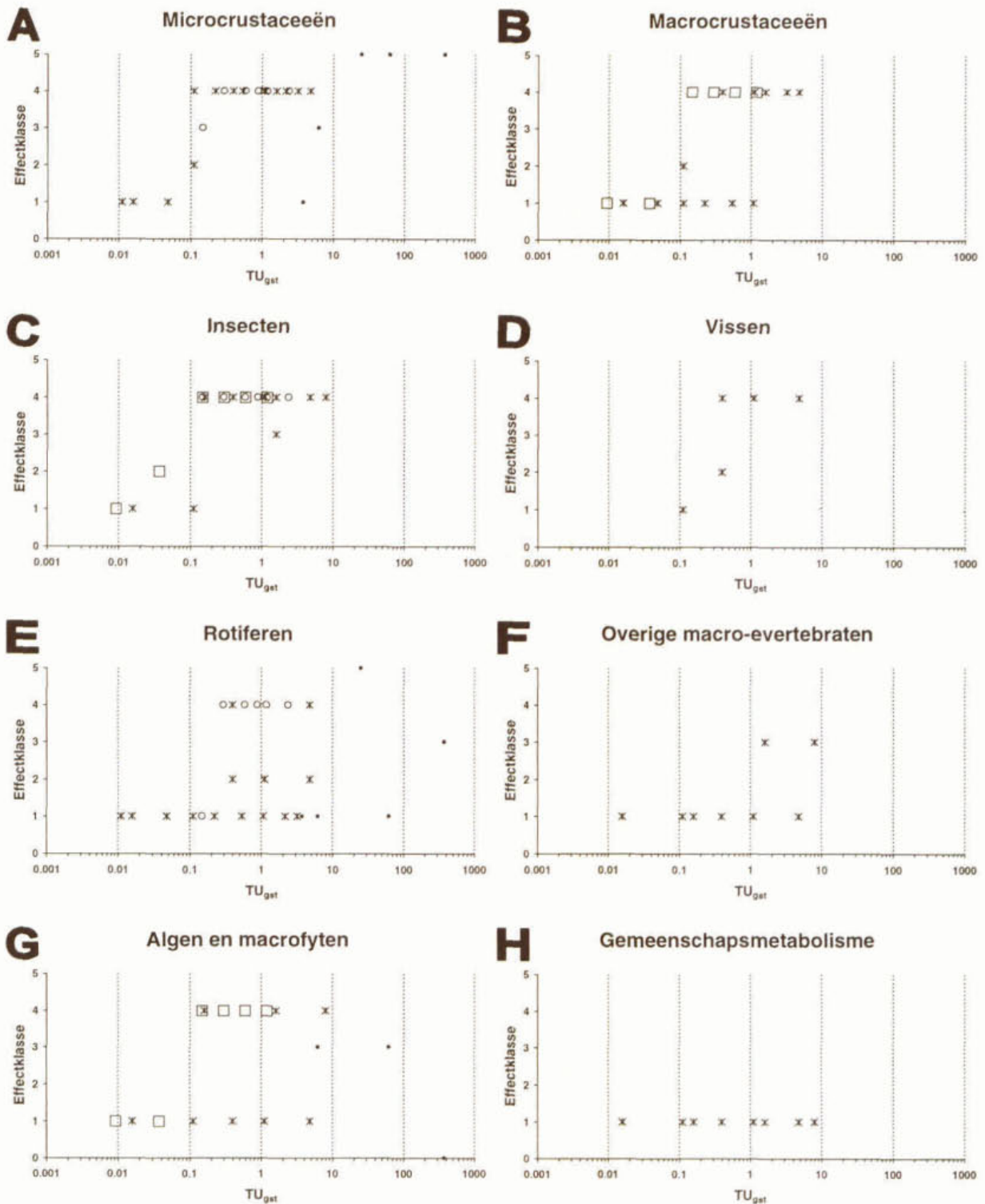
In studies met diflubenzuron worden bij blootstellingsconcentraties lager dan 0,1 TU_{gst} in geen enkele categorie significante effecten waargenomen (Figuur 3). Uitgesproken effecten (Effectklasse 3 en 4) zijn bij deze stof echter al te vinden binnen de concentratierange van 0,1-1 TU_{gst}, vooral bij Microcrustaceeën en Insecten. Binnen deze concentratierange wordt in een aantal gevallen ook bij Macrocrustaceeën, Vissen, Rotiferen en Algen & macrofyten een uitgesproken effect waargenomen.

In studies met gechlloreerde koolwaterstoffen is één maal Effectklasse 2 gerapporteerd binnen het concentratietraject 0,01-0,1 TU_{gst}. Het betreft hier de respons van insecten (Figuur 3 C) in een kunstbeek met een chronische blootstelling aan lindaan. Bij chronische of herhaalde blootstelling aan gechlloreerde koolwaterstoffen worden regelmatig uitgesproken effecten beschreven in de concentratierange van 0,1-1 TU_{gst} (voornamelijk Effectklasse 4).

Bij de geëvalueerde studies met overige insecticiden zijn geen adequate studies gevonden die de effecten beschrijven van een pulsbelasting in stromende testsystemen.

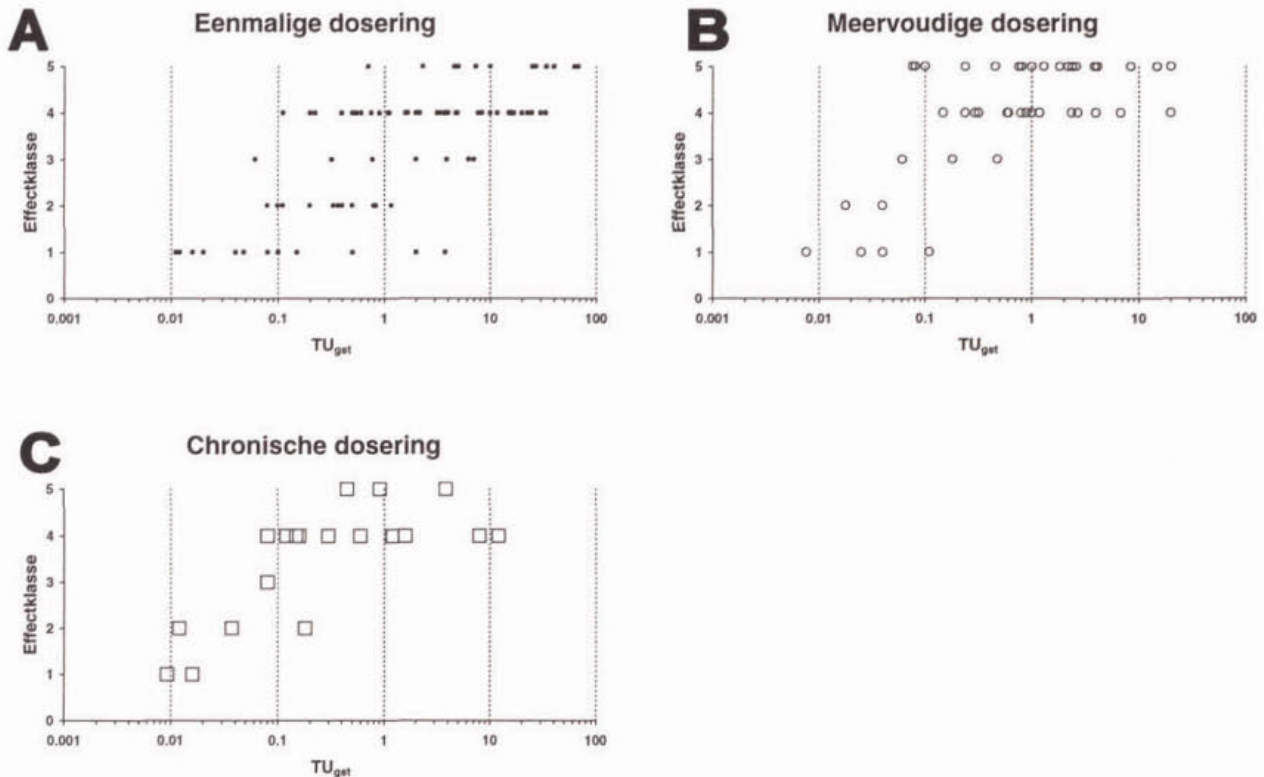
5.5 Respons gevoeligste endpoints

De Figuren 4 en 5 geven een algemeen overzicht van de resultaten van alle insecticidenstudies. In Figuur 4 zijn de effectklassen voor het gevoeligste endpoint van de verschillende studies weergegeven. Het beeld wordt bevestigd dat bij een eenmalige toepassing van insecticiden tot 0,1 TU_{gst} meestal geen effecten op de gevoelige endpoints waargenomen worden (Figuur 4 A). Bij hogere doseringen kunnen bij eenmalige toepassingen lichte tot duidelijke effecten verwacht worden. Bij eenmalige doseringen van 1 TU_{gst} en hoger is in microcosms en mesocosms de kans groot dat herstel van gevoelige endpoints langer dan 8 weken op zich laat wachten (Effectklasse 5).



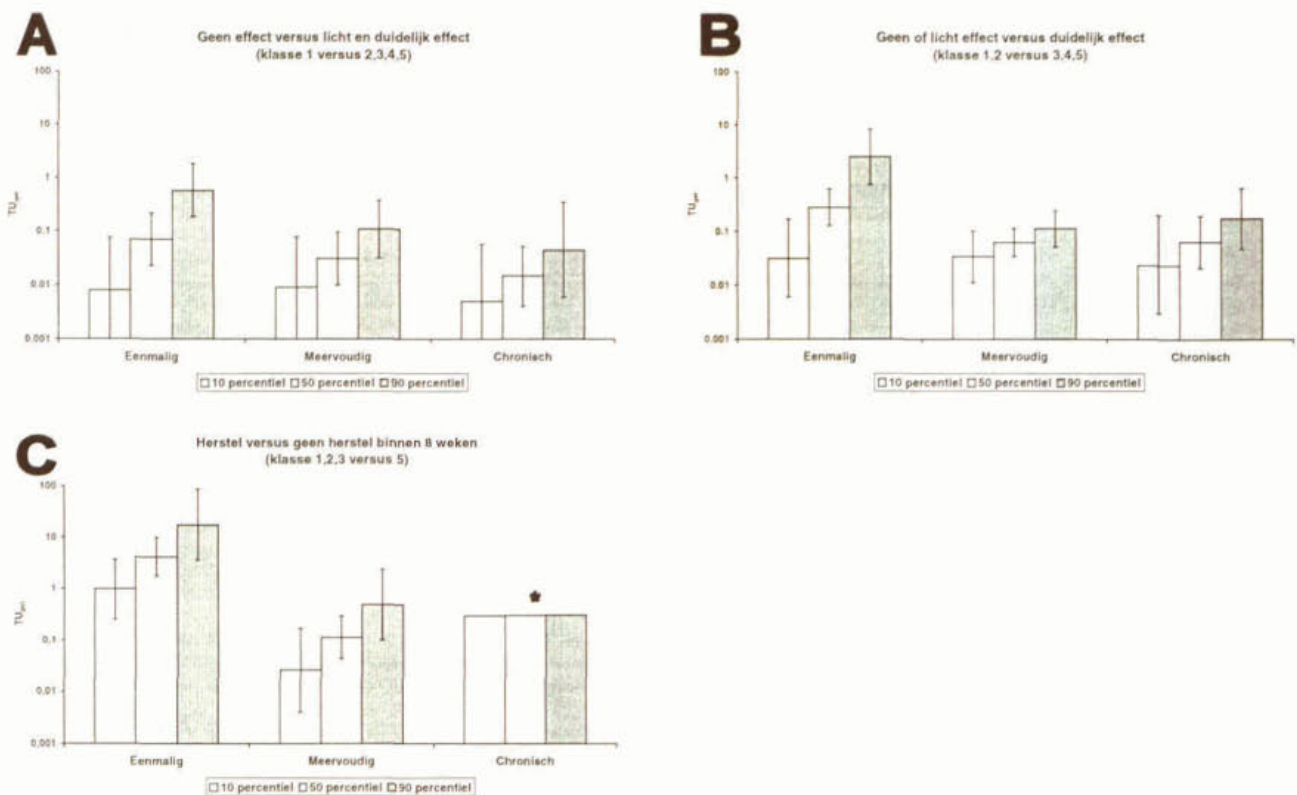
Figuur 3 Geklassificeerde effecten van overige insecticiden in (semi)veldstudies. De figuur betreft waarnemingen van studies met eenmalige en meervoudige toepassing van een insecticide in testsystemen met stilstaand water en van chronische toepassing in zowel stilstaande als stromende testsystemen. De effecten zijn ingedeeld in verscheidene categorieën structurele endpoints (A t/m G) en een functionele categorie (gemeenschapsmetabolisme; H). De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). De sterretjes (*) geven de experimenten uitgevoerd met diflubenzuron aan. De kleine gesloten rondjes (●) hebben betrekking op de experimenten met een eenmalige toediening van gechloteerde koolwatersoffen (lindaan en methoxychlor). De grote open rondjes (○) en vierkantjes (□) geven respectievelijk de experimenten met een meervoudige of chronische toediening van gechloteerde koolwatersoffen aan.

In Figuur 4 B-C valt op dat er voor herhaalde en chronische toepassingen veel minder waarnemingen zijn in klasse 1. Ook zijn concentraties beneden 0,01 TU_{gst} nauwelijks bestudeerd. Desalniettemin doen de resultaten vermoeden dat bij herhaalde en chronische toepassing van insecticiden beneden 0,01 TU_{gst} geen uitgesproken effecten te verwachten zijn. Binnen het concentratietraject 0,01-0,1 TU_{gst} worden voor de gevoeligste endpoints bij herhaalde en chronische toepassing voornamelijk lichte (klasse 2) tot kortdurende duidelijke effecten (klasse 3) gerapporteerd. Boven 0,1 TU_{gst} kunnen met grote waarschijnlijkheid duidelijke effecten verwacht worden in testsystemen die herhaald of chronisch met insecticiden belast worden. Dan is zelfs de kans van het optreden van langdurige effecten (klasse 5) relatief groot, althans bij het gevoeligste endpoint.



Figuur 4 Effect-waarnemingen voor het gevoeligste endpoint in de afzonderlijke (semi)veldstudies met alle insecticiden, gebaseerd op de gerapporteerde gegevens in de Figuren 1-3. De effecten op de gevoeligste endpoints zijn weergegeven voor een eenmalige dosering (A), meervoudige dosering (B) en een chronische dosering (C). De effecten worden eveneens geklassificeerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken).

Figuur 5 geeft een overzicht van de 10-, 50- en 90-percentielwaarden (in TU_{gst}) voor de diverse effectklassen van de gegevens die gepresenteerd zijn in Figuur 4 (gevoeligste endpoint per studie). De betrouwbaarheidsintervallen van de 10-percentielwaardes zijn over het algemeen beduidend hoger dan die van de 50-percentielwaardes, en daarom minder geschikt om blootstellingsregimes te vergelijken. Indien de 50- en 90-percentielwaardes voor de blootstellingsregimes “Eenmalig”, “Meervoudig” en “Chronisch” vergeleken worden blijken deze waardes duidelijk hoger te liggen bij een eenmalige toepassing van een insecticide. De verschillen tussen meervoudige en chronische toepassing zijn minder groot. Dit betekent dat het voor een adequate risico-evaluatie minimaal wenselijk is een onderscheid te maken tussen enerzijds het blootstellingsregime ten gevolge van een eenmalige toediening, en anderzijds die van een meervoudig-chronisch toepassing. Hierbij moet opgemerkt worden dat de categorie meervoudige toepassingen nogal heterogeen is omdat het aantal toepassingen tussen studies en stoffen sterk varieert.



Figuur 5. 10-, 50- en 90-percentielwaarden (uitgedrukt in TU_{gst} met 95% betrouwbaarheidsintervallen) zoals berekend met behulp van logistische regressie voor de gevoeligste endpoints van de studies voor een eenmalige, meervoudige en chronische toediening van een insecticide. De waarden zijn berekend voor 3 indelingen, A: geen versus licht en duidelijk effect, B: geen en licht versus duidelijk effect en C: herstel versus geen herstel binnen 8 weken. Wanneer de klassering 'geen en licht' versus 'duidelijk' effect wordt genomen (5 B), dan wordt voor de eenmalige toediening van een insecticide een 50-percentielwaarde van 0,28 TU_{gst} berekend. Dit betekent dat voorspeld wordt dat in 50% van de studies de gevoeligste endpoints een duidelijke respons (klassen 3, 4 en 5) vertonen bij een concentratie van 0,28 TU_{gst} .

* betrouwbaarheidsintervallen kunnen niet berekend worden vanwege te beperkt aantal waarnemingen

Het op basis van de gerapporteerde effecten en corresponderende concentraties gegenereerde dosis-respons model waarmee de percentielwaarden zijn berekend (Figuur 5), geeft in potentie de mogelijkheid om risicoschattingen te doen voor gemeten of berekende concentraties insecticiden in aquatische ecosystemen. Er is dus in meer algemene zin aan te geven dat bij een bepaalde concentratie er een bepaalde kans bestaat dat er geen, verwaarloosbare, of ernstige effecten optreden bij de gevoeligste endpoints voor insecticiden-stress in aquatische ecosystemen.

Voorspellingen voor enkelvoudige toedieningen zijn relatief het nauwkeurigst, omdat met name voor de regressies voor de meervoudige en chronische toedieningen tot op heden waarnemingen ontbreken in het concentratiegebied van 0,001 - 0,01 TU_{gst} (Figuur 4) waardoor een drempelwaarde tussen geen en wel effect nog slecht onderbouwd is.

De drie, op basis van het regressiemodel geschetste scenario's (Figuur 5) zijn te interpreteren als een model voor een strenge (Figuur 5A), een mildere (Figuur 5B), en een liberale (Figuur 5C) risico-evaluatie. Een overweging in de keuze van een mild of liberaal scenario kan bijvoorbeeld zijn dat watergangen over het algemeen met elkaar in verbinding staan en veelal sneller zullen herstellen dan in de (semi)veldstudies, die meestal in stagnante, geïsoleerde systemen zijn uitgevoerd.

6. INDIRECTE EFFECTEN

In ecosystemen kunnen directe toxische effecten van bestrijdingsmiddelen veranderingen in biologische interacties en -processen veroorzaken waarbij ook voor het bestrijdingsmiddel minder direct gevoelige soorten en processen betrokken zijn. Dergelijke ecologische veranderingen worden indirecte of secundaire effecten genoemd (Hurlbert, 1975).

De Figuren 6 en 7 geven een schematisch beeld van de indirecte effecten van insecticiden zoals gevonden in stagnante testsystemen. Aangezien het exacte mechanisme voor indirecte effecten in de meeste (semi)veldstudies moeilijk vast te stellen is, berusten de getoonde routes in feite op inschattingen van de beste verklaringen. Hierbij hebben zowel de discussies door de diverse auteurs van de artikelen als onze eigen inzichten een belangrijke rol gespeeld.

