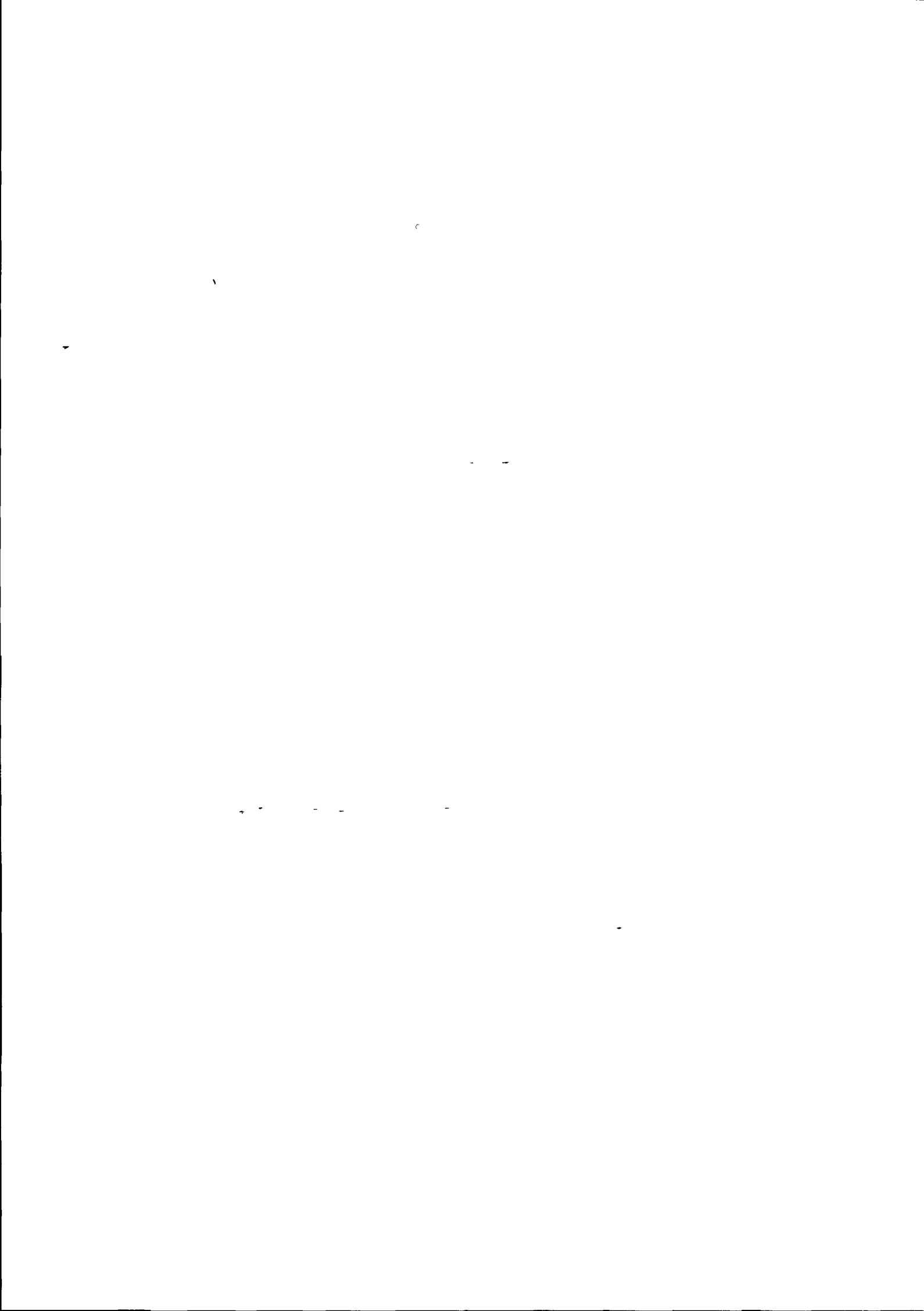


ADVIES

BODEMBESCHERMING

EN

BESTRIJDINGSMIDDELEN



ADVIES

BODEMBESCHERMING

EN

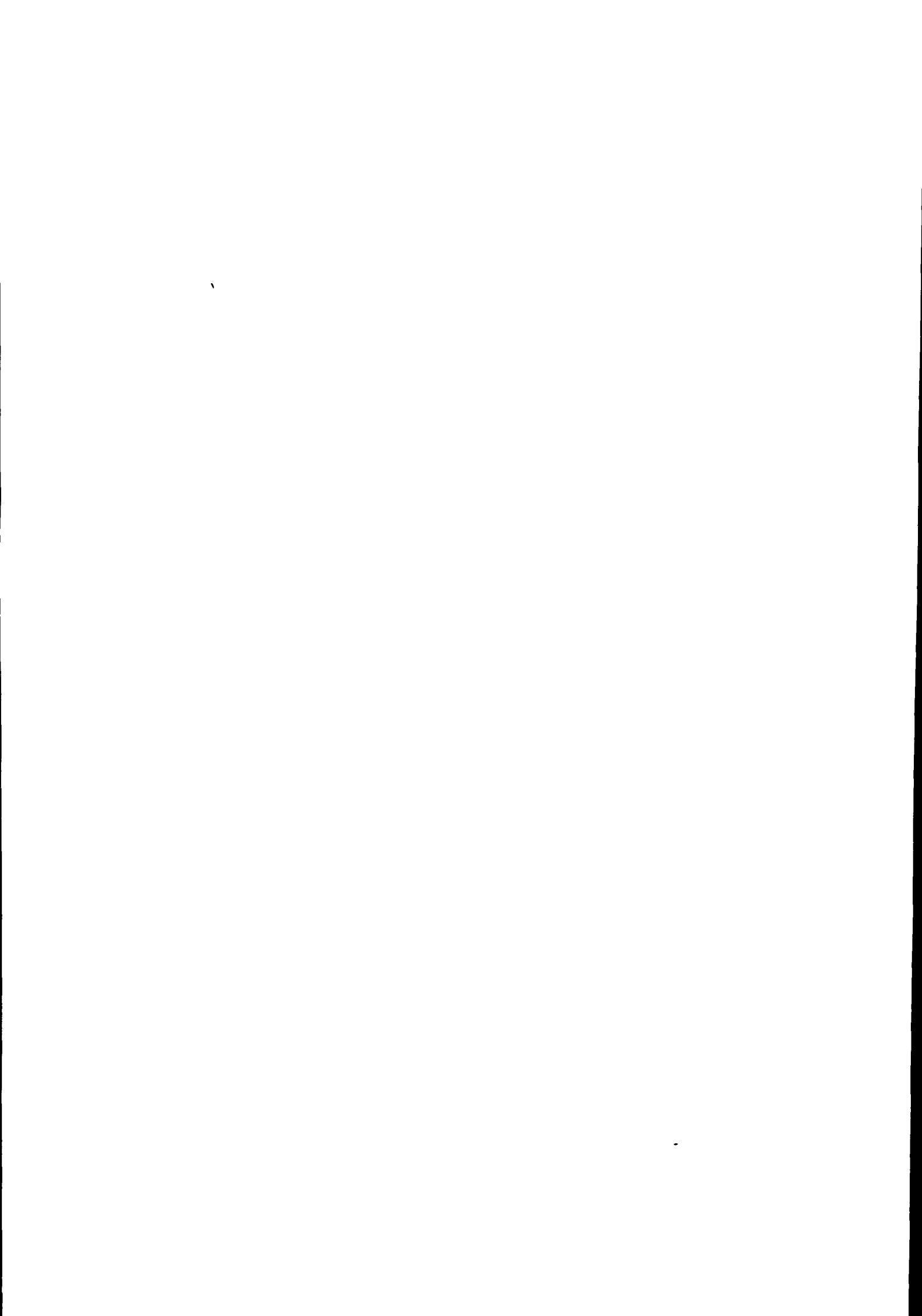
BESTRIJDINGSMIDDELEN

TCB A89/05

Leidschendam

maart 1990

Technische commissie bodembescherming, Postbus 450, 2260 MB Leidschendam,
telefoon 070-3209367



VOORWOORD

Het voorliggende advies over de toelatingscriteria voor bestrijdingsmiddelen met het oog op effecten op (bodem) organismen is op verzoek van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer opgesteld. Het advies gaat met name in op de vraag of toetsen kunnen worden gebruikt bij de beoordeling van neveneffecten van bestrijdingsmiddelen in het kader van de toelatingsprocedure en hoe deze neveneffecten dan dienen te worden beoordeeld, uitgaande van de herstel mogelijkheden van de bodem binnen een redelijke termijn. Gezien het belang van de blootstelling aan bestrijdingsmiddelen bij het veroorzaken van neveneffecten, is ook aandacht besteed aan het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem. Daarbij is ingegaan op de criteria met betrekking tot blootstelling, zoals deze zijn verwoord in de Notitie "Milieucriteria ten aanzien van stoffen ter bescherming van bodem en grondwater"¹

Het advies is mede gebaseerd op drie in opdracht van de commissie verrichte voorbereidende studies, te weten "Het herstel van de bodemfauna na het gebruik van bestrijdingsmiddelen" (Drs J H M Schobben en Dr N M van Straalen, VU), "Grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen" (Ir A E. Boekhold, LUW) en "Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem" (Drs T P Traas, Drs C A J Denneman, Prof Dr E N G Joesse-van Damme en Dr N M van Straalen, VU). De laatste twee rapporten zijn separaat uitgebracht.

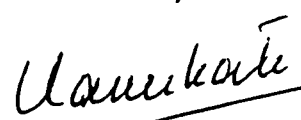
Een concept van dit advies is op 6 december 1989 besproken op een discussiebijeenkomst waarvoor de volgende personen waren uitgenodigd: Ir R van den Berg (RIVM), Ir A E Boekhold (LUW), Dr Ir J J T I Boesten (IOB), Drs K J Canters (CLM), Drs H G van Faassen (IB), Prof Dr V J Feron (CIVO-TNO), Ir C A M van Gestel (RIVM), Ir A M A van der Linden (RIVM), Ir J B H J Linders (RIVM), Ir C J Roghair (RIVM), Drs G R de Snoo (CLM), Dr N M van Straalen (VU) en Dr J W Vonk (MT-TNO). De commissie bedankt bovengenoemden voor hun bijdragen aan het tot stand komen van dit advies.

De secretaris,



Dr J J Vegter

De voorzitter,



Ir H Haverkate

¹ Notitie "Milieucriteria ten aanzien van stoffen ter bescherming van bodem en grondwater", 1989 Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 012, nr. 1.

INHOUDSOPGAVE

1. HET ADVIES VAN DE COMMISSIE	1
2. HUIDIGE BEOORDELING EN INTERNATIONALE ONTWIKKELINGEN	21
3. FYSISCH-CHEMISCHE ASPECTEN VAN HET GEDRAG VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN IN DE BODEM	33
4. NEVENEFFECTEN EN RISICO'S VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN	67
5. HERSTEL NA GEBRUIK VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN	89

1 HET ADVIES VAN DE COMMISSIE

INLEIDING

Bij brief van 18 november 1988, kenmerk 2588424, verzocht de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer aan de Technische commissie bodembescherming (TCB) om hem te adviseren over toelatingscriteria voor bestrijdingsmiddelen met het oog op effecten op (bodem)organismen. In de adviesaanvraag (bijlage 1) werd verzocht aan de hand van een aantal concrete vragen in te gaan op effecten van bestrijdingsmiddelen op (bodem)organismen en op de rol van grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen. De commissie zal ingaan op deze vragen, maar omdat de beantwoording niet los gezien kan worden van de algehele beoordeling en toelating van bestrijdingsmiddelen, zal ook in meer algemene zin ingegaan worden op de toelatingscriteria voor bestrijdingsmiddelen.