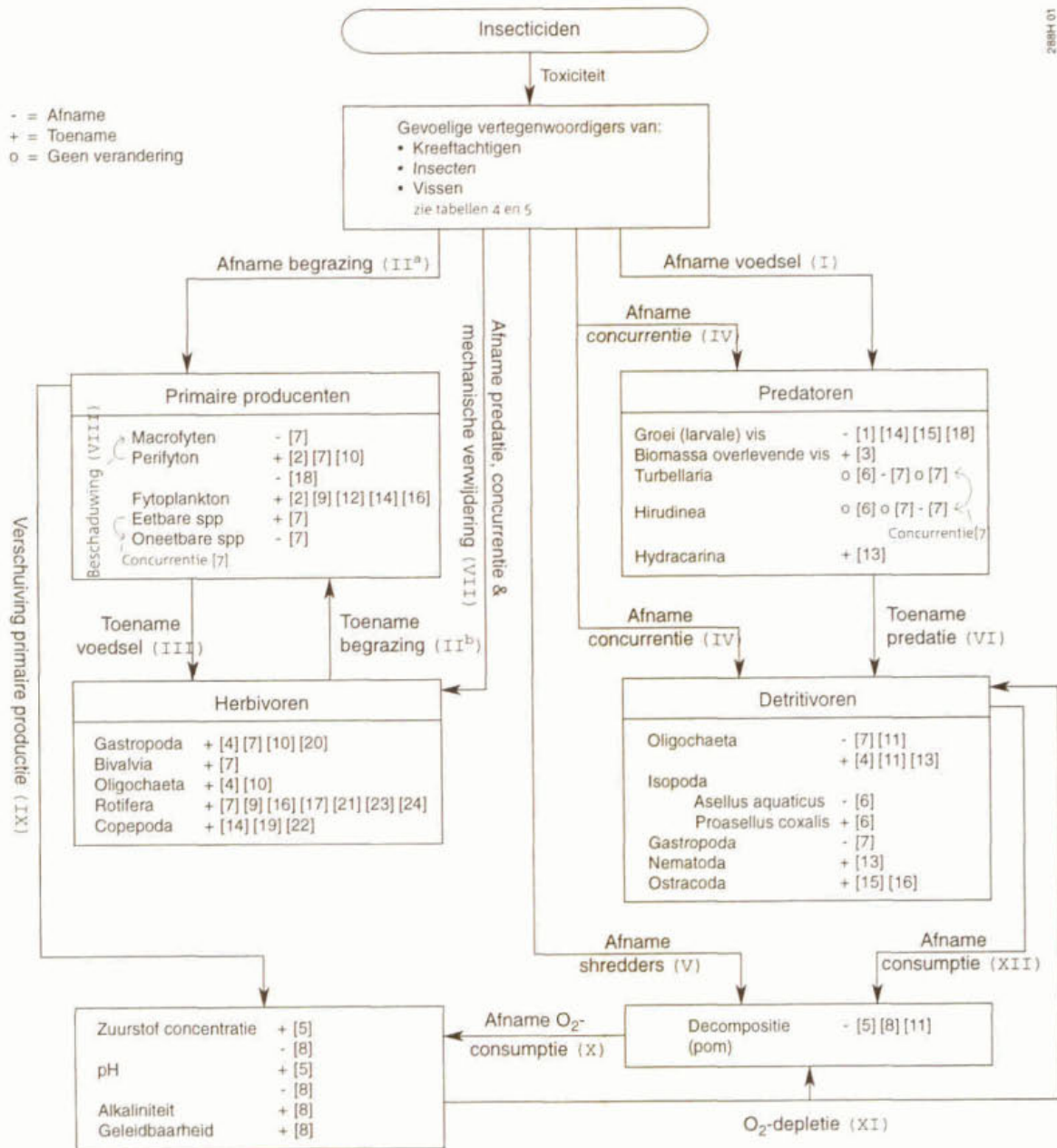
In de verschillende studies worden een scala aan structurele en functionele endpoints bestudeerd. Deze endpoints worden vaak op verschillend detailniveau gevolgd en uitgewerkt (o.a. soms op soortniveau, soms op ordeniveau). Tevens wordt het verloop van de effectketen mede bepaald door de specifieke biotische en abiotische karakteristieken van de onderzochte testsystemen en concentraties waarmee gewerkt is. Twee voorbeelden:

- Uit het review van Hanazato (1998) blijkt dat binnen de kreeftachtigen van het zoöplankton, de grotere soorten over het algemeen gevoeliger zijn voor insecticiden. In competitieve zin zijn zij echter dominant over de kleinere soorten. Blootstelling aan relatief lage insecticidenconcentraties kan daardoor de concurrentieverhouding tussen zoöplanktonpopulaties anders beïnvloeden dan bij hogere concentraties.
- Bij overeenkomstige concentraties van het insecticide chloorpyrifos werden in macrofytegedomineerde microcosms andere indirecte effecten gevonden dan in overeenkomstige testsystemen gedomineerd door plankton (Brock *et al.*, 1992a & b, 1993b).

Bovengenoemde voorbeelden tonen aan dat gerapporteerde indirecte effecten vaak een studiespecifiek (en dus ook anekdotisch) karakter dragen. Een aantal effectketens is echter dermate frequent gerapporteerd dat verwacht mag worden dat ze regelmatig op zullen treden in met insecticiden belaste aquatische ecosystemen.

Zoals reeds in Hoofdstuk 5 beschreven, zijn vooral vertegenwoordigers van kreeftachtigen, insecten en vissen direct gevoelig voor insecticiden. Deze diergroepen kunnen diverse trofische niveaus vertegenwoordigen. Via verschuivingen in concurrentieverhoudingen kunnen dan ook indirecte effecten zichtbaar worden bij de diverse trofische niveaus binnen de levensgemeenschap (primaire producenten, herbivoren, predatoren, detritivoren) (zie Figuren 6 en 7). In met insecticiden gestresste testsystemen worden indirecte effecten minder vaak gerapporteerd voor functionele endpoints. Zo worden in veel studies zuurstofconcentraties in het water wel gemeten maar is het aantal studies met significante effecten op de zuurstofconcentratie beperkt.

De met meervoudige belastingen uitgevoerde studies (Figuur 7) geven met betrekking tot de ecologische interacties geen ander beeld dan bij de studies uitgevoerd met een eenmalige toediening van insecticide (Figuur 6). Bepaalde componenten hebben echter meer of minder aandacht gekregen. In herhaald belaste testsystemen was er meer aandacht voor effecten op vissen en hun prooidieren. Een ecologische interactie die hierbij specifiek wordt genoemd is de onderdrukking van het herstel van gevoelige populaties van geleedpotigen (o.a. cladoceren, insecten) door de predatiedruk van de (overlevende) vissen (Figuur 7). In hun review over chloorpyrifos stellen Barron & Woodburn (1995) echter dat gereduceerde vissenpopulaties in aquatische testsystemen op termijn kunnen leiden tot een toename in zoöplankton en een afname in de fytoplanktonpopulaties. Een toename van fytoplankton wordt met name in door chloorpyrifos gestresste systemen gevonden waar de geleedpotigen de toppredatoren zijn, doordat grazende zoöplanktonpopulaties wegvallen.



Ecologische Interactie

(I) : [1] [6] [7] [14] [15] [18] [23]	[1] Brazner & Kline 1990	[14] Crossland 1984
(II ^a) : [2] [7] [9] [10] [12] [14] [16]	[2] Siefert et al. 1989	[15] Crossland 1988
(II ^b) : [18]	[3] Biever et al. 1994	[16] Day, Kaushik & Solomon 1987
(III) : [4] [7] [10] [16]	[4] v/d Brink et al. 1996	[17] Kaushik et al. 1985
(IV) : [3] [4] [6] [11] [13] [15]	[5] Kersting & v/d Brink 1997	[18] Moffet et al. 1995
(V) : [5] [8] [11]	[6] Brock et al. 1992 ^a	[19] Lahr & Diallo 1993
(VI) : [6] [7] [11] [15]	[7] Brock et al. 1992 ^b	[20] Wayland 1991
(VII) : [9] [14] [16] [17] [18] [19] [20] [21] [22] [23] [24]	[8] Brock et al. 1993 ^b	[21] Solomon 1989
(VIIII) : [7] [8]	[9] v Donk et al. 1995	[22] Havens 1994; 1995
(IX) : [5] [8]	[10] Brock et al. 1995	[23] Tanner & Moffet 1995
(X) : [5]	[11] Cuppen et al. 1995	[24] Day et al. 1987
(XI) : [8]	[12] Hughes et al. 1980	
(XII) : [8]	[13] Fairchild & Eldt 1993	

Figuur 6. Schematische weergave van de indirecte effecten van insecticiden in aquatische (semi)veldexperimenten waarbij een eenmalige dosering van het bestrijdingsmiddel werd toegepast in stagnante testsystemen. De Romeinse cijfers hebben betrekking op de verschillende typen ecologische interacties en de Arabische getallen op literatuurreferenties.

Op termijn kunnen de voor het insecticide minder gevoelige herbivoren (o.a. rotiferen, slakken) de algenbloei weer onderdrukken. Het verschijnsel in gestresste ecosystemen dat minder gevoelige soorten de rol van verdwenen soorten overnemen noemt men functionele redundantie (Levine, 1989). In planktongedomineerde testsystemen die regelmatig met insecticiden gestressed worden, kan de toename in biomassa van fytoplankton overigens een langduriger verschijnsel zijn omdat minder gevoelige zoöplanktonsoorten (o.a. rotiferen) in de regel minder efficiënte begrazers van fytoplankton zijn dan cladoceren (o.a. Jak *et al.*, 1998).

Naast de hierboven beschreven effecten op de grazer-voeselketen van aquatische ecosystemen kunnen insecticiden ook de detritus-voeselketen direct en indirect beïnvloeden. Vertegenwoordigers van de functionele groep shredders (verknippers) zijn vooral de voor insecticiden gevoelige macrocrustaceën (o.a. vlokreeften en waterpissebedden) en insecten (o.a. bepaalde kokerjuffers). Shredders spelen een belangrijke rol bij de afbraak van grof organisch materiaal (POM). Het is dan ook niet verwonderlijk dat een verminderde decompositie van POM is waargenomen in met insecticiden behandelde testsystemen. Functionele redundantie is bij de shredders beperkt omdat deze functionele groep relatief weinig voor insecticiden ongevoelige detritivoren bevat.

In met insecticiden gestresste systemen worden zowel reducties als toenames in populatiedichtheden van minder gevoelige detritivoren gemeld. De toenames bij o.a. oligochaete wormen worden in de regel verklaard door verminderde concurrentie met gevoelige kreeftachtigen en insecten. Bij populaties van detritivore Oligochaeta wordt echter ook een significante afname gerapporteerd in enkele studies. Deze afname kan verklaard worden door een toename in predatiedruk door bijvoorbeeld Turbellaria (platwormen) en Hirudinea (bloedzuigers). In met insecticiden gestresste systemen veranderen deze predatoren hun dieet na het wegvallen van preferent voedsel in de vorm van gevoelige insecten en kreeftachtigen.

Om inzicht te krijgen bij welke concentratieniveaus gevolgketens van indirecte effecten gaan ontstaan, zijn in Tabel 6 gegevens samengevat van adequate studies uitgevoerd in stilstaand water en waar een enkelvoudige toediening werd toegepast. Uit deze studies blijkt dat de frequentie van gerapporteerde indirecte effecten toeneemt bij toenemende concentraties van de onderzochte insecticiden (Tabel 6). Alleen in de hoogste concentratierange werden indirecte effecten op functionele endpoints gemeten. Dit toont wederom aan dat functionele aspecten van het ecosysteem minder gevoelig zijn voor toxische stress door insecticiden dan structurele.

Het algemene beeld uit Tabel 6 is dat indirecte effecten op structurele endpoints zeker te verwachten zijn vanaf blootstellingsconcentraties in de range van 0,1-1 TU_{gst} . Bij eenmalige toepassing van insecticiden is slechts eenmaal een indirect effect gemeld binnen de concentratierange 0,01-0,1 TU_{gst} (Tabel 6). Het betreft hier een studie met het pyrethroïde fenvaleraat (Day *et al.*, 1987). Bij de meervoudige en chronische belastingen vallen alle gerapporteerde secundaire effecten ruimschoots boven de 0,01 TU_{gst} .

Tabel 6. Indirecte effecten samengevat uit studies in stilstaande wateren na een enkelvoudige belasting met een organofosfaat-insecticide, een carbamaat, of een pyrethroïde. De in de studies gerapporteerde nominale concentraties zijn uitgedrukt in TU_{gst} (zie paragraaf 2.4). Indirecte effecten zijn vervolgens ingedeeld in de corresponderende concentratieranges. X= tenminste één studie vermeldt een concentratie in de betreffende klasse waarbij een secundair effect optreedt.

Range TU _{gst}	Structurele aspecten		Functionele aspecten	
	verschuivingen in dierlijke populaties	verschuivingen in algenpopulaties en hogere planten	decompositie-afname	community-metabolisme veranderingen
10 - 100	X ^{1,3,4,5,8,9,10}	X ^{4,5,8,10}	X ^{3,4,5}	X ^{3,4}
1 - 10	X ^{1,2,3,4,6,7,10,13}	X ^{1,10}		
0,1 - 1	X ^{1,2,11,13}	X ¹		
0,01 - 0,1	X ¹²			

Organofosfaten:

¹Siefert et al. '89; Brazner & Kline '90

²Biever et al. '94

³V.d. Brink et al. '96; Kersting & V.d. Brink '97

⁴Brock et al. '92^a; '92^b; '93^b

⁵V. Donk et al. '95; Brock et al. '95; Cuppen et al. '95

⁶Hughes et al. '80

⁷Fairchild & Eidt '93

⁸Crossland '84

⁹Crossland '88

Carbamaten:

¹⁰Havens '95

¹¹Wayland '91

Pyrethroïden:

¹²Day et al. '87

¹³Kaushik et al. '85

7. HERSTEL

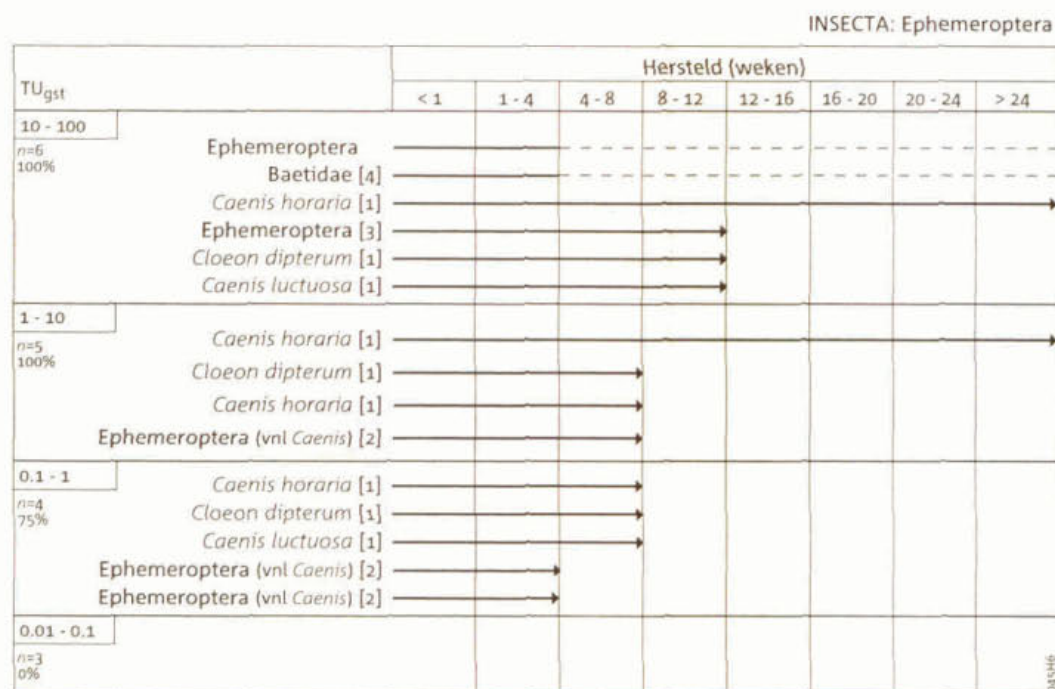
Een voordeel van (semi)veldstudies, met name als ze uitgevoerd zijn in de openlucht, is dat informatie verkregen kan worden over herstel van verstoorde populaties en ecosysteemfuncties. In Hoofdstuk 4 is reeds besproken dat insecticiden relatief snel uit de waterkolom kunnen verdwijnen, o.a. door afbraak en sorptie aan sediment en waterplanten. Indien de insecticiden snel afbreken, of sterk adsorberen zodat de biobeschikbaarheid afneemt, kunnen binnen afzienbare tijd na de laatste toepassing de kritische drempelwaarden voor gevoelige waterorganismen onderschreden worden. De snelheid van herstel van aangetaste populaties is dan in grote mate afhankelijk van de levenscyclus van de betreffende soorten. Belangrijke aspecten hierbij zijn het aantal generaties per jaar, het bezit van relatief ongevoelige levensstadia, en de mogelijkheid om actief van het ene aquatische ecosysteem naar het andere te migreren.

De relatie tussen levenscyclus en herstel van soorten wordt duidelijk geïllustreerd in het artikel van Van den Brink *et al.* (1996), waarin de lange-termijn respons van diverse waterorganismen na een eenmalige toediening van het insecticide chloorpyrifos in proefsloten wordt beschreven. In deze studie vertonen watervlooien een relatief snel herstel vanwege hun korte generatietijd en het bezit van een relatief ongevoelig levensstadium in de vorm van winterieren. Ook insectenpopulaties met meerdere uitvliegperiodes per jaar (o.a. *Cloeon*, *Chaoborus*) vertonen een relatief snel herstel, in tegenstelling tot aangetaste insectenpopulaties met maar één of twee generaties per jaar (o.a. *Caenis horaria*). Insecten hebben in de regel geen aquatische levensstadia die ongevoelig zijn voor insecticiden, maar het gevleugelde volwassen stadium biedt de mogelijkheid geïsoleerde aquatische systemen te herkoloniseren. Wanneer een soort een geïsoleerd systeem niet gemakkelijk kan bereiken, en ook geen ongevoelige aquatische levensstadia bezit, is de kans groot dat de soort voor langere tijd verdwijnt ten gevolge van insecticiden-stress. De vlokreeft *Gammarus pulex* is hiervan een goed voorbeeld. In geïsoleerde met chloorpyrifos behandelde testsystemen stierf deze soort lokaal uit (Van den Brink *et al.* 1996), en herstel trad pas op nadat deze soort door de onderzoekers geherintroduceerd werd. In niet geïsoleerde watergangen, echter, kan *Gammarus pulex* een relatief snel herstel vertonen na lokale eliminatie door insecticiden vanwege succesvolle herkolonisatie door actief zwemgedrag (Liess, 1993).

Uit bovenstaande volgt dat herstel van door insecticiden aangetaste populaties beslist niet alleen afhankelijk is van het onderschrijden van de kritische drempelwaarden van de toxische stof. Hanazato (1998) vond bijvoorbeeld dat bij interacties tussen insecticiden en zoöplankton, de opbouw van de levensgemeenschap (aan- of afwezigheid predatoren) mede van invloed was op het herstelproces. Andere factoren zoals het moment van de verontreiniging in relatie tot het stadium van de levenscyclus waarin organismen verkeren, de lengte van de levenscyclus en de frequentie van de verontreiniging zijn eveneens van belang. Tevens kan een verbinding met (of nabijheid van) niet verstoorde aquatische ecosystemen, van waaruit herkolonisatie plaats kan vinden, bepalend zijn voor de snelheid van herstel. Hierbij moet opgemerkt worden dat bij (semi)veldonderzoek naar effecten van bestrijdingsmiddelen de meeste aandacht uitgaat naar dominante populaties die in de regel gekenmerkt worden door een relatief korte levenscyclus (de meeste evertibraten). Over het algemeen zijn microcosm- en mesocosm-studies minder geschikt voor het bestuderen van het herstel van populaties van grotere organismen met een lange levensduur (o.a. vertebraten). Tevens is de duur van veel gepubliceerde microcosm- en mesocosmstudies te kort om de hersteltijd van gevoelige populaties af te kunnen leiden. Om deze reden zijn veel waarnemingen ingedeeld in Effectklasse 4 (zie Figuren 1 t/m 4). Een ander punt van aandacht bij het interpreteren van (semi)veldstudies is dat het meestal experimenten in geïsoleerde testsystemen betreft. Hierdoor kunnen geëlimineerde populaties met een beperkt dispersievermogen deze testsystemen niet snel herkoloniseren. Wat herstel van dominante populaties betreft moeten studies in stagnante microcosms en mesocosms dan ook als een "worst case" benadering beschouwd worden.

In de geëvalueerde (semi)veldstudies worden uitspraken over herstel voornamelijk gedaan voor gevoelige populaties crustaceeën en insecten. Ter illustratie is voor de organofosfaat-insecticiden voor twee relatief goed onderzochte groepen binnen de crustaceeën en insecten het herstelmoment

weergegeven (Figuren 8 en 9). De algemene trend is hoe hoger en langduriger de blootstellingsconcentraties zijn, hoe langer het duurt voordat herstel wordt waargenomen. Ook als de andere insecticiden erbij betrokken worden blijkt dat bij eenmalige toediening populaties van gevoelige crustaceeën en insecten zich in de regel binnen 8 weken herstellen indien de blootstellingsconcentratie niet hoger is dan 1 TU_{gst}. Bij herhaalde en chronische toepassing van een insecticide is herstel binnen 8 weken na beëindiging van de toepassing meestal het geval indien de uiteindelijke blootstellingsconcentratie in het water niet hoger wordt dan 0,1 TU_{gst} (Figuren 1 t/m 3). Ook indien we voor iedere studie het gevoeligste ecologische endpoint beschouwen, kan geconcludeerd worden dat deze drempelwaarden meestal herstel garanderen binnen 8 weken na de laatste toepassing (Figuur 5). De paar uitzonderingen op de regel betreffen studies waarbij gevoelige macrocrustaceeën (o.a. *Gammarus*) niet in staat waren zich actief over land te verplaatsen om geïsoleerde testsystemen opnieuw te koloniseren, of waarbij herstel van een gevoelige insectenpopulatie op korte termijn niet mogelijk was vanwege het gelimiteerde aantal uitvliegperiodes per jaar.



[1] Van Brink et al., 1996

[4] Crossland, 1988

[2] Biever et al., 1994

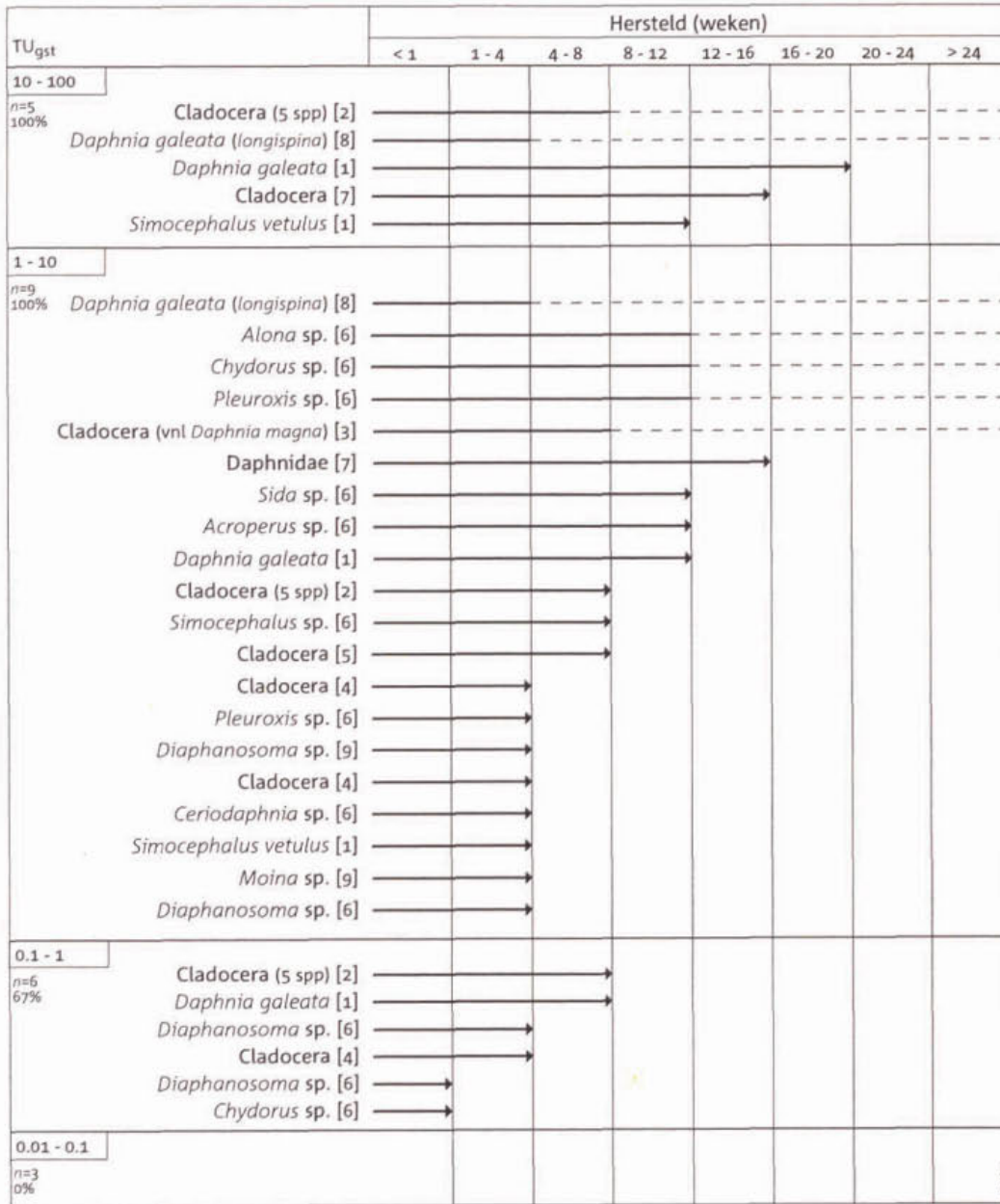
[5] Dieter, Duffy & Flake, 1996*

[3] Crossland, 1984

* behandeling betreft drie concentraties, allen in de klasse 10 - 100 x gg-L(E)C₅₀

Figuur 8. Herstel van haffen (Ephemeroptera) na een enkelvoudige piekbelasting met een organofosfaat-insecticide in stagnante systemen in de openlucht. De pijlen geven aan in welke periode van 4 weken een taxon hersteld is. Gestippelde lijnen geven aan dat bij het einde van de studie het taxon niet hersteld is. Direct onder het kadertje met de concentratieklasse staat het aantal waarnemingen vermeld dat binnen het concentratietraject (in TU_{gst}) beschikbaar is (n = x) en vervolgens welk percentage van die waarnemingen effecten en herstel vertoont.

CRUSTACEA: Cladocera



- [1] Van Brink et al., 1996 [4] Biever et al., 1994 [7] Crossland, 1984
- [2] Brazner & Kline, 1990 [5] Tanner & Knuth, 1995 [8] Crossland, 1988
- [3] Hughes et al., 1980 [6] Knuth et al., 1992 [9] Lahr & Diallo, 1993

Figuur 9. Herstel van watervlooien (Cladocera) na een enkelvoudige piekbelasting met een organofosfaat-insecticide in stagnante systemen in de openlucht. De pijlen geven aan in welke periode van 4 weken een taxon hersteld is. Gestippelde lijnen geven aan dat bij het einde van de studie het taxon niet hersteld is. Direct onder het kadertje met de concentratieklasse staat het aantal waarnemingen vermeld dat binnen het concentratietraject (in TU_{gst}) beschikbaar is (n = x) en vervolgens welk percentage van die waarnemingen effecten en herstel vertoont.

Tabel 7 NOEC_{eco}- en LOEC_{eco}-waarden voor (semi)veldstudies met een eenmalige of meervoudige toediening van een insecticide met een achetylcholinesterase-remmende werking.

Werkzame stof	Dosering	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	Referentie
Stagnante systemen:				
Azinfos-methyl	eenmalig	0,2	0,72	Stay & Jarvinen, 1995
	eenmalig	0,2	1	Knuth et al., 1992
	eenmalig	-	≤1	Tanner & Knuth, 1995
	meervoudig	0,22	0,95	Giddings et al., 1994
Chloorpyrifos	eenmalig	0,1	0,3	Biever et al., 1994
	eenmalig	0,1	0,9	Van den Brink et al., 1996
	eenmalig	-	≤0,5	Brazner et al., 1989; Siefert et al., 1989; Brazner & Kline, 1990
	eenmalig	-	≤0,5	Stay et al., 1989
	eenmalig	-	≤5	Brock et al., 1992a,b,1993b
	eenmalig	-	≤10	Hughes et al. 1980
	eenmalig	-	≤35	Van Donk et al., 1995; Brock et al., 1995; Cuppen et al., 1995
	constant	-	≤0,1	Van den Brink et al., 1995
Diazinon	meervoudig	-	≤2,4	Giddings et al., 1996
Fenitrothion	eenmalig	-	≤80	Lahr & Diallo, 1993
	meervoudig	-	≤14,3	Fairchild & Eidt, 1993
Parathion(-ethyl)	constant	-	≤0,2	Dortland, 1980
Parathion-methyl	eenmalig	-	≤10	Crossland, 1988
	eenmalig	-	≤100	Crossland, 1984
Phorate	eenmalig	-	≤23	Dieter, Duffy & Flake, 1996
Bendiocarb	eenmalig	-	≤24	Lahr et al., 1993
Carbaryl	eenmalig	-	≤2	Havens, 1994, 1995
Carbofuran	eenmalig	5	25	Wayland, 1991
Stromende systemen:				
Chloorpyrifos	eenmalig	0,1	5	Pusey et al., 1994
	constant	-	≤0,1	Ward, Arthington & Pusey, 1995
Fenitrothion	eenmalig	1,1	18,7	Morrison & Wells, 1981
	eenmalig	-	≤30,8	Poirier & Surgeoner, 1988
	eenmalig	-	≤460	Yasuno et al., 1981
Carbaryl	eenmalig	-	≤34	Courtemanch & Gibbs, 1980

8. EVALUATIE VAN DE NORMSTELLING

8.1 Acetylcholinesterase-remmers

In Tabel 7 wordt een overzicht gegeven van de $NOEC_{eco}$ - en $LOEC_{eco}$ -waarden voor organofosfaat- en carbamaat-insecticiden die uit de geëvalueerde (semi)veldstudies zijn af te leiden. Vervolgens is per stof een samenvattende $NOEC_{eco}$ en $LOEC_{eco}$ afgeleid (Tabel 8). De samenvattende $NOEC_{eco}$ is de hoogste gevonden $NOEC_{eco}$ die lager of gelijk is dan de laagst gevonden $LOEC_{eco}$.

De gevonden waarden worden in Tabel 8 vergeleken met de vastgestelde norm (MTR) voor de Vierde Nota Waterhuishouding, en de liberale en conservatieve norm volgens de criteria beschreven in de Uniforme Beginselen. Voor de acetylcholinesterase-remmers bevinden de normen zich in alle gevallen onder de $LOEC_{eco}$ die uit de (semi)veldexperimenten kon worden afgeleid. Ook zijn de normen altijd lager dan de $NOEC_{eco}$, soms zelfs meer dan een factor 10. Er kon echter voor slechts 5 acetylcholinesterase-remmers een $NOEC_{eco}$ worden afgeleid en deze had meestal betrekking op een blootstellingsregime ten gevolge van een eenmalige toepassing in een stagnant systeem.

Tabel 8 Samenvattende $NOEC_{eco}$ - en $LOEC_{eco}$ -waarden voor acetylcholinesterase-remmende insecticiden in (semi)veldstudies vergeleken met verschillende normen.

Werkzame stof	Blootstellings regime	$NOEC_{eco}$ ($\mu\text{g/L}$)	$LOEC_{eco}$ ($\mu\text{g/L}$)	MTR NW4-norm ($\mu\text{g/L}$)	liberale UB-norm ($\mu\text{g/L}$)	conservatieve UB-norm ($\mu\text{g/L}$)
Stagnante systemen:						
azinfos-methyl	eenmalig	0,2	0,72	0,012	0,02	0,011
	meervoudig	0,22	0,95	0,012	0,02	0,011
chloorpyrifos	eenmalig	0,1	0,9	0,003	0,01	0,002
	constant	-	$\leq 0,1$	0,003	0,01	0,002
diazinon	meervoudig	-	$\leq 2,4$	0,037	0,01	0,007
fenitrothion	eenmalig	-	≤ 80	0,009	0,11	0,016
	meervoudig	-	$\leq 14,3$	0,009	0,11	0,016
parathion(-ethyl)	constant	0,2	0,5	0,011	0,011	0,0037
parathion-methyl	eenmalig	-	≤ 10	0,012	0,014	0,0014
phorate	eenmalig	-	≤ 23	-	0,015	0,006
bendiocarb	eenmalig	-	≤ 24	-	0,74	0,32
carbaryl	eenmalig	-	≤ 2	0,23	0,06	0,056
carbofuran	eenmalig	5	25	0,91	0,33	0,23
Stromende systemen:						
chloorpyrifos	eenmalig	0,1	5	0,003	0,01	0,002
chloorpyrifos	constant	-	$\leq 0,1$	0,003	0,01	0,002
fenitrothion	eenmalig	1,1	18,7	0,009	0,11	0,016
carbaryl	eenmalig	-	≤ 34	0,23	0,06	0,056

8.2 Synthetische pyrethroïden

De $NOEC_{eco}$ en $LOEC_{eco}$ -waarden voor pyrethroïden staan per studie in Tabel 9. In Tabel 10 worden de samenvattende $NOEC_{eco}$ - en $LOEC_{eco}$ -waarden uit deze studies vergeleken met de normen. Voor drie van de acht pyrethroïden waarmee adequate (semi)veldstudies zijn uitgevoerd kon een $NOEC_{eco}$ worden afgeleid. De $NOEC_{eco}$ -waarden voor deze stoffen (esfenvaleraat, fenvaleraat, lambda-cyhalothrin) zijn iets hoger dan de UB-norm. De criteria voor waterorganismen zoals beschreven in de Uniforme Beginselen lijken dus te voldoen. Een vergelijking met de MTR is niet mogelijk vanwege het ontbreken van deze gegevens. Tevens blijkt dat de beschikbare kennis over kritische drempelwaarden van synthetische pyrethroïden in stromende wateren zeer sumier is.

Tabel 9 NOEC_{eco}- en LOEC_{eco}-waarden voor (semi)studies met een eenmalige of meervoudige toediening van een insecticide uit de groep der pyrethroiden.

Werkzame stof	Dosering	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	Referentie
Stagnante systemen:				
Cyfluthrin	meervoudig	-	≤0,036	Johnson et al., 1994; Morris et al., 1994
Cypermethrin	meervoudig	-	≤0,07	Farmer et al., 1995
	meervoudig	-	≤0,16	Hill, 1985
Deltamethrin	eenmalig	-	≤0,2	Morrill en Neal, 1990
	eenmalig	-	≤2,7	Lahr et al., 1995
Esfenvaleraat	eenmalig	0,01	0,05	Stay en Jarvinen, 1995
	meervoudig	0,01	0,01	Webber et al., 1992
	meervoudig	-	≤0,01	Lozano et al., 1992
	meervoudig	-	≤0,25	Fairchild et al., 1992b
Fenvaleraat	eenmalig	0,01	0,05	Day et al., 1987
Lambda-cyhalothrin	meervoudig	0,0016	0,016	Hill et al., 1994b
	meervoudig	-	≤0,017	Farmer et al., 1995
Permethrin	eenmalig	-	≤0,5	Kaushik et al., 1985
Tralomethrin	meervoudig	-	≤0,0027	Mayasich et al., 1994
Stromende systemen:				
Fenvaleraat	constant	-	≤0,01	Breneman en Pontasch, 1994

Tabel 10 Samenvattende NOEC_{eco}- en LOEC_{eco}-waarden voor studies van pyrethroiden in (semi)veldstudies vergeleken met verschillende normen.

Werkzame stof	Blootstellings regime	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	MTR NW4-norm (µg/L)	liberale UB-norm (µg/L)	conservatieve UB-norm (µg/L)
Stagnante systemen:						
cyfluthrin	meervoudig	-	≤0,036	-	0,0015	0,0014
cypermethrin	meervoudig	-	≤0,07	0,0001	0,0068	0,005
deltamethrin	eenmalig	-	≤0,2	0,0004	0,0004	0,00029
esfenvaleraat	eenmalig	0,01	0,05	-	0,0025	0,0022
	meervoudig	0,01	0,01	-	0,0025	0,0022
fenvaleraat	eenmalig	0,01	0,05	-	0,008	0,003
lambda-cyhalothrin	meervoudig	0,0016	0,016	-	0,0021	0,0021
permethrin	eenmalig	-	≤0,5	0,0003	0,0065	0,002
tralomethrin	meervoudig	-	≤0,0027	-	0,0015	0,0015
Stromende systemen:						
fenvaleraat	constant	-	≤0,01	-	0,008	0,003

8.3 Overige insecticiden

De NOEC_{eco} en LOEC_{eco}-waarden voor diflubenzuron, lindaan en methoxychlor staan per geëvalueerde (semi)veldstudie in Tabel 11. In Tabel 12 worden wederom de samenvattende NOEC_{eco}- en LOEC_{eco}-waarden verkregen uit deze studies vergeleken met de normen. De NOEC_{eco}-waarde van diflubenzuron ligt iets boven die van de UB-norm. Bij lindaan komt de NOEC_{eco} overeen met de UB-norm, maar heeft de MTR een iets hogere waarde. Voor methoxychlor ligt de UB-norm beduidend lager dan de NOEC_{eco}. Voor de stoffen diflubenzuron en lindaan is een chronische NOEC_{eco} voorhanden (stromende systemen). Deze studies suggereren dat ook in geval van constante blootstelling de vastgestelde normen redelijk lijken te voldoen.

Tabel 11 NOEC_{eco}- en LOEC_{eco}-waarden voor studies met de overige insecticiden in (semi)veldstudies.

Werkzame stof	Dosering	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	Referentie
Stagnante systemen:				
Diflubenzuron	eenmalig	0,07	0,7	Moffet et al., 1995 (exp. 1A)
	eenmalig	0,3	0,7	Moffet et al., 1995 (exp. 1B)
	eenmalig	-	≤0,7	Moffet et al., 1995 (exp. 2)
	eenmalig	-	≤30	Tanner & Moffet, 1995
Lindaan	constant	-	≤4	Peither et al., 1996
Methoxychlor	eenmalig	3	5	Stephenson et al., 1986
	eenmalig	-	≤20	Solomon et al., 1989
Stromende systemen:				
Diflubenzuron	constant	0,1	1	Hansen en Garton, 1982
Lindaan	constant	0,25	1	Mitchell et al., 1993

Tabel 12 Samenvattende NOEC_{eco}- en LOEC_{eco}-waarden voor studies van de groep overige insecticiden in (semi)veldstudies vergeleken met verschillende normen.

Werkzame stof	Blootstellings regime	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	MTR NW4-norm (µg/L)	liberale UB-norm (µg/L)	conservatieve UB-norm (µg/L)
Stagnante systemen:						
diflubenzuron	eenmalig	0,3	0,7	-	0,063	0,015
lindaan	constant	-	≤4	0,92	0,27	0,16
methoxychlor	eenmalig	3	5	-	0,008	0,008
Stromende systemen:						
diflubenzuron	constant	0,1	1	-	0,063	0,05
lindaan	constant	0,25	1	0,92	0,27	0,16

9. DISCUSSIE ECOLOGISCHE RISICO'S INSECTICIDEN

In dit rapport worden de ecologische risico's van 21 insecticiden voor zoetwaterecosystemen besproken. Van deze stoffen zijn de meeste (nog) in Nederland toegelaten. Echter, van diverse voor ons land relevante insecticiden zijn geen adequate studies gevonden. Voorbeelden van in Nederland gebruikte insecticiden waarmee (nog) geen adequate (semi)veldstudies zijn uitgevoerd, of waarover niet in de wetenschappelijke literatuur is gerapporteerd, zijn o.a. de organofosfaten dimethoaat, dichloorvos, chloorfenvinfos, oxydemeton-methyl en acefaat, de carbamaten methiocarb, primicarb en propoxur en de acyl-ureumverbinding teflubenzuron. Toch kan op basis van de in dit rapport geëvalueerde insecticiden geconcludeerd worden dat de geselecteerde (semi)veldexperimenten na normalisering van de testconcentraties een goed te interpreteren beeld geven van de ecologische effecten van groepen insecticiden met een overeenkomstig werkingsmechanisme. Dit geldt met name voor de acetylcholinesterase-remmers en synthetische pyrethroïden. Net als bij herbiciden (Lahr *et al.*, 1998) blijkt het "normaliseren" van de gerapporteerde veldconcentraties, door deze te delen met de $L(E)C_{50}$ van het meest gevoelige standaard toetsorganisme, de vergelijking tussen studies met verschillende insecticiden te vergemakkelijken. Hierbij valt op dat bij overeenkomstige blootstellingsconcentraties van stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme de gerapporteerde directe effecten veel overeenkomst vertonen tussen studies die zijn uitgevoerd in Europa, Noord-Amerika en Australië, en tussen studies die zijn uitgevoerd in modeecosystemen in het laboratorium en in de buitenlucht.

In de Figuren 1-2, waarin de gerapporteerde ecologische effecten voor diverse insecticiden met een overeenkomstig werkingsmechanisme zijn ingedeeld in effectklassen, blijkt dat bij frequent onderzochte endpoints (o.a. Microcrustaceeën, Insecten) de waarnemingen per effectklasse een ruime bandbreedte bezitten. Dit kan enerzijds verklaard worden door het feit dat de literatuur nogal variabel is wat betreft studieduur, eigenschappen van de testsystemen, klimatologische condities, waterorganismen die bestudeerd worden, en het taxonomisch niveau van de determinaties. Een andere oorzaak van de waargenomen variatie zou verklaard kunnen worden door verschillen in milieugegedrag (verdwijnsnelheid) van de verschillende insecticiden. Een duidelijk verband tussen de gerapporteerde afbraaksnelheid van insecticiden in gestandaardiseerde water-sediment studies en de mate van het waargenomen effect in (semi)veldstudies kon echter door ons niet gevonden worden.