Dit eerste hoofdstuk zal het eigenlijke advies bevatten, en kan tot op zekere hoogte los van de overige hoofdstukken gelezen worden. In de hoofdstukken twee tot en met vijf wordt naast achtergrondinformatie de onderbouwing gegeven ten behoeve van het advies.

Ter ondersteuning van de advisering zijn een tweetal deelstudies uitgevoerd, die als TCB-rapporten zijn verschenen en op 29 mei 1989 aan de Minister werden aangeboden ("Grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen" en "Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem").

BELEIDSMATIGE CONTEXT

De Bestrijdingsmiddelenwet

De toelating van bestrijdingsmiddelen is verbonden aan bepaalde voorwaarden, die zijn vastgelegd in de Bestrijdingsmiddelenwet (1). In de Notitie "Persistentie van residuen van bestrijdingsmiddelen in de bodem" (2) werden een aantal voorwaarden

voor de toelating van bestrijdingsmiddelen nader gepreciseerd. Bij het op de markt brengen van een nieuw middel en bij de evaluatie van een bestaand middel wordt het middel door de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen (CTB) getoetst op een aantal criteria. Hiervoor wordt verwezen naar hoofdstuk twee.

- \

Bodem en de Wet bodembescherming

Onder de "bodem" wordt in het kader van de Wet bodembescherming (3) verstaan Het vaste deel van de aarde met de zich daarin bevindende vloeibare en gasvormige bestanddelen en organismen. Uitgangspunt van de Wet is het handhaven en herstellen van de "multifunctionaliteit" van de bodem. Het Voorlopig Indicatief Meerjarenprogramma Bodem 1984-1988 (4) vermeldt hierover het volgende: "Vanuit het principe van de multifunctionaliteit dient de bodem in beginsel de potentie te behouden om zijn verschillende mogelijke functies naar behoren te kunnen blijven vervullen". Het multifunctionaliteitsprincipe houdt in dat de wijze waarop de bodem thans wordt gebruikt geen belemmering mag vormen voor een andersoortig gebruik in de toekomst. Dit betekent dat effecten van het huidige gebruik die een overgang naar een andere vorm van bodemgebruik zouden kunnen belemmeren binnen een redelijke termijn moeten kunnen verdwijnen. In de memorie van toelichting bij het Voorontwerp van Wet inzake de bodemverontreiniging, de voorloper van de huidige Wet bodembescherming (5), werd gesteld "dat een bodem verontreinigd is wanneer zijn fysische, chemische en biologische eigenschappen door menselijk toedoen of andere oorzaken zodanig zijn veranderd dat hij minder geschikt is geworden voor enig gebruik waartoe hij voordien kon worden gebezigd". Uit deze definitie blijkt dat het principe van de multifunctionaliteit reeds vanaf 1971 uitgangspunt is van de bodembescherming.

Tevens is er in de Wet bodembescherming sprake van de zogenaamde "zorgplicht": "Ieder die op of in de bodem handelingen verricht (...) en die weet of redelijkerwijs had kunnen vermoeden dat door die handelingen de bodem kan worden verontreinigd of aangetast, is verplicht alle maatregelen te nemen die redelijkerwijs van hem kunnen worden gevergd, teneinde die verontreiniging of aantasting te voorkomen, dan wel indien die verontreiniging of aantasting zich voordoet, deze zoveel mogelijk te beperken en de gevolgen daarvan zoveel mogelijk te beperken en ongedaan te maken." (einde citaat). Dit houdt in dat iedere bodemgebruiker de zorg heeft de aantasting van de bodem met inbegrip van het grondwater en de daarin voorkomende organismen, zo veel mogelijk te beperken.