Na toetsing van beschikbare (semi)veldstudies aan evaluatiecriteria blijkt slechts een beperkt aantal van deze studies geschikt voor het valideren van normen. Voor slechts 11 stoffen kon een $NOEC_{eco}$ worden vastgesteld omdat in de geëvalueerde studies met andere stoffen de laagst geteste concentratie een duidelijk effect vertoonde. Desalniettemin zijn de door het project "Integrale Normstelling Stoffen" afgeleide MTR's voor oppervlaktewater (VROM, 1997), die tevens in de Vierde Nota waterhuishouding zijn opgenomen, voor bijna alle in dit rapport beschreven insecticiden lager dan de laagst gevonden $NOEC_{eco}$. De enige uitzondering is lindaan waarvoor een MTR van $0,92 \mu\text{g/L}$ is afgeleid en de laagst gevonden chronische $NOEC_{eco}$ $0,25 \mu\text{g/L}$ bedraagt. De in dit rapport berekende UB-normen bieden waterorganismen en ecosysteemfuncties in het algemeen ook voldoende bescherming voor insecticiden. Op basis van de in dit rapport gepresenteerde gegevens lijkt het zinvol om bij waterkwaliteitsnormen een onderscheid te maken tussen diverse blootstellingsregimes. Bij een eenmalige dosering van niet-persistente insecticiden lijkt het mogelijk een factor 10 soepeler te zijn dan bij herhaalde en chronische blootstelling.

Gevoelige endpoints voor directe effecten van de bestudeerde insecticiden zijn vooral structurele ecosysteemkenmerken en betreffen in de regel populatiedichtheden van kreeftachtigen en insecten. Deze directe effecten in (semi)veldstudies zijn over het algemeen goed te voorspellen op basis van laboratorium toxiciteitstoetsen met overeenkomstige soorten. Tevens vertonen verschillende (semi)veldstudies uitgevoerd met hetzelfde insecticide (o.a. chloorpyrifos) overeenkomstige effecten bij vergelijkbare blootstellingsconcentraties. Indien studies afgerekend worden op het gevoeligste endpoint vertonen verschillende studies uitgevoerd met hetzelfde insecticide tevens een overeenkomstige kritische drempelwaarde (zie $NOEC_{eco}$'s in Tabel 7).

Bij overeenkomstige blootstellingsconcentraties aan hetzelfde middel kunnen indirecte effecten van insecticiden grote verschillen vertonen in verschillende typen testsystemen. Toch zijn algemene tendensen waarneembaar indien we de respons beschouwen op basis van functionele groepen. Dit doet vermoeden dat voedselwebmodellering op termijn mogelijkheden biedt als instrument voor ecologische risico-evaluatie van stress door insecticiden (Gezondheidsraad, 1997; Traas *et al.*, 1998).

Alhoewel een groot deel van de geëvalueerde studies te vroeg werd beëindigd om uitspraken over herstel van gevoelige populaties te kunnen doen, lijkt het mogelijk uit de resterende studies toch een globaal beeld te schetsen over herstel van met name gevoelige populaties van evertibraten. Bij een eenmalige piekbelasting lager dan de L(E)C₅₀ van het meest gevoelige standaard toetsorganisme zijn in stagnant oppervlaktewater gevoelige kreeftachtigen en insecten met een korte levenscyclus in de regel binnen 8 weken hersteld. Om pragmatische redenen is in onze studie een herstelperiode van 8 weken als criterium gekozen voor een indeling in Effectklasse 3 of Effectklasse 5 (respectievelijk een kortdurend of langdurig effect). In verband met de levenscycli van macro-evertibraten is het in het microcosm- en mesocosm-onderzoek gangbaar om macro-evertibratenpopulaties twee wekelijks of maandelijks te bemonsteren. Door de gekozen tijdsintervallen tussen de waarnemingen is de tijdschaal waarop herstelmomenten bepaald kunnen worden vastgelegd. Praktisch gezien komt het er op neer dat macro-evertibratenpopulaties 4 tot 2 observaties 'de tijd krijgen' om al dan niet op controle-niveau te komen. Voor het kortcyclische zoöplankton (bemonsteringsfrequentie veelal wekelijks) zijn in principe in een periode van 8 weken na de (laatste) toediening voldoende meetpunten aanwezig om herstel binnen deze periode vast te stellen.

Over snelheid van herstel van gevoelige evertibraten in systemen die herhaald worden blootgesteld zijn minder gegevens beschikbaar (zie Figuren 1-4). Indien de gevoeligste endpoint beschouwd wordt lijkt herstel binnen 8 weken na de laatste toepassing mogelijk indien de uiteindelijke concentratie niet hoger is dan 0,1 van de L(E)C₅₀ van het meest gevoelige standaard toetsorganisme. Soorten met een lange complexe levenscyclus, echter, krijgen in deze (semi)veldstudies over het algemeen te weinig aandacht omdat ze vaak niet dominant aanwezig zijn in de testsystemen. Een adequate risico-evaluatie voor dergelijke soorten wordt wellicht verbeterd door het ontwikkelen van herstelmodellen voor dergelijke populaties.

De resultaten beschreven in dit rapport hebben uitsluitend betrekking op individuele insecticiden. In de literatuur zijn nauwelijks adequate (semi)veldstudies te vinden die inzicht verschaffen in de mogelijke effecten van mengsels van bestrijdingsmiddelen op waterorganismen en ecosysteemfuncties. Ook bij de toelating en de beoordeling van de risico's van bestrijdingsmiddelen voor waterorganismen wordt de consequentie van een eventuele gelijktijdige aanwezigheid van meerdere verbindingen buiten beschouwing gelaten. Het gelijktijdig aanwezig zijn van meerdere middelen rond de normconcentratie kan mogelijk leiden tot ecologische risico's voor waterorganismen. Op basis van een literatuurstudie naar de combinatiewerking van bestrijdingsmiddelen op aquatische organismen lijkt de conclusie gerechtvaardigd dat als meest realistische "worst case" benadering kan worden uitgegaan van concentratie-additie (Deneer, 1998). Hierbij wordt de concentratie van de aanwezige verbindingen uitgedrukt als fractie van de de L(E)C₅₀ van standaard toetsorganismen waarna deze fracties per organisme worden gesommeerd voor alle stoffen. Op basis van een dergelijke berekening kan voor insecticiden toch gebruik gemaakt worden van de gegevens in dit rapport omdat wij de effecten van insecticiden beschrijven in 'toxic units' (TU_{gst}).

10. CONCLUSIES

- Na toetsing van beschikbare (semi)veldstudies aan de evaluatiecriteria blijkt slechts een beperkt aantal van deze studies geschikt voor het vaststellen van ecologische drempelwaarden van insecticiden in oppervlaktewater.
- De meeste (semi)veldstudies met insecticiden hebben zich gericht op korte-termijn effecten van relatief hoge blootstellingsconcentraties.
- De meeste kennis van ecologische effecten van insecticiden in oppervlaktewater is beschikbaar voor een beperkt aantal organofosfaten (o.a. azinfos-methyl, chloorpyrifos en parathion-methyl) en synthetische pyrethroïden (o.a. esfenvaleraat, fenvaleraat en lambda-cyhalothrin) en voor lindaan en diflubenzuron.
- In vergelijking met stilstaand water is relatief weinig geschikte informatie gepubliceerd over de ecologische effecten van insecticiden in stromend water.
- De toedieningswijze aan het water en de aquatische lotgevallen van insecticiden kunnen in sterke mate de blootstellingsconcentraties en de ecologische effecten in het veld beïnvloeden. Dit was vooral in de (semi)veldstudies met pyrethroïden heel duidelijk.
- Resultaten van de geselecteerde (semi)veldstudies geven na normalisering van de testconcentraties (TU_{gst}) een beter te interpreteren beeld van de ecologische effecten van groepen insecticiden met een overeenkomstig werkingsmechanisme.
- In de (semi)veldstudies met acetylcholinesterase-remmers worden de meest gevoelige organismen gevonden binnen de klassen van crustaceeën en insecten. Dit is in overeenstemming met de waarneming dat voor deze insecticiden *Daphnia magna* het meest gevoelige standaard toetsorganisme is.
- Ook in de (semi)veldstudies met synthetische pyrethroïden en overige insecticiden (o.a. lindaan, diflubenzuron) worden de meest gevoelige organismen gevonden binnen de klassen van crustaceeën en insecten. Alhoewel naast *Daphnia magna* ook vissen gerapporteerd worden als het meest gevoelige standaard toetsorganisme, zijn de vissen onder (semi)veldcondities in de regel minder gevoelig dan crustaceeën of insecten.
- In aquatische ecosystemen zijn geen specifieke indicatorsoorten aan te wijzen die representatief zijn voor stress van alle insecticiden met een overeenkomstig werkingsmechanisme. In het algemeen zijn vertegenwoordigers van Cladocera, Amphipoda, Ephemeroptera en Diptera het meest gevoelig voor cholinesterase-remmers, en Amphipoda, Isopoda, Diptera, Ephemeroptera en Hemiptera voor synthetische pyrethroïden.
- De MTR's voor insecticiden en normconcentraties volgens de Uniforme Beginselen lijken afdoende beschermend voor levensgemeenschappen van aquatische microcosms en mesocosms, zelfs bij herhaalde of chronische blootstelling.
- Bij een eenmalige piekbelasting lager dan $0,1 \times L(E)C_{50}$ van het meest gevoelige standaard toetsorganisme wordt in (semi)veldstudies meestal geen of slechts een gering ecologische effect waargenomen.
- Bij een eenmalige piekbelasting lager dan de $L(E)C_{50}$ van het meest gevoelige standaard toetsorganisme zijn in stagnant oppervlaktewater gevoelige crustaceeën en insecten in de regel binnen 8 weken hersteld.

- Bij herhaalde toepassing en een uiteindelijke blootstellingsconcentratie lager dan $0,1 \times L(E)C_{50}$ van het meest gevoelige standaard toetsorganisme zijn in stagnant oppervlaktewater gevoelige crustaceeën en insecten met een korte levenscyclus in de regel binnen 8 weken na de laatste toepassing hersteld.
- Over herstel van soorten met een relatief lange levenscyclus (o.a. vertebraten) is nauwelijks informatie beschikbaar.
- Naast de blootstellingsconcentratie en de levenscyclus van gevoelige populaties bepaalt ook de ecologische infrastructuur (o.a. isolatiegraad van het testsysteem) de mate en snelheid van herstel.
- Indirecte effecten van insecticiden worden in (semi)veldstudies pas bij relatief hoge blootstellingsconcentraties ($> 0,1-1 \text{ TU}_{gst}$) aangetoond. Regelmatig gerapporteerde indirecte effecten van insecticiden-stress zijn de toename van algen in het perifyton en fytoplankton (symptomen van eutrofiëring!) en de toename van minder gevoelige herbivoren (o.a. rotiferen en slakken).

11. REFERENTIES

- Aldenberg T. & W. Slob (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25: 48 - 63.
- Barron, M.G. & K.B. Woodburn (1995). Ecotoxicology of Chlorpyrifos. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 143: 1 - 93.
- Beek M.A., Knoben R.A.E. (1997). Ecotoxicologische risico's van stoffen in watersystemen. Stapgewijze beoordeling gebaseerd op verschillen in gevoeligheid tussen soorten. Rapport 97.064, RIZA, Lelystad.
- Biever, R.C., J.M. Giddings, M. Kiamos, M.F. Annunziato, R. Meyerhoff & K. Racke (1994). Effects of chlorpyrifos on aquatic microcosms over a range of off-target drift exposure levels. Brighton Crop Protection Conference- Pests and Diseases- 1994. pp. 1367 - 1372.
- Brazner, J.C., L.J. Heinis & D.A. Jensen (1989). A littoral enclosure for replicated field experiments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8: 1209 - 1216.
- Brazner, J.C. & E.R. Kline (1990). Effects of chlorpyrifos on the diet and growth of larval fathead minnow, *Pimephales promelas*, in littoral enclosures. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 47: 1157 - 1165.
- Breneman, D.H. & K.W. Pontasch (1994). Stream microcosm toxicity tests: predicting the effect of fenvalerate on riffle insect communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13: 381-387.
- Brock, T.C.M., S.J.H. Crum, R. van Wijngaarden, B.J. Budde, J. Tjink, A. Zupelli & P. Leeuwangh (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., M. van den Bogaert, A.R. Bos, S.W.F. van Breukelen, R. Reiche, J. Terwoert, R.E.M. Suykerbuyk & R.M.M. Roijackers (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., S.J.H. Crum, P. Leeuwangh, W. Lucassen & R. van Wijngaarden (1993a). Modelecosystemen: brug naar het veld. Lotgevallen en effecten van een insecticide in micro-en mesocosms. *Landschap*, 10: 23 - 36.
- Brock, T.C.M., J.J.R.M. Vet, M.J.J. Kerkhofs, J. Lijzen, W.J. van Zuilekom & R. Gijlstra (1993b). 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.* 25: 160 - 169.
- Brock, T.C.M., R.M.M. Roijackers, R. Rollon, F. Bransen & L. van der Heyden (1995). Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea*-dominated freshwater microcosms: II. Responses of macrophytes, periphyton and macroinvertebrate grazers. *Arch. Hydrobiol.*, 134: 53 - 74.
- Brock, T.C.M., P.J. van den Brink & E.M. Hartgers (1997). Impact of community nutrient status on fate and effects of insecticides in shallow freshwater ecosystems. In: Kramer, P.R.G., D.A. Jonkers & L. van Liere (eds.). Interactions of nutrients and toxicants in the food chain of aquatic ecosystems. National Institute of Public Health and the Environment, RIVM report 703715001. pp. 113.
- Courtemanch, D.L. & K.E. Gibbs (1980) Short- and long-term effects of forest spraying of carbaryl (sevin-4-oil) on stream invertebrates. *Can. Ent.*, 112: 271-276
- Crommentuijn, T., D.F. Kalf, M.D. Polder, R. Posthumus & E.J. van de Plassche (1997). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. RIVM-rapport 601501002 (+Bijlage).
- Crossland, N.O. (1984). Fate and biological effects of methyl parathion in outdoor ponds and laboratory aquaria. II Effects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 8: 482 - 495.

- Crossland, N.O. (1988). A method for evaluating effects of toxic chemicals on the productivity of freshwater ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 16: 279 - 292.
- Crossland, N.O. & D. Bennett (1984). Fate and biological effects of methyl parathion in outdoor ponds and laboratory aquaria. I. Fate. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 8: 471 - 481.
- Crum, S.J.H. & T.C.M. Brock (1994). Fate of chlorpyrifos in indoor microcosms and outdoor experimental ditches. In: *Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals* (eds., I.R. Hill, F. Heimbach, P. Leeuwangh & P. Matthiessen. Lewis Publishers, Boca Raton, FLA, USA. pp. 315 - 322.
- Cuppen, J.G.M., R. Gylstra, S. van Beusekom, B.J. Budde & T.C.M. Brock (1995). Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea*-dominated freshwater microcosms: III. Responses of macroinvertebrate detritivores, breakdown of plant litter, and final conclusions. *Arch. Hydrobiol.*, 134: 157 - 177.
- Day, K.E. (1991). Effects of dissolved organic carbon on accumulation and acute toxicity of fenvalerate, deltamethrin and cyhalothrin to *Daphnia magna* (Straus). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 91-101.
- Day, K.E., N.K. Kaushik & K.R. Solomon (1987). Impact of fenvalerate on enclosed freshwater planktonic communities and on in situ rates of filtration of zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 1714-1728.
- Deneer, J. W. Combination toxicology of pesticides for aquatic organisms. Rapport SC-DLO, Wageningen. In voorbereiding.
- Dieter, C.D., W.G. Duffy & L. Flake (1996). The effect of phorate on wetland macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 308 - 312.
- Dortland, R.J. (1980). Toxicological evaluation of parathion and azinphosmethyl in freshwater model ecosystems. Proefschrift, LH, Wageningen.
- EU (1997). Proposal for a Council Directive establishing Annex VI to Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market. *Official Journal of the European Communities*, C 240: 1 - 23.
- Fairchild, J.F. & D.C. Eidt. 1993. Perturbation of the aquatic invertebrate community of acidic bog ponds by the insecticide fenitrothion. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 25: 170 - 183.
- Fairchild, J.F., E.E. Little & J.N. Huckins. (1992a). Aquatic hazard assessment of the organophosphate insecticide fonofos. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 22: 375 - 379.
- Fairchild, J.F., T.W. La Point, J.L. Zajicek, M.K. Nelson, F.J. Dwyer & P.A. Lovely. (1992b). Population-, community- and ecosystem-level responses of aquatic mesocosms to pulsed doses of a pyrethroid insecticide. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11: 115-129.
- Fairchild JF, La Point TW, Schwartz TR (1994) Effects of herbicide and insecticide mixture in aquatic mesocosms. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 527-533.
- Farmer, D., I.R. Hill & S.J. Maund (1995). A comparison of the fate and effects of two pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin and cypermethrin) in pond mesocosms. *Ecotoxicology*, 4: 219-244.
- Gezondheidsraad (1997). De voedselweb-benadering in de ecotoxicologische risicobeoordeling. Gezondheidsraad 1997/14, Rijswijk.
- Giddings J.M., R.C. Biever, R.L. Helm, G.L. Howick & F.J. deNoyell (1994). The fate and effects of Guthion (azinphos methyl) in mesocosms. In: *Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment*. R.L. Graney, J.H. Kennedy, J.H. Rogers (Eds.). Special Publication of the Society of Environmental Toxicity and Chemistry, Michigan: Lewis Publishers, pp. 469 - 495.
- Giddings, J.M., R.C. Biever, M.F. Annunziato & A.J. Hosmer (1996). Effects of diazinon on large outdoor pond microcosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: 618 - 629.

Graney R.L., J.H. Kennedy, J.H. Rogers (Eds.) 1994. Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment. Special Publication of the Society of Environmental Toxicity and Chemistry, Michigan: Lewis Publishers, pp. 469 - 495.

Hanazato, T., (1998). Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of the effects of chemicals on the structure and functioning of freshwater communities. *Environmental Pollution*, 101: 361 - 373.

Hanazato, T. & Yasuno (1990). Influence of persistence period of an insecticide on recovery patterns of a zooplankton community in experimental ponds. *Environmental Pollution*, 67: 109-122.

Hansen, S.R. & R.R. Garton. (1982). The effects of diflubenzuron on a complex laboratory stream community. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 11: 1-10.

Havens, K.E. (1994). An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. *Environmental Pollution*, 84: 245-251.

Havens, K.E. (1995). Insecticide (carbaryl, 1-naphthyl-n-methylcarbamate) effects on a freshwater plankton community: zooplankton size, biomass, and algal abundance. *Water, Air and Soil Pollution*, 84: 1-10.

Heinis, L.J. & Knuth, M.L. (1992). The mixing, distribution and persistence of esfenvalerate within littoral enclosures. *Environ. Toxicol. Chem.*, 11: 11-25.

Hill, I.R. (1985). Effects on non-target organisms in terrestrial and aquatic environments. In: *The pyrethroid insecticides* (ed. Leahey, J.P.), Taylor & Francis, London, U.K. pp.162-262.

Hill, I.R. (1989). Aquatic organisms and pyrethroids. *Pesticide Science*, 27: 429-465.

Hill, I.R., F. Heimbach, P. Leeuwangh & P. Matthiessen. (Eds.). (1994a). *Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals*. Lewis Publishers, Boca Raton, FLA, USA.

Hill, I.R., J.K. Runnalls, J.H. Kennedy & P. Ekoniak. (1994b). Lambda-cyhalothrin: A mesocosm study of its effects on aquatic organisms. In: *Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment*. R.L. Graney, J.H. Kennedy, J.H. Rogers (Eds.). Special Publication of the Society of Environmental Toxicity and Chemistry, Michigan: Lewis Publishers, pp. 403-467.

Hughes, D.N., M.G. Boyer, M.H. Papst, C.D. Fowle, G.A.V. Rees & P. Baulu (1980). Persistence of three organophosphorus insecticides in artificial ponds and some biological implications. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 9: 269 - 279.

Hulbert, S.H. (1975). Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. *Residue reviews*, 57: 81-148.

Jak, R.G., E.M. Foekema & M.C.Th. Scholten (1998). Pesticides and algal blooms. *Pesticide Outlook*, 9: 32 - 33.

Jansma, J.W. & J. Linders. 1993. Carbofuran. *Adviescentrum Toxicologie, RIVM rapport 93/679101/099*.

Johnson, P.C., J.h. Kennedy, R.G. Morris, F.E. Hambleton & R.L. Graney (1994). Fate and effects of cyfluthrin (pyrethroid insecticide) in pond mesocosms and concrete microcosms. In: *Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment*. R.L. Graney, J.H. Kennedy, J.H. Rogers (Eds.). Special Publication of the Society of Environmental Toxicity and Chemistry, Michigan: Lewis Publishers, pp. 337-371.

Kaushik, N.K., G.L. Stephenson, K.R. Solomon & K.E. Day (1985). Impact of permethrin on zooplankton communities in limnocorals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 77-85.

Kersting, K. & P.J. van den Brink (1997). Effects of the insecticide Durban 4[®]E (a.i. chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches. Responses of ecosystem metabolism. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 251 - 259.

Kersting, K. & R. van Wijngaarden. (1992). Effects of chlorpyrifos on a microecosystem. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 365-372.

- Knuth, M.L., L.E. Anderson, L.J. Heinis, R.E. Hicks, A.W. Jarvinen, S.J. Lozano, S.L. O'Halloran, J.A. Patzer, R.W. Seelke, R.E. Siefert, M.E. Sierzen, F.S. Stay, D.K. Tanner (1992). Effects, persistence and distribution of azinphos-methyl in littoral enclosures. U.S. EPA, Environmental Research Laboratory-Duluth, Ecosystem Response Branch, Duluth, MN 55804.
- Lahr, J. & A.O. Diallo. (1993). Effects of experimental locust control with fenitrothion and diflubenzuron on the aquatic invertebrate fauna of temporary ponds in central Senegal. Locustox Report 93/3, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Senegal. pp. 47.
- Lahr, J., K.B. Ndour, A. Badji, A.O. Diallo (1995). Effects of experimental locust control with deltamethrin and bendiocarb on the aquatic invertebrate fauna of temporary ponds in central Senegal. Locustox Report 95/3, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Senegal. pp. 37.
- Lahr, J., P.J. van den Brink & T.C.M. Brock (1998). Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen. Deel 1: herbiciden. STOWA-rapport 98.30. pp. 55 + Bijlagen.
- LeBlanc, G.A. (1984). Interspecies relationships in acute toxicity of chemicals to aquatic organisms. Environ. Toxicol. Chem., 3: 47 - 60.
- Levine, S.N. (1989). Theoretical and methodological reasons for variability in the responses of aquatic ecosystem processes to chemical stress. In: Levin, S.A., M.A. Harwell, J.R. Kelly & K.D. Kimball (eds.). Ecotoxicology: Problems and approaches. Springer-Verlag, New York, pp. 145 - 179.
- Liess, M. (1993). Zur Ökotoxikologie der Eiträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fliessgewässer. Cuvillier Verlag Göttingen
- Liess, M. (1994). Pesticide impact on invertebrate communities of running waters in agricultural ecosystems. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2060-2062.
- Liess, M. (1996) Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. Hydrobiologia 324: 99-106.
- Lozano, S.J., S.L. O'Halloran, K.W. Sargent & J.C. Brazner (1992). Effects of fenvalerate on aquatic organisms in littoral enclosures. Environmental toxicology and Chemistry, 11: 35-47.
- Marshall, W.K. & J.R. Roberts (1978). Ecotoxicology of chlorpyrifos. NRCC Report 16079. National Research Council of Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Mayasich, J.M., J.H. Kennedy & J.S. O'Gradnick (1994). Evaluation of the ecological and biological effects of tralomethrin utilizing an experimental pond system. In: Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment. R.L. Graney, J.H. Kennedy, J.H. Rogers (Eds.). Special Publication of the Society of Environmental Toxicity and Chemistry, Michigan: Lewis Publishers, pp. 497-515.
- Mayer, F.L. & M.R. Ellersieck (1986). Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. U.S. Fish and Wildlife Service Resource Publication 160, U.S. Dept. of the Interior, Washington D.C. pp. 506
- Mitchell, G.C., D. Bennett & N. Pearson (1993). Effects of lindane on macroinvertebrates and periphyton in outdoor artificial streams. Ecotoxicology and Environmental Safety, 25: 90-102.
- Muir, T. & R.M. Takahashi (1974). Insect development inhibitors. Effects of candidate mosquito control agents on nontarget aquatic organisms. Environm. Entom. 4: 631-636.
- Moffet, M.F., L.E. Anderson, T. Corry, M.P. Hanratty, L.J. Heinis, M.L. Knuth, K.Liber, S.L. O'Halloran, K.L. Schmude, F.S. Stay & D.K. Tanner (1995). Effects, persistence and distribution of diflubenzuron in littoral enclosures. Final Report 1898. U.S. EPA, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, MN, U.S.A.
- Mokry, L.E. & K.D. Hoagland (1990). Acute toxicities of five synthetic pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. Environmental Toxicology and Chemistry, 9: 1045-1051.

Morrill, P.K. & B.R. Neal. (1990). Impact of deltamethrin insecticide on Chironomidae (Diptera) of prairie ponds. *Can. J. Zool.* 68:289-296.

Morris, R.G., J.H. Kennedy, P.C. Johnson & F.E. Hambleton. (1994). Pyrethroid insecticide effects on Bluegill Sunfish and mesocosms and Bluegill impact on microcosm fauna. In: *Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment*. R.L. Graney, J.H. Kennedy, J.H. Rogers (Eds.). Special Publication of the Society of Environmental Toxicity and Chemistry, Michigan: Lewis Publishers, pp. 373-395.

Morrison B.R.S. & D.E. Wells. (1981). The fate of fenitrothion in a stream environment and its effect on the fauna, following aerial spraying of a scottish forest. *The Science of the Total Environment*, 19: 233 - 252.

Nebeker, A.V., P.McKinney & M.A. Cairns (1983). Acute and chronic effects of diflubenzuron (Dimilin) on freshwater fish and invertebrates. *Environmental Toxicology*, 2: 329-336.

Nefyto (1996). *Landbouw en chemische gewasbescherming in cijfers (Gegevens over 1995)*. Nederlandse Stichting voor Fytofarmacie, Nefyto, Den Haag. pp. 12.

Oikari, A., J. Kukkonen, V. Virtanen (1992). Acute toxicity of chemicals to *Daphnia magna* in humic waters. *The Science of the Total Environment*, 117/118: 367 - 377.

Oterman, K. & J. Linders (1990). Lambda-cyhalothrin. Adviesrapport 90/67010480/004.

Payne R.W. & Lane P.W. (1993). *Genstat 5 Release 3 reference manual*. Clarendon Press, Oxford, England.

Peither, A., I. Juttner, A. Kettrup & J.P. Lay (1996). A pond mesocosm study to determine direct and indirect effects of lindane on a natural zooplankton community. *Environmental Pollution*, 93: 49-56.

Phernambucq, A.J.W., J.P.W. Geenen, H.L. Barreveld, P. Molegraaf (1996). Speuren naar sporen III. RIKZ, nota 96.016, RIZA, nota 96.035.

Poirier, D.G. & G.A. Surgeoner (1988). Evaluation of a field bioassay technique to predict the impact of aerial applications of forestry insecticides on stream invertebrates. *The Canadian Entomologist*, 120: 627 - 637.

Pusey, B.J., A.H. Arthington & J. McClean (1994). The effects of a pulsed application of chlorpyrifos on macroinvertebrate communities in an outdoor artificial stream system. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 27: 221 - 250.

Sanders, H.O., M.T. Finley & J.B. Hunn (1983). Acute toxicity of six forest insecticides to three aquatic invertebrates and four fishes. Technical Paper nr. 110 U.S. Dept. Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Siefert, R.E., S.J. Lozano, J.C. Brazner & M.L. Knuth (1989). Littoral enclosures for aquatic field testing of pesticides: effects of chlorpyrifos on a natural system. *Miscellaneous Publication Series Entomological Society of America*, 75: 57-73.

Stay, F.S., T.E. Flum, L.J. Shannon & J. D. Yount (1989). An assessment of the precision and accuracy of SAM and MFC microcosms exposed to toxicants. *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: 12th Volume, ASTM STP 1027*, U.M. Cowgill & L.R. Williams (Eds.), Am. Soc. Testing Materials, Philadelphia, pp. 189 - 203.

Stay, F.S. & A.W. Jarvinen (1995). Use of microcosm and fish toxicity data to select mesocosm treatment concentrations. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 28: 451 - 458.

Stephenson, R.R. (1982). Aquatic toxicology of cypermethrin. I. Acute toxicity to some freshwater fish and invertebrates in laboratory tests. *Aquatic Toxicology*, 2: 175-185.

Stephenson, G.L., N.K. Kaushik, K.R. Solomon & K. Day (1986). Dissipation of permethrin in limnocorrals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 70-76.

Solomon, K.R., J.Y. Yoo, D. Lean, N.K. Kaushik, K.E. Day & G.L. Stephenson (1985). Dissipation of permethrin in limnocorrals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 70 - 76.

- Solomon, K.R., J.Y. Yoo, D. Lean, N.K. Kaushik, K.E. Day & G.L. Stephenson (1986). Methoxychlor distribution, dissipation and effects in freshwater limnocorals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5: 577-586.
- Solomon, K.R., G.L. Stephenson & N.K. Kaushik (1989). Effects of methoxychlor on zooplankton in freshwater enclosures: influence of enclosure size and number of applications. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8: 659 - 669.
- Takimoto, Y., M. Ohshima & J. Miyamoto (1987). Comparative metabolism of fenitrothion in aquatic organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 13: 126-134.
- Tanner, D.K. & M.L. Knuth (1995). Effects of azinphos-methyl on the reproductive success of the Bluegill Sunfish, *Lepomis macrochirus*, in littoral enclosures. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 32: 184 - 193.
- Tanner, D.K. & M.L. Knuth (1996). Effects of azinphos-methyl on the reproductive success of the Bluegill Sunfish, *Lepomis macrochirus*, in littoral enclosures. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 31: 244 - 251.
- Tanner, D.K. & M.F. Moffet. (1995). Effects of diflubenzuron on the reproductive success of the Bluegill Sunfish *Lepomis macrochirus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14: 1345-1355.
- Trotter, D.M., R.A. Kent & M.P. Wong (1991). Aquatic fate and effect of carbofuran. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21: 137-176.
- Teunissen-Ordelman, H.G.K. & S.M. Schrap. (1996). Bestrijdingsmiddelen, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. *Covernota WSV-stofstudies*. RIZA, nota 96.040.
- Teunissen-Ordelman, H.G.K., S.M. Schrap, P.C.M. van Noort, M.A. Beek, R. Faasen, J.M. van Steenwijk & P.C.M. Frintrop. 1996. Synthetische pyrethroiden. *Watersysteemverkenningen 1996*, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. Riza, nota 96.057.
- Traas, T.P., J.H. Janse, T. Aldenberg & T.C.M. Brock (1998). A food web model for fate, direct and indirect effects of Dursban 4E (active ingredient chlorpyrifos) in freshwater microcosms. *Aquatic Ecology* (in press)
- Van den Brink, P.J. E. van Donk, R. Gylstra, S.J.H. Crum & T.C.M. Brock (1995). Effects of chronic low concentrations of the pesticides chlorpyrifos and atrazine in indoor freshwater microcosms. *Chemosphere*, 31: 3181 - 3200.
- Van den Brink, P.J., R.P.A. van Wijngaarden, W.G.H. Lucassen, T.C.M. Brock and P. Leeuwangh (1996). Effects of the insecticide Durban 4[®]E (a.i. chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. Community responses and recovery. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 1143 - 1153.
- Van der Hoeven, N & H. Oldersma (1989). The acute toxicity of chlorpyrifos, Dursban 4E, an insecticide containing chlorpyrifos and its formulation products, Dursban 4 blank, to *Daphnia pulex*. TNO Report R 89/013.
- Van Donk, E., H. Prins, H.M. Voogd, S.J.H. Crum & T.C.M. Brock (1995). Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea*-dominated freshwater microcosms: I. Responses of plankton and zooplanktivorous insects. *Arch. Hydrobiol.*, 133: 417 - 439.
- Van Rijn, J.P., N.M. van Straalen & J. Willems (1995). *Handboek bestrijdingsmiddelen, gebruik & milieu-effecten*. VU Uitgeverij, Amsterdam, pp. 669.
- Van Wijngaarden, R.P.A., P.J. van den Brink, S.J.H. Crum, J.H. Oude Voshaar, T.C.M. Brock and P. Leeuwangh. (1996). Effects of the insecticide Durban 4[®]E (a.i. chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: I. Comparison of short-term toxicity between laboratory and field. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 1133 - 1142.
- Visser, J.T. & J. Linders. 1990. Bendiocarb. Adviescentrum Toxicologie RIVM, Adviesrapport 90/670101/007.
- VROM (1997). *Integrale Normstelling Stoffen- Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht*, VROM, Den Haag

Ward, S., A. H. Arthington & B.J. Pusey (1995). The effects of a chronic application of chlorpyrifos on the macroinvertebrate fauna in an outdoor artificial stream system: Species responses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30: 2 - 23.

Wayland, M. (1991). Effect of carbofuran on selected macroinvertebrates in a prairie parkland pond: an enclosure approach. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 21: 270-280.

Wayland, M. & D.A. Boag. (1995). Fate of carbofuran and its effects on aquatic macroinvertebrates in Canadian prairie parkland ponds. *Ecotoxicology*, 4: 169-189.

Webber, E.C., W.G. Deutch, D.R. Bayne & W.C. Seesock (1992). Ecosystem-level testing of synthetic pyrethroid insecticide in aquatic mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11: 87-105.

Xiu, R., Y. Xu & S. Gao (1989). Toxicity of the new pyrethroid insecticide, deltamethrin, to *Daphnia magna*. *Hydrobiologia*.

Yasuno, M., J. Okita, K. Saito, Y. Nakamura, S. Hatakeyama & S. Kasuga (1981). Effects of fenitrothion on benthic fauna in small streams of Mt. Tsukuba, Japan. *Jap. J. Ecol.*, 31: 237 - 245.

**ECOLOGISCHE RISICO'S VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN
IN ZOETWATER ECOSYSTEMEN**

Deel 2: Insecticiden

BIJLAGEN

STOWA-rapport 98.31

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1998
STOWA, Utrecht, 1998

Bijlage I.

Stof: **azinfos-methyl**
organofosfaatinsecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 1,6 µg/L (Dortland '80) 48h-EC50: 4,0 µg/L (Mayer & Ellersieck '86) xh-L(E)C50: 1,1 - 4,4 µg/L (rapporten in Giddings et al. '94)
<i>Daphnia pulex</i>	48h-EC50: 3,2 µg/L (Mayer & Ellersieck '86)

gg-L(E)C50: 2,0 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de L(E)C50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,02 µg/L	0,011 µg/L	0,012 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste xh-L(E)C50(*D. magna*)

³ uit Crommentuijn et al., 1997

Tabel I-a. Enkelvoudige piekbelasting **azinfos-methyl** in stilstaand water. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 2,0 µg/L. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) initiële nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,02 [1]	0,04	6 wk	lab. microcosms	< NOECcommunity	n.v.t.	Stay & Jarvinen 95	effect niet aantoonbaar 1
0,1 [2]	0,2	7 wk	littorale enclosures	Afname: licht bij Amphipoda geen effecten op Cladocera, Copepoda, Insecta, vissen	n.v.t.	Knuth et al. 92 én Knuth et al 92 in Stay & Jarvinen 95	licht effect 2
0,1 [3]	0,2	6 wk	lab. microcosms	NOECcommunity, maar echte NOEC dichterbij 0,8 µg/L.	n.v.t.	Stay & Jarvinen 95	effect niet aantoonbaar 1
0,37 [4]	0,72	6 wk	lab. microcosms	Afname: licht bij Cladocera	"rapid"	Stay & Jarvinen 95	licht effect 2
0,5 [5]	1	7 wk	littorale enclosures	Afname: licht bij Amphipoda Cladocera 40% van taxa (met 50 -70%) echter niet signif. Copepoda 33% van taxa (met 70 -100%) echter niet signif. Insecta 70% van taxa (met 70 -100%)	4 wk	Knuth et al 92 én Knuth et al 92 in Stay & Jarvinen 95	groot effect kortdurend 3
0,5 [6]	1	12 wk	littorale enclosures	Afname: nauplii Copepoda Wat sterfte bij vissen.	≤ 5 wk	Tanner & Knuth 95	groot effect kortdurend 3

Vervolg Tabel I-a.

0,9	[7]	1,8	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera > 95%, licht bij Amphipoda	niet bij Cladocera "rapid" bij Amphipoda	Stay & Jarvinen 95	groot effect herstel? 4
2	[8]	4	7 wk	littorale enclosures	Afname: Amphipoda 75% van taxa (met 60 -100%) Cladocera 30% van taxa (met 30 -100%) Insecta 70% van taxa (met 70 -100%)	4 wk	Knuth et al 92 én Knuth et al 92 in Stay & Jarvinen 95	groot effect kortdurend 3
2	[9]	4	12 wk	littorale enclosures	Afname: Cladocera (?) nauplii Copepoda Wat sterfte bij vissen.	5 wk	Tanner & Knuth 95	groot effect kortdurend 3
3,7	[10]	7,4	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera, Amphipoda > 95% Toename: Copepoda 100%	Niet bij Cladocera en Amphipoda Copepoda: 6 wk	Stay & Jarvinen 95	groot effect herstel? 4
10	[11]	20	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera, Amphipoda > 95% Toename: Copepoda 400%	Niet bij Cladocera en Amphipoda Copepoda: 6 wk	Stay & Jarvinen 95	groot effect herstel? 4

Vervolg **Tabel 1-a**. Enkelvoudige piekbelasting **azinfos-methyl**. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 2,0 µg/L. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) initiële nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referenties	Effectklasse
10 [12]	20	7 wk	littorale enclosures	Afname: Cladocera 100% van taxa (met 100%) Copepoda 60% van taxa (met 30 -90%) Insecta 100% van taxa (met 100%) Hydracarina visgroei(juv.)	> 7 wk	Knuth et al 92 én Knuth et al 92 in Stay & Jarvinen 95	groot effect langdurend 5
22,6 [13]	45,2	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera, Amphipoda > 95% Toename: Copepoda 400% Geen effecten op ecosysteem-processen	niet genoemd	Stay & Jarvinen 95	groot effect herstel? 4

Tabel 1-b. Meervoudige piekbelastingen met **azinfos-methyl** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na laatste behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 2,0 µg/L. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de laatste toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,025 8 wekelijkse toepassingen [1]	0,05	6 wk	mesocosms	< NOECcommunity	n.v.t.	Giddings et al 94	effect niet aantoonbaar 1
0,11 8 wekelijkse toepassingen [2]	0,22	6 wk	mesocosms	NOECcommunity	n.v.t.	Giddings et al 94	effect niet aantoonbaar 1
0,48 8 wekelijkse toepassingen [3]	0,95	6 wk	mesocosms	Afname: visgroei; sterfte bij juvenielen en adulten Toename: Copepoda Gastropoda	Na laatste behandeling: Copepoda ≤ 2 wk vissen ≤ 8 wk	Giddings et al 94	groot effect kortdurend 3
2,6 8 wekelijkse toepassingen [4]	5,2	6 wk	mesocosms	Afname: Insecta Cladocera? groei en sterfte in vissen (juv. & adult) Toename: Copepoda Gastropoda	na de laatste behandeling: Copepoda ≤ 4 wk vissen ≥ 6 wk	Giddings et al 94	groot effect kortdurend (m.u.v. vissen) 3/4

Vervolg Tabel I-b.

14.8	29,5	6 wk	mesocosms	<p>Afname: Cladocera Insecta groei en sterfte bij vissen (juv. & adult) Rotifera? Toename: Copepoda Gastropoda</p>	<p>na laatste behandeling Copepoda ≥ 6 wk vissen ≥ 6 wk</p>	Giddings et al 94	<p>groot effect herstel? 4</p>
------	------	------	-----------	--	--	-------------------	--

Bijlage II.

Stof: **bendiocarb**
carbamaat

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 160 µg/L (Visser & Linders, '90) 48h-LC50: 32; 80 µg/L (Visser & Linders, '90)
----------------------	---

gg-L(E)C50: 74 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-L(E)C50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,74 µg/L	0,32 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-LC50(*Daphnia magna*)

Tabel II-a. Enkelvoudige toepassingen **bendiocarb** in stilstaand water. Bestudeerde concentratie (bestud. conc.) betreft initiële gemeten concentratie. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 74 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,32 [1]	24	10 wk	(tijdelijke) plassen	Afname: Cladocera, alle spp met 100%	≤ 6 wk	Lahr et al 93	groot effect kortdurend 3

Bijlage III.

Stof: **carbaryl**
carbamaat

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 5,6 µg/L (Mayer & Ellersieck, '86)
<i>Daphnia pulex</i>	48h-LC50: 6,4 µg/L (Mayer & Ellersieck, '86)

gg-L(E)C50: 6 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-L(E)C50's van *D. magna* en *D. pulex*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,06 µg/L	0,056 µg/L	0,23 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-EC50(*Daphnia magna*)

³ INS '97

Tabel III-a. Enkelvoudige toepassingen **carbaryl** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen initiële nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 6 µg/L.

Bestud. Conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,33 [1]	2	4 d	enclosures	Afname: zoöplankton (biomassa)	niet bestudeerd	Havens 94; 95	licht effect 2
0,83 [2]	5	4 d	enclosures	Afname: Cladocera (50% biomassareductie; alleen <i>Daphnia</i>)	niet bestudeerd	Havens 94; 95	licht effect 2
1,2 [3]	7	4 d	enclosures	Afname: Cladocera (≥ 50% biomassareductie <i>Daphnia</i> en <i>Bosmina</i>)	niet bestudeerd	Havens 94; 95	licht effect 2
1,7 [4]	10	4 d	enclosures	Afname: Cladocera (≥ 50% biomassareductie <i>Daphnia</i> en <i>Bosmina</i>)	niet bestudeerd	Havens 94; 95	licht effect 2
3,3 [5]	20	4 d	enclosures	Afname: Cladocera (<i>Daphnia</i> , met 100%; andere taxa biomassareductie ≥ 50%)	niet bestudeerd	Havens 94; 95	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel III-a.

8,3	[6]	50	4 d	enclosures	<p><i>Afname:</i> Cladocera (alle taxa met 100%) zoöplankton (biomassa)</p> <p><i>Toename:</i> fytoplankton (biomassa)</p> <p>dominantieverschuiving van Cladocera naar Copepoda</p>	niet bestudeerd	Havens 94; 95	groot effect herstel? 4
12	[7]	70	4 d	enclosures	<p><i>Afname:</i> Cladocera (alle taxa met 100%) zoöplankton (biomassa)</p> <p><i>Toename:</i> fytoplankton (biomassa)</p> <p>dominantieverschuiving van Cladocera naar Copepoda</p>	niet bestudeerd	Havens 94; 95	groot effect herstel? 4
17	[8]	100	4 d	enclosures	<p><i>Afname:</i> Cladocera (alle taxa met 100%) zoöplankton (biomassa)</p> <p><i>Toename:</i> fytoplankton (biomassa)</p> <p>dominantieverschuiving van Cladocera naar Copepoda</p>	niet bestudeerd	Havens 94; 95	groot effect herstel? 4
33	[9]	200	4 d	enclosures	<p><i>Afname:</i> Cladocera (alle taxa met 100%) zoöplankton (biomassa)</p> <p><i>Toename:</i> fytoplankton (biomassa)</p> <p>dominantieverschuiving van Cladocera naar Copepoda</p>	niet bestudeerd	Havens 94; 95	groot effect herstel? 4

Tabel III-b. Enkelvoudige toepassingen **carbaryl** in stromend water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen initiële nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 6 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling.

Bestud. Conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	EffectKlasse
5,7 [1]	34	60 d	beekjes	Afname: Plecoptera Ephemeroptera Toename: drift	niet bestudeerd	Courtemanch & Gibbs 1980	duidelijk effect 4

Bijlage IV.

Stof: **carbofuran**
carbamaat

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 48 µg/L (Trotter et al., '91) 48h-EC50: 23 µg/L (Jansma & Linders, '93)
<i>Daphnia pulex</i>	48h-LC50: 35, 45 µg/L (Trotter et al., '91)

gg-L(E)C50: 33,2 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-L(E)C50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,33 µg/L	0,23 µg/L	0,91

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-EC50(*D. magna*)

³ uit INS '97

Tabel IV-a. Enkelvoudige toepassingen **carbofuran** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) gemeten concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 33,2 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,15 [1]	5	8 wk	enclosures	geen effecten	n.v.t.	Wayland 91	effect niet aantoonbaar 1
0,75 [2]	25	8 wk	enclosures	Afname: Amphipoda Insecta Toename: Gastropoda	8 wk	Wayland 91	groot effect kortdurend 3

Bijlage V.

Stof: **chloorpyrifos**
organofosfaatinsecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 1,0 µg/L (Kersting & Van Wijngaarden '92) 48h-LC50: 1,7 µg/L (McCarthy '77 in Barron & Woodburn '95)
<i>Daphnia pulex</i>	48h-LC50: 0,2 µg/L (Van der Hoeven & Oldersma '89)
<i>Daphnia galeata</i>	48h-LC50: 0,3 µg/L (Van Wijngaarden et al. '93)
<i>Daphnia sp.</i>	xh-L(E)C50: 1,5 - 3,5 µg/L (Marshall & Roberts '78)

gg-L(E)C50: 1,3 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-LC50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,01 µg/L	0,002 µg/L	0,003 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-LC50(*D. pulex*)

³ INS '97

Tabel V-a. Enkelvoudige toepassingen **chloorpyrifos** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) initiële nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. 99-L(E)C50: 1,3 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./99-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,02-0,08 [1]	0,03-0,1	16 wk ¹	buiten microcosms	Geen effecten zoöplankton; tijdelijke afname van enkele insecten, maar causaliteit met behandeling dubieus	n.v.t.	Biever et al 94	effect niet aantoonbaar 1
0,08 [2]	0,1	55 wk	proefsloten	Effecten < 1 wk op Copepoda, maar causaliteit met behandeling dubieus. NOECeco	< 1 wk	VdBrink et al 96	effect niet aantoonbaar 1
0,2-0,8 [3]	0,3-1	16 wk ¹	buiten microcosms	Afname: Cladocera Copepoda Insecta (Diptera)	≤ 4 wk	Biever et al 94	licht effect 2
0,4 [4]	0,5	4 wk	littorale enclosures	Afname: Cladocera Copepoda Rotifera Amphipoda Ostracoda Insecta visgroei Toename: fytoplankton periphyton	< 1 wk	Brazner et al 89; Siefert et al 89; Brazner & Kline 90	groot effect kortdurend 3

Vervolg Tabel V-a.

0,4	[5]	0,5	12 wk	lab. microcosms	Afname: gedeeltelijk in Cladocera	niet bestudeerd	Stay et al 89	licht effect 2
0,7	[6]	0,9	55 wk	proefsloten	Afname: Cladocera Amphipoda Isopoda Insecta	levens-gemeensch. 4 wk	VdBrink et al 96	groot effect kortdurend 3
0,8	[7]	1	16 wk ¹	buiten microcosms	Afname: Cladocera Copepoda Insecta (Diptera) visgroei evertelaten	≤ 4 wk (zoö-plankton) 4 - 6 wk (Insecta)	Biever et al 94	groot effect kortdurend 3
2,3	[8]	3	16 wk ¹	buiten microcosms	Afname: Cladocera Copepoda Insecta (Diptera) vismortaliteit: 30%	≤ 4-16 wk (zoöplankton) uitvliegen insecten > 16 wk	Biever et al 94	groot effect langdurig 5

Vervolg **Tabel V-a**. Enkelvoudige toepassingen **chloorpyrifos** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) initiële nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 1,3 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
3,9 [9]	5	22 wk	binnen microcosms	<i>Afname:</i> Cladocera Copepoda Amphipoda Isopoda Insecta <i>Toename:</i> minder gevoelige Isopoda Sec. effecten verschillen voor macrofyt-gedomineerde en macrofyt-vrije systemen	6 wk (zoöplankton) Bij 0,1-0,2 µg/L in Cladocera en gekooide Amphipoda en Insecta	Brock et al 92a,b,93b	groot effect kortdurend 3
3,9 [10]	5	12 wk	lab. microcosms	<i>Afname:</i> Cladocera geëlimineerd, Amphipoda gereduceerd	niet gemeten	Stay et al 89	groot effect herstel? 4
4,6 [11]	6	55 wk	proefsloten	<i>Afname:</i> Cladocera Amphipoda Isopoda Insecta	8 wk levens-gemeensch.	Vd Brink et al 96	groot effect langdurig 5
4,9 [12]	6,3	4 wk	littorale enclosures	<i>Afname:</i> Cladocera Copepoda (1 sp.) Rotifera Insecta vis <i>Toename:</i> biomassa algen Planaria	niet gemeten	Siefert et al 89	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel V-a.

7,7	[13]	10	6 wk	experimentele vijvers	<p>Afname: Cladocera Copepoda Toename: biomassa algen</p>	> 6 wk	Hughes et al 80	groot effect herstel? 4
15,4	[14]	20	12 wk	lab. microcosms	<p>Afname: Cladocera Copepoda Ostracoda</p>	niet gemeten	Stay et al 89	groot effect herstel? 4
24,6	[15]	32	4 wk	littorale enclosures	<p>Afname: Cladocera Copepoda Ostracoda (1 sp.) Rotifera Insecta vis (groei en mortaliteit) Toename: Planaria</p>	niet gemeten	Siefert et al 89	groot effect herstel? 4
26,9	[16]	35	22 wk	binnen microcosms	<p>Afname: Arthropoda Effecten op gemeenschapsmetabolisme en macrofyt decompositie Toename: Relatief ongevoelige isopode</p>	12 wk (zoöplankton) Geen effecten in bloassays met crustaceeën en insecten bij 0,1-0,2 µg/L	Brock et al 92- ab,93b	groot effect langdurig 5

Vervolg **Tabel V-a**. Enkelvoudige toepassingen **chloropyrifos** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) initiële nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 1,3 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige endpoints weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (Tugst) [casusnummer]	Bestud. conc.	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
26,9 [17]	35	22 wk	binnen microcosms nutriënten verrijkt	Afname: Cladocera Insecta Crustacea Copepoda Toename: Rotifera fytoplankton perifyton Oligochaeta Gastropoda Tijdelijke afname decompositie	10 wk Cladocera	Van Donk et al 95, Brock et al 95, Cuppen et al 95	groot effect langdurig 5
33,9 [18]	44	55 wk	proefsloten	Afname: Cladocera Copepoda Ostracoda Ciliata Insecta Isopoda Amphipoda vis Toename: Oligochaeta Gastropoda Effecten op gemeenschapsniveau en op functionele endpoints	24 wk levensgemeensch. Door isolatie gevoeligste sp. niet hersteld	Van Wijngaarden et al 96, Van den Brink et al 96, Kersting & Vd Brink 97	groot effect langdurig 5

) Duur observatieperiode zoals vermeld in Barron & Woodburn, 1995.

Tabel V-b. Enkelvoudige piekbelastingen met **chloorpyrifos** in stromend water. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 1,3 µg/L. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen initiële nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie- duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,08 6-h puls [1]	0,1	36 wk	buiten kunstbeken	Geen effecten op levensgemeenschap	n.v.t.	Pusey et al 94	effect niet aantoonbaar 1
3,85 6-h puls [2]	5	36 wk	buiten kunstbeken	A/Name: Diptera (Chironomidae) Mollusca Nematoda Toename: Chironomidae	< 6 wk	Pusey et al. 94	groot effect kortdurend 3

Tabel V-c. Langdurige belastingen met **chloorpyrifos**. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 1,3 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na het einde van de toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc.	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,08 continu 7 wk [1]	0,1	0 wk	binnen microcosms	<i>Afname:</i> Cladocera (100% <i>Daphnia galeata</i>) Cyclopoida Amphipoda (<i>Gammarus pulex</i>) <i>Toename:</i> Rotifera	niet gemeten	Van den Brink et al. 95	groot effect herstel? 4
0,08 continu 3 wk [2]	0,1	10 wk	buiten proefbeek	<i>Afname:</i> Cladocera (?) Copepoda (?) Diptera totale evertebraten abundantie, diversiteit	< 7 wk	Ward, Arthington & Pusey 95	groot effect (door twijfel) kortdurend 3
3,85 continu 3 wk [3]	5,0	10 wk	buiten proefbeek	<i>Afname:</i> Cladocera (?) Copepoda (?) Diptera Ephemeroptera Trichoptera Odonata Lepidoptera Hydracarina totale evertebraten- diversiteit <i>Toename:</i> Gastropoda totale periphyton-biomassa	> 10 wk	Ward, Arthington & Pusey 95	groot effect langdurig 5

Bijlage VI.

Stof: **cyfluthrin**
pyrethroïde

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 0,17 µg/L (Mokry & Hoagland '90) 48h-LC50: 0,14 µg/L (Carlisle & Carsel '83 in Mokry & Hoagland '90)
----------------------	---

gg-L(E)C50: 0,15 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-LC50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,0015 µg/L	0,0014 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-LC50(*D. magna*)

Tabel VI-a. Meervoudige piekbelastingen met **cyfluthrin** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties.Observatieduur betreft periode na laatste behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 0,15 µg/L. DR: drift-simulatie; RO: runoff-simulatie. Hoewel gerapporteerde effecten een uiting zijn van de gecombineerde drift- en runoff-toepassingen, worden de effecten toegerekend aan de bestudeerde driftconcentraties. Er is daarmee gekozen voor een 'worst-case benadering'.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst)	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
[casusnummer]							
DR: 0,24 RO: 1,4 [1]	DR:0,036 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,21 5 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten micro-cosms	Afname: Amphipoda Ephemeroptera, Trichoptera Diptera Coleoptera	niet inter-preteerbaar	Johnson et al 94, Morris et al 94	groot effect herstel? 4
DR: 0,24 RO: 1,4 [2]	DR: 0,036 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,21 5 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten mesocosms	Afname: Amphipoda Copepoda (nauplii) Trichoptera Diptera Coleoptera, Ephemeroptera (Caenidae ca. 100%) Toename: Gastropoda	niet inter-preteerbaar	Johnson et al 94, Morris et al 94	groot effect herstel? 4
DR: 0,61 RO: 1,4 [3]	DR: 0,091 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,21 5 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten micro-cosms	Afname: Amphipoda Trichoptera Diptera Coleoptera, Ephemeroptera (Caenidae ca. 100%) Toename: Rotifera	niet inter-preteerbaar	Johnson et al 94, Morris et al 94	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel VI-a.

DR: 0,61 RO: 1,4 [4]	DR: 0,091 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,21 5 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten mesocosms	Afname: Amphipoda Copepoda (nauplii) Trichoptera Diptera Ephemeroptera (Caenidae ca. 100%) Toename: Gastropoda	niet inter- preteerbaar	Johnson et al 94, Morris et al 94	groot effect herstel? 4
DR: 1,19 RO: 1,4 [5]	DR: 0,178 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,21 5 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten microcosms	Afname: Amphipoda Trichoptera Coleoptera Diptera (<i>Chaoborus</i> ca. 100%) Ephemeroptera (Caenidae en Baetidae ca. 100%) Toename: Rotifera	niet inter- preteerbaar	Johnson et al 94, Morris et al 94	groot effect herstel? 4
DR: 1,19 RO: 1,4 [6]	DR: 0,178 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,21 5 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten mesocosms	Afname: Amphipoda Copepoda (nauplii) Trichoptera Coleoptera Diptera (<i>Chaoborus</i> ca. 100%) Ephemeroptera (Caenidae en Baetidae ca. 100%) Toename: Rotifera Gastropoda	niet inter- preteerbaar	Johnson et al 94, Morris et al 94	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel VI-a. Meervoudige piekbelastingen met **cyfluthrin** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na laatste behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 0,15 µg/L. DR: drift-simulatie; RO: runoff-simulatie. Hoewel gerapporteerde effecten een uiting zijn van de gecombineerde drift- en runoff-toepassingen, worden de effecten toegerekend aan de bestudeerde driftconcentraties. Er is daarmee gekozen voor een 'worst-case benadering'.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referenties	Effectklasse
DR: 1,19 RO: 7,13 [7]	DR: 0,178 10 wekelijkse toepassingen RO: 1,07 5 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten microcosms	Afname: Amphipoda Copepoda (nauplii) Trichoptera Coleoptera Diptera (<i>Chaoborus</i> ca. 100%) Ephemeroptera (Caenidae en Baetidae ca. 100%) Toename: Rotifera	niet inter-preteerbaar	Johnson et al 94, Morris et al 94	groot effect herstel? 4
DR: 1,19 RO: 7,13 [8]	DR: 0,178 10 wekelijkse toepassingen RO: 1,07 5 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten mesocosms	Afname: Amphipoda Copepoda (nauplii) Trichoptera Coleoptera Diptera (<i>Chaoborus</i> en Tanypodinae ca. 100%) Ephemeroptera (Caenidae en Baetidae ca. 100%) Toename: Rotifera Gastropoda	niet inter-preteerbaar	Johnson et al 94, Morris et al 94	groot effect herstel? 4

Bijlage VII.

Stof: **cypermethrin**
pyrethroïde

Gevoeligste standaard toetssoorten: vissen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Cyprinus carpio</i>	96h-LC50: 0,9; 1,1 µg/L (Stephenson '82)
<i>Lepomis macrochirus</i>	96h-LC50: 1,8 µg/L (Crommentuijn et al. '97)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96h-LC50: 0,5 µg/L (Stephenson '82) 96h-LC50: 0,92 µg/L (Crommentuijn '97)
<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 1,3 µg/L (Crommentuijn et al. '97) 48h-LC50: 1,0 µg/L (Hill '89)

gg-L(E)C50: 0,68 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 96h-LC50's van *Oncorhynchus mykiss*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,0068 µg/L	0,005 µg/L	0,0001 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 96h-LC50 (*O. mykiss*)

³ uit: Crommentuijn et al., 1997

Tabel VII-a. Meenvoudige piekbelastingen met **cypemethrin** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na laatste behandeling. Meest gevoelige standaard toetssoort: *Oncorhynchus mykiss*; gg-L(E)C50: 0,68 µg/L. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de laatste toepassing weer waarbij gevoelige end-points weer hersteld zijn. DR: drift-simulatie; RO: runoff-simulatie.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (Tugst) [casusnummer]	Bestud. conc. µg/L	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,10 [1]	DR: 0,07 4 toepassingen met 2 wekelijks interval	10 wk	buiten mesocosms	Afname: eliminatie Amphipoda (Gammaridae) sterk Isopoda (Asellidae)	> 10 wk	Farmer et al 95	groot effect langdurig 5
0,24 [2]	RO: 0,16 2 toepassingen met 7-daags interval	36 en 48 wk (afh. van taxa)	buiten mesocosms	Afname: sterk Amphipoda Isopoda licht Ephemeroptera Diptera	> 48 wk: Amphipoda 48 wk: Isopoda 3 wk: Ephemeroptera Diptera	Hill 85	groot effect langdurig 5
0,24 [3]	DR: 0,16 2 toepassingen met 7-daags interval	36 en 48 wk (afh. van taxa)	buiten mesocosms	Afname: sterk Amphipoda Ephemeroptera Diptera licht Isopoda	> 48 wk: Amphipoda 48 wk: Isopoda 18 wk: Ephemeroptera 3 wk: Diptera	Hill 85	groot effect langdurig 5

Vervolg Tabel VII-a.

<p>0,24</p> <p>[4]</p>	<p>DR: 0,16 8 toepassingen met 5-daags interval</p>	<p>52 wk</p>	<p>buiten mesocosms</p>	<p>Afname: <u>eliminatie</u> Amphipoda Isopoda <u>sterk</u> Ephemeroptera Hemiptera <u>licht</u> Cladocera Copepoda Coleoptera Diptera Toename: Oligochaeta draadalg</p>	<p>> 52 wk: Amphipoda Isopoda < 52 wk: Cladocera Copepoda Ephemeroptera Hemiptera Coleoptera Diptera</p>	<p>Hill 85</p>	<p>groot effect langdurig 5</p>
<p>2,35</p> <p>[5]</p>	<p>DR: 1,6 2 toepassingen met 7-daags interval</p>	<p>50 wk</p>	<p>buiten mesocosms</p>	<p>Afname: <u>eliminatie</u> Amphipoda Isopoda <u>sterk</u> Ephemeroptera Diptera <u>licht</u> Cladocera</p>	<p>> 50 wk: Amphipoda Isopoda 18 wk: Ephemeroptera 3 wk: Cladocera Diptera</p>	<p>Hill 85</p>	<p>groot effect langdurig 5</p>

Bijlage VIII.

Stof: **deltamethrin**
pyrethroïde

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 0,029; 0,031 µg/L (Xiu et al. '89) 48h-EC50: 0,05 µg/L (Day '91) 48h-LC50: 0,037; 0,038 µg/L (Xiu et al. '89)
<i>Daphnia spinulata</i>	48h-LC50: 0,99 µg/L (Alberdi et al. '90 in Crommentuijn '97)

gg-L(E)C50: 0,04 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-L(E)C50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,0004 µg/L	0,00029 µg/L	0,0004 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-EC50(*D. magna*)

³ INS '97

Tabel VIII-a. Enkelvoudige piekbelastingen met **deitameethrin** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen gemeten gemiddelde concentratie na 1 h (casus 1) en initiële nominale concentratie (casus 2). Observatieduur betreft periode na behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 0.04 µg/L. DR: drift-simulatie. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip weer waarbij gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc.(TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
5 [1]	DR: 0.2	17 wk in jaar van experiment	natuurlijke poelen	Afname: Diptera (22 genera) reducties tot (bijna) 100%	4 - 6 wk in 1 poel, andere poel ≥ 52 wk (na winter-seizoen)	Morrill & Neal 90	groot effect langdurig 5
67.5 [2]	DR: 2.7	8 wk in jaar van experiment	natuurlijke tijdelijke meertjes	Afname: Anostraca (geëlimineerd) Cladocera Hemiptera (eliminatie in aantal spp) Hirudinea	> 8 wk Anostraca (na regen-seizoen) 1 - 2 wk Hemiptera	Lahr et al 95	groot effect langdurig 5

Bijlage IX.

Stof: **diazinon**

organofosfaat-insecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 1,5 µg/L (Dortland '80) 48h-EC50: 1,22 µg/L (AQUIRE) 48h-EC50: 1,25 µg/L „ 48h-EC50: 0,8 µg/L „ 48h-EC50: 0,7 µg/L „
<i>Daphnia pulex</i>	48h-EC50: 0,9 µg/L (AQUIRE) 48h-EC50: 0,8 µg/L „

gg-L(E)C50: 1,0 µg/L (gebaseerd op mediaan van beschikbare 48h-EC50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor waterkwaliteit.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,01 µg/L	0,007 µg/L	0,037 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-EC50 (*D. magna*)

³ uit Crommentuijn et al., 1997.

Tabel IX-a. Meervoudige piekbelastingen met diazinon in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na laatste behandeling. Gevoeligste standaard toetsoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 1,1 µg/L. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de laatste behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (Tugst)	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
[casusnummer]							
2,2 (piek 7,1) 3 wekelijkse toepassingen [1]	2,4	9 wk	buiten microcosms	Afname: Cladocera Insecta(?)	> 9 wk Cladocera < 9 wk Insecta	Giddings et al 96	groot effect langdurig 5
3,9 (piek 11) 3 wekelijkse toepassingen [2]	4,4	9 wk	buiten microcosms	Afname: Cladocera Copepoda Insecta?	> 9 wk Cladocera < 9 wk Insecta	Giddings et al 96	groot effect langdurig 5
8,4 (piek 22) 3 wekelijkse toepassingen [3]	9,7	9 wk	buiten microcosms	Afname: Cladocera Copepoda Rotifera Insecta	> 9 wk Cladocera < 9 wk Insecta	Giddings et al 96	groot effect langdurig 5
20 (piek 51) 3 wekelijkse toepassingen [4]	22	9 wk	buiten microcosms	Afname: Cladocera Copepoda Rotifera Insecta groei en sterfte bij vissen	> 9 wk Cladocera < 9 wk Insecta	Giddings et al 96	groot effect langdurig 5

Bijlage X.

Stof: **diflubenzuron**
acyl-ureum insecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 2,0 µg/L (Nebeker, McKinney & Cairns, '83) 48h-LC50: 4,4; 4,6; 6,9 µg/L (Hansen & Garton, '82) 48h-EC50: 15; 15,5 µg/L (Mayer & Ellersieck, '86)
<i>Daphnia spp</i>	48h-LC50: 1,5 µg/L (Muir & Takahashi, 74)

gg-L(E)C50: 6,3 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-L(E)C50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,063 µg/L	0,015 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-LC50(*Daphnia spp*)

Table X-a. Enkelvoudige toepassingen **diflubenzuron** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) gemeten concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 6,3 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,01 [1]	0,07	6 wk	lab. microcosms	geen effecten	n.v.t.	Moffet et al 95 Exp. 1A	effect niet aantoonbaar 1
0,016 [2]	0,1	6 wk	lab. microcosms	geen effecten	n.v.t.	Moffet et al 95 Exp. 1B	effect niet aantoonbaar 1
0,05 [3]	0,3	6 wk	lab. microcosms	geen effecten	n.v.t.	Moffet et al 95 Exp. 1B	effect niet aantoonbaar 1
0,11 [4]	0,7	6 wk	lab. microcosms	A/fname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1B	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
0,11 [5]	0,7	5 wk*	enclosures	A/fname: Amphipoda Cladocera Copepoda	4 wk	Moffet et al 95 Exp. 2	klein effect 2
0,11 [6]	0,7	6 wk	lab. microcosms	A/fname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1A	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
0,22 [7]	1,4	6 wk	lab. microcosms	A/fname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1A	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
0,22 [8]	1,4	6 wk	lab. microcosms	A/fname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1B	groot effect herstel? indeling door twijfel 4

Vervolg Tabel X-a.

0,4	[9]	2,5	5 wk*	enclosures	Afname: Amphipoda Cladocera Copepoda Insecta (aantal en uitvliegen) Zonnebaars (gewicht)	> 5 wk	Moffet et al 95 Exp. 2	groot effect herstel? 4
0,4	[10]	2,5	5 wk*	enclosures	Afname: Cladocera Copepoda Zonnebaars (groei)	> 5 wk	Tanner & Moffett 95 Exp. 3	groot effect herstel? 4
0,54	[11]	3,4	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1B	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
0,54	[12]	3,4	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1A	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
1,08	[13]	6,8	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1A	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
1,08	[14]	6,8	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1B	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
1,11	[15]	7,0	5 wk*	enclosures	Afname: Amphipoda Cladocera Copepoda Insecta (aantal en uitvliegen) perifyton Zonnebaars (gewicht)	> 5 wk	Moffet et al 95 Exp. 2	groot effect herstel? 4

Vervolg **Tabel X-a**. Enkelvoudige toepassingen **diflubenzuron** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) gemeten concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 6,3 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)50 (Tugst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
1,59 [16]	10,0	9 wk	tijdelijke natuurlijke plassen	Afname: Anostraca Cladocera Insecta (Hemiptera) Toename: Copepoda	> 6 wk; tot volgende regenseizoen	Lahr & Diallo 93	groot effect herstel? 4
2,16 [17]	13,6	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1A	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
3,17 [18]	20,0	6 wk	lab. microcosms	Afname: Cladocera Amphipoda	geen interpretatie mogelijk	Moffet et al 95 Exp. 1B	groot effect herstel? indeling door twijfel 4
4,76 [19]	30,0	5 wk*	enclosures	Afname: Amphipoda Cladocera Copepoda Insecta (Diptera en Ephemeroptera) Zonnebaars perifyton Zonnebaars (gewicht)	> 5 wk	Moffet et al 95 Exp. 2	groot effect herstel? 4
4,76 [20]	30,0	5 wk*	enclosures	Afname: Cladocera Copepoda Zonnebaars (groei) Toename: Rotifera	> 5 wk	Tanner & Moffett 95 Exp. 3	groot effect herstel? 4

* toedelingen op dag 0 en 32, alleen periode dag 0-32 in beschouwing genomen.

Tabel X-b. Langdurige belastingen met **diffubenzuron** in stromend water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 6,3 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. Casusnummers koppelen de betreffende studies in de tabel met de grafische weergave van de effectklassen.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (Tugst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,016 continu 26 wk [1]	0,1	0 wk	lab. kunstbeek	geen effecten	n.v.t.	Hansen & Garton 82	effect niet aantoonbaar 1
0,16 continu 26 wk [2]	1	0 wk	lab. kunstbeek	<i>Afname:</i> Insecta (Ephemeroptera, Plecoptera) <i>Toename:</i> algen chlorofyl	niet bestudeerd	Hansen & Garton 82	groot effect herstel? 4
1,6 continu 26 wk [3]	10	0 wk	lab. kunstbeek	<i>Afname:</i> Insecta (Ephemeroptera, Plecoptera, Diptera) <i>Toename:</i> Oligochaeta algen chlorofyl	niet bestudeerd	Hansen & Garton 82	groot effect herstel? 4
7,94 continu 26 wk [4]	50	0 wk	lab. kunstbeek	<i>Afname:</i> Insecta (Ephemeroptera, Plecoptera, Diptera) <i>Toename:</i> Oligochaeta algen chlorofyl	niet bestudeerd	Hansen & Garton 82	groot effect herstel? 4

Bijlage XI.

Stof: **esfenvaleraat**
pyrethroïde

Gevoeligste standaard toetssoorten: vissen en kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Pimephalus promelas</i>	96h-LC50: 0,32; 0,23; 0,22 µg/L (Stay & Jarvinen '95) 96h-LC50: 0,44 µg/L (Stay & Jarvinen '95)
<i>Lepomis macrochirus</i>	96h-LC50: 0,31 µg/L (Fairchild et al. '92b)
<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 0,27 µg/L (Fairchild et al. '92b)

gg-L(E)C50: 0,25 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 96h-LC50's van *Pimephalus promelas*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,0025 µg/L	0,0022 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 96h-LC50(*P. promelas*)

Tabel XI-a. Enkelvoudige toedieningen **esfenvaleraat** in stilstaand water. De wijze van toediening van de bestudeerde concentraties (bestud. conc.) is onbekend. Observatieduur betreft periode na behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort is *Pimephales promelas*, gg-L(E)C50: 0,25 µg/L. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,04 [1]	0,01	6 wk	lab. microcosms	geen effecten op zoöplankton en macro-evertebraten	n.v.t.	Stay & Jarvinen 95	effect niet aantoonbaar 1
0,20 [2]	0,05	6 wk	lab. microcosms	Afname: alleen bij Amphipoda (<i>Hyalella azteca</i> ; 75-100%)	niet vermeld	Stay & Jarvinen 95	klein effect 2
0,60 [3]	0,15	6 wk	lab. microcosms	Afname: Amphipoda (<i>Hyalella azteca</i> ; geëlimineerd) Cladocera Copepoda	> 6 wk	Stay & Jarvinen 95	groot effect herstel? 4
2,0 [4]	0,50	6 wk	lab. microcosms	Afname: Amphipoda (<i>Hyalella azteca</i> ; geëlimineerd) Cladocera Copepoda	> 6 wk	Stay & Jarvinen 95	groot effect herstel? 4
20 [5]	5,0	6 wk	lab. microcosms	Afname: Amphipoda (<i>Hyalella azteca</i> ; geëlimineerd) Cladocera Copepoda	> 6 wk	Stay & Jarvinen 95	groot effect herstel? 4

Tabel XI-b. Meervoudige piekbelastingen met **esfenvaleraat** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na de laatste behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Pimephalus promelas*. gg-L(E)C50: 0,25 µg/L. DR: drift-simulatie. RO: runoff-simulatie. INJ: injectie van middel onder wateroppervlakte. Hoewel sommige gerapporteerde effecten een uiting zijn van gecombineerde drift- en runoff-toepassingen, worden de effecten toegerekend aan de bestudeerde driftconcentraties. Er is daarmee gekozen voor een 'worst-case benadering'. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de laatste behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
DR: 0,04 RO: 0,33 [1]	DR: 0,01 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,08 5 2-wekelijkse toepassingen	20 wk	buiten mesocosms	geen effecten zoöplankton en insecten	n.v.t.	Webber et al 92	effect niet aantoonbaar 1
DR: 0,04 [2]	DR: 0,01 2 toepassingen interval: 3,5 wk	3,5 wk	littorale enclosures	<i>Afname:</i> licht in enkele taxa binnen: Copepoda Diptera Odonata	geen uitspraken over herstel mogelijk	Lozano et al 92	licht effect 2
DR: 0,32 [3]	DR: 0,08 2 toepassingen interval: 3,5 wk	3,5 wk	littorale enclosures	<i>Afname:</i> van meerdere taxa binnen: Cladocera Copepoda Amphipoda Diptera Ephemeroptera Odonata	> 3,5 wk	Lozano et al 92	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel XI-b.

DR: 0,8 [4]	DR: 0,20 2 toepassingen interval: 3,5 wk	3,5 wk	littorale enclosures	Afname: van meerdere taxa binnen: Cladocera Copepoda Amphipoda Diptera Ephemeroptera Odonata jonge vissen (bioassay met bluegill)	> 3,5 wk	Lozano et al 92	groot effect herstel? 4
DR: 1,0 RO: 1,24 [5]	DR: 0,25 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,31 5 2-wekelijkse toepassingen	20 wk	buiten mesocosms	Afname: beperkt in Diptera en vissen sterk in Copepoda	> 20 wk	Webber et al 92	groot effect langdurig 5
INJ: 1,0 [6]	INJ: 0,25 6 2-wekelijkse toepassingen	5 wk	buiten mesocosms	Afname: Cladocera Copepoda Diptera Ephemeroptera Odonata reproductie vissen Toename: Rotifera	> 5 wk	Fairchild et al 92b	groot effect herstel? 4
INJ: 2,7 [7]	INJ: 0,67 6 2-wekelijkse toepassingen	5 wk	buiten mesocosms	Afname: Cladocera Copepoda Diptera Ephemeroptera Odonata eliminatie vissen afname chl-a als indirect effect	> 5 wk	Fairchild et al 92b	groot effect herstel? 4

Vervolg **Tabel XI-b.** Meervoudige piekbelastingen met **esfenvaleraat** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na de laatste behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Pimephalus promelas*. gg-L(E)C50: 0,25 µg/L. DR: drift-simulatie. RO: runoff-simulatie. INJ: injectie van middel onder wateroppervlakte. Hoewel sommige gerapporteerde effecten een uiting zijn van gecombineerde drift- en runoff-toepassingen, worden de effecten toegerekend aan de bestudeerde driftconcentraties. Er is daarmee gekozen voor een 'worst-case benadering'. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de laatste behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
DR: 4,0 [8]	DR: 1,00 2 toepassingen interval: 3,5 wk	3,5 wk	buiten mesocosms	Afname: meerdere taxa binnen: Cladocera Copepoda Amphipoda Diptera Ephemeroptera Odonata jonge vis (bioassay met bluegill) Toename: fytoplankton	> 3,5 wk	Lozano et al 94	groot effect herstel? 4
DR: 4,1 RO: 8,0 [9]	DR: 1,03 10 wekelijkse toepassingen RO: 2,0 5 2-wekelijkse toepassingen	20 wk	buiten mesocosms	Afname: sterk Copepoda Insecta (vnl Diptera en Trichoptera) eliminatie vissen Toename: Rotifera fytoplankton fotosynthese en respiratie	> 20 wk	Webber et al 92	groot effect langdurend 5
INJ: 6,8 [10]	INJ: 1,71 6 2-wekelijkse toepassingen	5 wk	buiten mesocosms	Afname: Cladocera Copepoda Diptera Ephemeroptera Odonata eliminatie vissen afname chl-a als indirect effect	> 5 wk	Fairchild et al 92b	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel XI-b.

DR: 20	[11]	DR: 5 2 toepassingen interval: 3,5 wk	3,5 wk	littorale enclo- sures	<p><i>Afname:</i> meerdere taxa binnen: Cladocera Copepoda Amphipoda Diptera Ephemeroptera Odonata eliminatie jonge vissen (bioassay met bluegill) <i>Toename:</i> fytoplankton</p>	> 3,5 wk	Lozano et al 92	groot effect herstel? 4
--------	------	---	--------	---------------------------	---	----------	--------------------	-------------------------------

Bijlage XII.

Stof: **fenitrothion**
organofosfaatinsecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 11 µg/L (Sanders et al. '83, in Crommentuijn et al. '97) 48h-LC50: 11 µg/L (LeBlanc '84)
<i>Daphnia pulex</i>	24h-EC50: 1,6 µg/L (Takimoto, Ohshima & Miyamoto '87)

gg-L(E)C50: 11 µg/L (gebaseerd op de 48h-EC50 van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,11 µg/L	0,016 µg/L	0,009 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste EC50 voor *Daphnia pulex*

³ uit Crommentuijn et al., 1997.

Tabel XII-a. Enkelvoudige piekbelasting fenitrothion. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 11 µg/L. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale initiële concentraties. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc.	Observatie-duur	Ecosysteem	Effecten	Herstel	Referentie	Effectklasse
7,3 [1]	80	10 wk	natuurlijke tijdelijke meertjes	Afname: Cladocera Insecta (reducties tussen 80 - 100%)	> 6 wk herstel in het volgende regenseizoen	Lahr & Diallo 93	groot effect langdurig 5

Tabel XII-b. Enkelvoudige piekbelastingen met **fenitrothion** in stromend water. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 11 µg/L. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen initiële nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn. Studies voldoen niet aan alle selectiecriteria van deze review (statistisch niet te interpreteren door ontbreken van replica's en/of geen BACI-design).

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effektklasse
0,1 2 toepassingen in 3 h [1]	1,1	? wk	rivier	Geen duidelijke verandering in drift	n.v.t.	Morrison & Wells 81	effect niet aantoonbaar 1
1,7 2 toepassingen in 3 h [2]	18,7	< 2 wk	natuurlijke beek	Geen sterfte in natuurlijke populaties en in gekooide insecten en vissen. Toename: drift Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera, Plecoptera, Coleoptera	< 1 wk	Morrison & Wells 81	licht effect 2
2,8 [3]	30,8	< 1 wk	natuurlijke beek	Alfname: Amphipoda, Ephemeroptera, Diptera, Plecoptera, Odonata Toename: Insecta	< 1 wk: drift	Poirier & Surgeoner 88	groot effect kortdurend 3
41,8 [4]	460	16 wk	natuurlijke beken	Toename: drift van: Amphipoda, Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera	4 wk: aantal spp 7 wk: aantal individuen > 16 wk: Amphipoda	Yasuno et al. 81	groot effect langdurig 5

Tabel XII-c. Meervoudige piekbelastingen met **fenitrothion** in stilstaand water. Bestudeerde concentratie (bestud. conc.) betreft nominale concentratie. Observatieduur betreft periode na behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 11,0 µg/L. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na laatste toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Efectklasse
1,3 gemeten na 1 d (piekconc. 3,8 - 7,4 aan wateropp.) 2 toepassingen binnen 5 d [1]	14,3	3 jaar resultaten gepresenteerd van eerste experiment; 13 wk na bespuiting	vennetjes	Afname: uitvliegen insecten (70-90%) geleedpotigen (vnl Ceratopogonidae en Chironomidae) Toename: Annelida	uitvliegen: 8 - 9 wk na laatste behandeling Arthropoda: sommige reducties hielden over de winter aan tot in het volgende jaar	Fairchild & Eidt 93	groot effect langdurig 5

Bijlage XIII.

Stof: **fenvaleraat**
pyrethroïde

Gevoeligste standaard toetssoorten: vissen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96h-LC50: 0,32; 0,47; 0,54; 1,2; 1,5; 1,7; 0,76; 0,76; 1,2 µg/L (Mayer & Eilersieck '86)
<i>Pimephales promelas</i>	96h-LC50: 2,35; 2,15 µg/L (Mayer & Eilersieck '86)
<i>Lepomis macrochirus</i>	96h-LC50: 0,76; 0,85; 1,4; 1,25; 1,35; 1,33; 0,89; 0,85; 0,75; 0,88; 0,42 µg/L (Mayer & Eilersieck '86)
<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 2,1 µg/L (Mayer & Eilersieck '86)

gg-L(E)C50: 0,82 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 96h-LC50's van *O. mykiss*, mediaan is laagste van de vissen).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,008 µg/L	0,003 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 96h-EC50(*Oncorhynchus mykiss*)

Tabel XIII-a. Enkelvoudige toepassingen fenvaleraat in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen initiële nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na de behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Oncorhynchus mykiss*. gg-L(E)C50: 0,82 µg/L. DR: drift-simulatie. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de behandeling weer wanneer gevoelige endpoints weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (Tugst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,012 [1]	DR: 0,01	3 wk	enclosures in meer	geen effecten op zoö- en fytoplankton	n.v.t.	Day et al 87	effect niet aantoonbaar 1
0,061 [2]	DR: 0,05	7 wk	enclosures in meer	Afname: sterk bij Cladocera Copepoda Toename: Rotifera	4 wk	Day et al 87	groot effect kortdurend 3

Tabel XIII-b. Langdurige belastingen met **fenvaleeraat**. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Gevoeligste standaardsoort: *Oncorhynchus mykiss*. gg-L(E)C50: 0,82 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (Tugst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,012 [1]	0,01 (d.m.v. injectie chronisch belast) duur: 30 d	0 wk	kunstbeek in lab.	Afname: licht Plecoptera (<i>Claassenia</i>) Trichoptera (<i>Hydropsyche</i>)	niet bestudeerd	Breneman & Pontasch 94	licht effect 2
0,12 [2]	0,10 (d.m.v. injectie chronisch belast) duur: 30 d	0 wk	kunstbeek in lab.	Afname: eliminatie Plecoptera (<i>Claassenia</i>) Trichoptera (<i>Hydropsyche</i> + <i>Cheumatopsyche</i>) sterk Ephemeroptera (<i>Baetis</i> , <i>Isonychia</i>) Trichoptera (<i>Chimarra</i>) Coleoptera (<i>Stenelmis parva</i>) Diptera (Orthocladinae) licht Diptera (Chironomidae)	niet bestudeerd	Breneman & Pontasch 94	groot effect herstel? 4
1,2 [3]	1,0 (d.m.v. injectie chronisch belast) duur: 30 d	0 wk	kunstbeek in lab.	Afname: eliminatie Plecoptera (<i>Claassenia</i>) Trichoptera (<i>Hydropsyche</i> , <i>Cheumatopsyche</i>) sterk Ephemeroptera (<i>Baetis</i> en <i>Isonychia</i>) Trichoptera (<i>Hydropsyche</i> + <i>Chimarra</i>) Coleoptera (<i>Stenelmis</i>) Diptera (Orthocladinae + Chironomidae)	niet gemeten	Breneman & Pontasch 94	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel XIII-b.

12	[4]	10,0 (d.m.v. injectie chronisch belast) duur: 30 d	0 wk	kunstbeek in lab.	<p>Afname: eliminatie Plecoptera (<i>Claassenia</i>), Trichoptera (<i>Hydropsyche</i>, <i>Cheumatopsyche</i>, <i>Chimarra</i>) Diptera (<i>Orthocladinae</i>) Coleoptera (<i>Stenelmis parva</i>) <u>sterk</u> Ephemeroptera (<i>Baetis</i>, <i>Isonychia</i>) Trichoptera (<i>Hydropsyche</i>) Diptera (<i>Chironomidae</i>)</p>	niet gemeten	Breneman & Pontasch 94	groot effect herstel? 4
----	-----	---	------	-------------------	---	-----------------	---------------------------	----------------------------

Bijlage XIV.

Stof: **lambda-cyhalothrin**
pyrethroïde

Gevoeligste standaard toetssoorten: vissen en kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96h-LC50: 0,24; 0,44 µg/L (Oterman & Linders '90)
<i>Lepomis macrochirus</i>	96h-LC50: 0,21 µg/L (Mayer & Ellersieck '86)
<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 1,04 µg/L (Mokry & Hoagland '90) 48h-EC50: 0,36 µg/L (Oterman & Linders '90) 48h-EC50: 0,1 - 0,4 µg/L (Hill '89)

gg-L(E)C50: 0,21 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 96h-LC50's van *Lepomis macrochirus*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,0021 µg/L	0,0021 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 96h-LC50(*Lepomis macrochirus*)

Tabel XIV-a. Meervoudige piekbelastingen met **lambda-cyhalothrin** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na de laatste behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Lepomis macrochirus*. gg-(E)C50: 0,21 µg/L. DR: drift-simulatie. RO: runoff-simulatie. Hoewel in sommige gerapporteerde effecten een uiting zijn van gecombineerde drift- en runoff-toepassingen, worden de effecten toegerekend aan de bestudeerde driftconcentraties. Er is daarmee gekozen voor een 'worst-case benadering'. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de laatste toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
DR: 0,0076 RO: 0,022 [1]	DR: 0,0016 12 wekelijkse toepassingen RO: 0,0047 6 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten mesocosms	geen effecten	n.v.t	Hill et al 94b	effect niet aantoonbaar 1
DR: 0,076 RO: 0,22 [2]	DR: 0,016 12 wekelijkse toepassingen RO: 0,047 6 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten mesocosms	Afname: Hydracarina Ephemeroptera Hemiptera Trichoptera Diptera	> 9 wk	Hill et al 94b	groot effect langdurig 5
DR: 0,081 [3]	DR: 0,017 4 2-wekelijkse toepassingen	10 wk	buiten mesocosms	Afname: Amphipoda (Gammaridae; ca. 80%) Hemiptera Coleoptera Toename: Diptera	> 10 wk	Farmer et al 95	groot effect langdurig 5

Vervolg Tabel XIV-a.

DR: 0,76 RO: 2,2 [4]	DR: 0,16 12 wekelijkse toepassingen RO: 0,47 6 2-wekelijkse toepassingen	9 wk	buiten mesocosms	<i>Afname:</i> Copepoda Hydracarina veel Insecta-taxa	> 9 wk	Hill et al 94b	groot effect langdurig 5
DR: 0,81 [5]	DR: 0,17 4 2-wekelijkse toepassingen	10 wk	buiten mesocosms	<i>Afname:</i> Hemiptera Coleoptera geëlimineerd: Isopoda (Asellidae) Amphipoda (Gammaridae)	> 10 wk	Farmer et al 95	groot effect langdurig 5

Bijlage XV.

Stof: **lindaan**

organochloorverbinding

Gevoeligste standaard toetssoorten: vissen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Poecilia reticulata</i>	96h-LC50: 16; 52; 138 µg/L (AQUIRE)
<i>Pimephales promelas</i>	96h-LC50: 87; 67; 77; 86 µg/L (Mayer & Ellersieck, '86)
<i>Lepomis macrochirus</i>	96h-LC50: 68; 65; 53; 56; 38; 25 µg/L (Mayer & Ellersieck, '86)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96h-LC50: 27; 18; 24; 31; 41 µg/L (Mayer & Ellersieck, '86)
<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 516; 6442 µg/L (AQUIRE) 48h-LC50: 485; 1000; 1500 µg/L (AQUIRE)

gg-L(E)C50: 27 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 96h-LC50's van *O. mykiss* (gevoeligste vis)).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,27 µg/L	0,16 µg/L	0,92 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-LC50(*P. reticulata*)

³ INS '97

Tabel XV-a. Langdurige belastingen met **lindaan** in stilstaand en stromend water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: Regenboogforel. gg-L(E)C50: 27 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,009 [1]	0,25 continu 4 wk	0 wk	kunstabekken buiten	geen effecten	n.v.t.	Mitchell et al 93	effect niet aantoonbaar 1
0,04 [2]	1 continu 4 wk	0 wk	kunstabekken buiten	<i>Toename:</i> drift bij Insecta (Ephemeroptera)	niet bestudeerd	Mitchell et al 93	licht effect 2
0,15 [3]	4 doseringen dag 0, 22, 29 om conc. 5,5 wk constant te houden	0 wk	enclosures	<i>Afname:</i> Insecta (Diptera) Copepoda ?	niet bestudeerd	Peither et al 96	groot effect herstel? 4
0,15 [4]	4 continu 4 wk	0 wk	kunstabekken buiten	<i>Toename:</i> drift Insecta (Ephemeroptera) en Crustacea O ₂ -productie	niet bestudeerd	Mitchell et al 93	groot effect herstel? 4
0,30 [5]	8 doseringen dag 0, 22, 29 om conc. 5,5 wk constant te houden	0 wk	enclosures	<i>Afname:</i> Insecta (Diptera) Copepoda <i>Toename:</i> Rotifera	niet bestudeerd	Peither et al 96	groot effect herstel? 4
0,30 [6]	8 continu 4 wk	0 wk	kunstabekken buiten	<i>Afname:</i> Crustacea <i>Toename:</i> drift bij Insecta (Ephemeroptera) en Crustacea O ₂ -productie	niet bestudeerd	Mitchell et al 93	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel XV-a.

0,59	[7]	16 continu 4 wk	0 wk	kunstabekken buiten	Afname: Crustacea Toename: drift bij Insecta (Ephemeroptera) en Crustacea O2-productie	niet bestudeerd	Mitchell et al 93	groot effect herstel? 4
0,59	[8]	16 doseringen dag 0, 22, 29 om conc. 5,5 wk constant te houden	0 wk	enclosures	Afname: Insecta (Diptera) Copepoda Rotifera (Keratella) Toename: Rotifera (Asplanchna)	niet bestudeerd	Peither et al 96	groot effect herstel? 4
0,89	[9]	24 doseringen dag 0, 22, 29 om conc. 5,5 wk constant te houden	5,5 wk	enclosures	Afname: Insecta (Diptera) Copepoda Rotifera (Keratella) Toename: Rotifera (Asplanchna)	niet bestudeerd	Peither et al 96	groot effect herstel? 4
1,19	[10]	32 continu 4 wk	0 wk	kunstabekken buiten	Afname: Crustacea Toename: drift bij Insecta (Ephemeroptera) en Crustacea O2-productie	niet bestudeerd	Mitchell et al 93	groot effect herstel? 4
1,19	[11]	32 doseringen dag 0, 22, 29 om conc. 5,5 wk constant te houden	0 wk	enclosures	Afname: Insecta (Diptera) Copepoda Rotifera (Keratella) Toename: Rotifera (Asplanchna)	niet bestudeerd	Peither et al 96	groot effect herstel? 4

Vervolg Tabel XV-a. Langdurige belastingen met lindaan in stilstaand en stromend water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: Regenboogforel, gg-L(E)C50: 27 µg/L.

Bestud. conc./gg-l(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
2,37 [12]	64 doseringen dag 0, 22, 29 om conc. 5,5 wk constant te houden	5,5 wk	enclosures	Afname: Insecta (Diptera) Copepoda Rotifera (Keratella) Toename: Rotifera (Asplanchna)	niet bestudeerd	Peilther et al 96	groot effect herstel? 4

Bijlage XVI.

Stof: **methoxychlor**
difenyl insecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia pulex</i>	48h-EC50: 0,78 µg/L (Mayer & Ellersieck, '86)
----------------------	---

gg-L(E)C50: 0,8 µg/L (gebaseerd op de 48h-EC50 van *Daphnia pulex*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,008 µg/L	0,008 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-EC50(*Daphnia*)

Tabel XVI-a. Enkelvoudige toepassingen **methoxychlor** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen (meestal) initiële nominale concentraties. Geveiligste standaard toetssoort: *Daphnia pulex*. gg-L(E)C50: 0,8 µg/L. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUGst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatie-duur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
3,75 [1]	3	17 wk	enclosures	Geen effecten op zoöplankton	n.v.t.	Stephenson et al 86	effect niet aantoonbaar 1
6,25 [2]	5	17 wk	enclosures	Alfame: Cladocera Copepoda chlorofyl-a Eerste indicatie van herstel zoöplankton na 1 wk.	< 6 wk	Stephenson et al 86	licht effect 2
25 [3]	20	20 wk	enclosures	Alfame: Cladocera Copepoda Toename: Rotifera	≤ 16 wk	Solomon et al 89	groot effect langdurig 5
62,5 [4]	50	17 wk	enclosures	Alfame: Cladocera Copepoda chlorofyl-a	> 17 wk	Stephenson et al 86	groot effect langdurig 5

Bijlage XVII.

Stof: **parathion(-ethyl)**
organofosfaat-insecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 0,7; 1,3; 1,35 µg/L (Dortland '80)
<i>Daphnia pulex</i>	48h-EC50: 0,37 µg/L (AQUIRE)

gg-L(E)C50: 1,1 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-EC50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,011 µg/L	0,0037 µg/L	0,011 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-EC50(*D. pulex*)

³ uit: Crommentuijn et al., 1997.

Tabel XVII-a. Langdurige belastingen met **parathion**. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 1,1 µg/L. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de laatste toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (ug/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,18 [1]	0,2 continu 80 d	10 wk	buiten microcosms	kleine kortdurende reductie in één gevoelige soort	n.v.t.	Dortland 80	licht effect 2
0,45 [2]	0,5 continu 80 d	10 wk	buiten microcosms	Afname: Cladocera	Cladocera > 10 wk na einde belasting	Dortland 80	groot effect langdurig 5
0,91 [3]	1,0 continu 80 d	10 wk	buiten microcosms	Afname: Cladocera Diptera (<i>Chaoborus</i>) Toename: fytoplankton	Cladocera ≥ 10 wk na belasting	Dortland 80	groot effect langdurig 5

Bijlage XVIII.

Stof: **parathion-methyl**
organofosfaat-insecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 9,1; 8,5 µg/L (Dortland '80) 48h-EC50: 0,14; 0,16; 0,37 µg/L (Mayer & Ellersieck '86) 48h-LC50: 12 µg/L (Oikari et al. '92)
----------------------	---

gg-L(E)C50: 1,4 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de L(E)C50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,014 µg/L	0,0014 µg/L	0,012 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-LC50 (*D. magna*)

³ uit: Crommentuijn et al., 1997.

Tabel XVIII-a. Enkelvoudige piekbelasting **parathion-methyl** in stilstaand water. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 2,5 µg/L. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale initiële concentraties. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
4 [1]	10	3 wk	experimentele vijvers	<i>Afname:</i> Cladocera Ostracoda Insecta groei vissen	niet bestudeerd	Crossland 88	groot effect herstel? 4
16 [2]	40	3 wk	experimentele vijvers	<i>Afname:</i> Cladocera Ostracoda Insecta groei vissen	niet bestudeerd	Crossland 88	groot effect herstel? 4
40 [3]	100	17 wk	experimentele vijvers	<i>Afname:</i> Cladocera Copepoda (<i>Cyclops</i>) Insecta (vooral Ephemero- ptera) groei vissen, mort. vissen ? <i>Toename:</i> Copepoda (<i>Diaptomus</i> , nauplii) algen ?	13 wk: voor gevoeligste soorten bij bereiken van 0,1 - 1 µg/L.	Crossland 84	groot effect langdurig 5

Bijlage XIX.

Stof: **permethrin**
pyrethroïde

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-EC50: 1,26 µg/L (Mayer & Ellersieck '86) 48h-EC50: 0,6 µg/L (Crommentuijn et al. '97) 48h-EC50: 0,43; 1,1 µg/L (Stratton & Giles '90 in Crommentuijn et al. '97) 48h-LC50: 1,25 µg/L (Mokry & Hoagland '90) 48h-LC50: 0,2 - 0,6 µg/L Stratton & Corke '81 in Mokry & Hoagland '90)
----------------------	--

gg-L(E)C50: 0,65 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de 48h-L(E)C50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR ³
liberaal ¹	conservatief ²	
0,0065 µg/L	0,002 µg/L	0,0003 µg/L

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-EC50(*D. magna*)

³ INS '97

Tabel XIX-a. Enkelvoudige toepassingen **permethrin** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen initiële nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 0,65 µg/L. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (Tugst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
0,77 [1]	0,5 injectie onder wateroppervlak	31 wk	enclosures in meer	Afname: sterk Cladocera Copepoda Toename: Rotifera	6 wk	Kaushik et al 85	groot effect kortdurend 3
7,7 [2]	5,0 injectie onder wateroppervlak	31 wk	enclosures in meer	Afname: reducties tot 100% bij Cladocera sterk in Copepoda Toename: Rotifera	7 wk	Kaushik et al 85	groot effect kortdurend 3

Bijlage XX.

Stof: **phorate**
organofosfaat-insecticide

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 0,6 - 4,0 µg/L (Fairchild et al., '92a)
----------------------	---

gg-L(E)C50: 1,5 µg/L (gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de range 48h-LC50's van *Daphnia magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,015 µg/L	0,006 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-LC50(*D. magna*)

Tabel XX-a. Enkelvoudige piekbelasting **phorate** in stilstaand water. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 1,5 µg/L. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale initiële concentraties. Observatieduur betreft periode na behandeling. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na behandeling weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc.	Observatie-duur	Ecosysteem	Effecten	Herstel	Referentie	Effectklasse
15 [1]	23	4 wk	littorale enclosures	Afname: Amphipoda (100%) Insecta (Chironomidae 100%)	> 4 wk een aantal spp herstellende	Dieter, Duffy & Flake 96	groot effect herstel? 4
30 [2]	45	4 wk	littorale enclosures	Afname: Amphipoda (100%) Insecta (Chironomidae 100%)	> 4 wk een aantal spp herstellende	Dieter, Duffy & Flake 96	groot effect herstel? 4

Bijlage XXI.

Stof: **tralomethrin**
pyrethroïde

Gevoeligste standaard toetssoorten: kreeftachtigen

Beschikbare acute lab. toxiciteitsgegevens voor gevoeligste standaard toetssoorten.

<i>Daphnia magna</i>	48h-LC50: 0,15 µg/L (Mokry & Hoagland '90)
----------------------	--

gg-L(E)C50: 0,15 µg/L (gebaseerd op de 48h-LC50's van *D. magna*).

Veilige concentraties volgens normen voor oppervlaktewater.

UB-norm		MTR
liberaal ¹	conservatief ²	
0,0015 µg/L	0,0015 µg/L	---

¹ gebaseerd op 0,01 x gg-L(E)C50

² gebaseerd op 0,01 x laagste 48h-LC50(*D. magna*)

Tabel XXI-a. Meervoudige toepassingen met **tralomethrin** in stilstaand water. Bestudeerde concentraties (bestud. conc.) betreffen nominale concentraties. Observatieduur betreft periode na laatste behandeling. Gevoeligste standaard toetssoort: *Daphnia magna*. gg-L(E)C50: 0,15 µg/L. De rubriek 'Herstel' geeft het tijdstip na de laatste toepassing weer wanneer gevoelige end-points weer hersteld zijn. DR: drift-simulatie; RO: runoff-simulatie. Hoewel gerapporteerde effecten een uiting zijn van gecombineerde drift- en runoff-toepassingen, worden de effecten toegerekend aan de bestudeerde driftconcentraties. Er is daarmee gekozen voor een 'worst-case benadering'.

Bestud. conc./gg-L(E)C50 (TUgst) [casusnummer]	Bestud. conc. (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie	Effectklasse
DR: 0,018 RO: 0,15 [1]	DR: 0,0027 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,0219 5 2-wekelijkse toepassingen	10 wk	buiten mesocosms	<i>Afname:</i> licht bij Ephemeroptera (Heptageniidae, Caenidae) Copepoda	< 4 wk Copepoda binnen behandeling	Mayasich et al 94	licht effect 2
DR: 0,061 RO: 0,365 [2]	DR: 0,0092 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,0548 5 2-wekelijkse toepassingen	10 wk	buiten mesocosms	<i>Afname:</i> Copepoda Ephemeroptera (Caenidae: licht; Heptageniidae: sterk)	4 wk	Mayasich et al 94	groot effect kortdurend 3
DR: 0,183 RO: 0,731 [3]	DR: 0,0274 10 wekelijkse toepassingen RO: 0,11 5 2-wekelijkse toepassingen	10 wk	buiten mesocosms	<i>Afname:</i> <u>sterk</u> Copepoda Ephemeroptera (Caenidae) <u>eliminatie</u> Ephemeroptera (Heptageniidae)	4 wk	Mayasich et al 94	groot effect kortdurend 3

Vervolg Tabel XXI-a.

<p>DR: 0,457 RO: 1,46</p> <p>[4]</p>	<p>DR: 0,068 10 wekelijkse toepassingen</p> <p>RO: 0,219 5 2-wekelijkse toepassingen</p>	<p>10 wk</p>	<p>buiten mesocosms</p>	<p>Afname: <u>sterk</u> Copepoda Ephemeroptera (Caenidae) Diptera (Tanypodinae) <u>eliminatie</u> Ephemeroptera (Heptageniidae)</p>	<p>> 8 wk</p>	<p>Mayasich et al 94</p>	<p>groot effect langdurig 5</p>
<p>DR: 1,83 RO: 5,83</p> <p>[5]</p>	<p>DR: 0,274 10 wekelijkse toepassingen</p> <p>RO: 0,875 5 2-wekelijkse toepassingen</p>	<p>10 wk</p>	<p>buiten mesocosms</p>	<p>Afname: <u>sterk</u> Copepoda Ephemeroptera (Caenidae) Diptera (Tanypodinae, Orthocladinae) <u>eliminatie</u> Copepoda (nauplii) Ephemeroptera (Heptageniidae, Caenidae)</p>	<p>> 10 wk</p>	<p>Mayasich et al 94</p>	<p>groot effect langdurig 5</p>