Voor de bestrijdingsmiddelenproblematiek hebben de uitgangspunten van de Wet bodembescherming twee belangrijke gevolgen

- 1 De overgang van landbouwgebied naar andere vormen van gebruik (bijvoorbeeld natuurgebied) moet binnen een redelijke termijn mogelijk blijven
- 2 Van degenen, die de bodem landbouwkundig gebruiken mag een zekere, uiteraard binnen de grens van het mogelijke, zorgplicht voor het bodemleven worden verwacht

Risico benadering voor stoffen

In het Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986-1990 (6) werd de risico benadering als beleidskader bij het beoordelen van milieugevaarlijke stoffen en bestrijdingsmiddelen geïntroduceerd. De Brochure "Omgaan met risico's" (7) geeft invulling aan de risico's van bestaande stoffen voor ecosystemen. Het uitgangspunt daarbij is zowel de bescherming van soorten (de structuur) als functies van ecosystemen. Over landbouwactiviteiten vermeldt de Brochure het volgende: "In de bouwvoor staat de functie van het ecosysteem voor de landbouwactiviteiten centraal. Afweging van agrarische nut tegenover ongewenste effecten als gevolg van toepassing van meststoffen en bestrijdingsmiddelen zal, gelet op de aard en het doel waarvoor deze stoffen doelbewust worden toegepast en diens gevolge in het milieu komen, onvermijdelijk leiden tot een tijdelijke overschrijding van de maximaal toelaatbare risico niveaus, die gelden voor de algemene milieukwaliteit. Daarom zal voor natuurgebieden, agrarische gebieden en dergelijke in de toekomst uitwerking gegeven worden aan een vorm van gebiedsgedifferentieerde risico grenzen. Uitgangspunt daarbij blijft dat bij eventuele onttrekking van gebieden aan de agrarische functie, binnen een redelijke termijn, de concentraties van deze stoffen weer op of beneden de maximaal toelaatbare niveaus dienen te liggen. Multifunctionaliteit van de bodem en herstel van ongewenste effecten zijn uitgangspunten hierbij" (einde citaat)

De uitwerking van de gebiedsgerichte risico grenzen, waarbij nadelige effecten tot op zekere hoogte tijdelijk worden geaccepteerd sluit goed aan bij de Wet bodembescherming, omdat hiermee een nadere invulling aan de "zorgplicht" wordt gegeven

DE MILIEUCRITERIA

In de Notitie "Milieucriteria ten aanzien van stoffen ter bescherming van bodem en grondwater" (kortweg de Notitie Milieucriteria, 8) wordt ten aanzien van de verspreiding van bestrijdingsmiddelen geconcludeerd "In het algemeen kan gesteld worden dat de omvang en wijze van gebruik van bestrijdingsmiddelen aanleiding geven tot een mate van verspreiding van deze middelen in het milieu die als ongewenst moet worden aangemerkt" In deze Notitie worden een aantal "milieucriteria" (algemeen voor stoffen en apart voor bestrijdingsmiddelen) geïntroduceerd ter bescherming van de bodem met inbegrip van het grondwater, waar stoffen aan moeten voldoen Deze criteria onderscheiden zich van de al eerder genoemde criteria doordat ze expliciet de bescherming van het milieu tot doel hebben

In de Notitie Milieucriteria wordt gesteld dat het al dan niet optreden van een nadelig effect van een stof af hangt van twee zaken

- a De nadelige eigenschappen van een stof (welke nadelige effecten kunnen een stof en zijn afbraakprodukten veroorzaken) of van een combinatie van stoffen,
- b De mate van blootstelling (de concentratie van een stof en de tijdsduur) De blootstelling wordt bepaald door de hoeveelheid stof die in het milieu wordt gebracht en door de milieuchemische eigenschappen van die stof (afbraaksnelheid, transportroutes in het milieu, ophoping in delen van het milieu en dergelijke)

In de Notitie Milieucriteria worden voor bestrijdingsmiddelen criteria genoemd, die zijn afgeleid van nadelige eigenschappen en van de mate van blootstelling De criteria hiervoor zijn opgesplitst voor de milieucompartimenten bodem, water en lucht Voor de bodem zijn er nog geen duidelijke criteria, dit zal mede nader worden vastgesteld aan de hand van dit TCB-advies Voor water geldt het criterium dat acute effecten bij het gevoeligste getoetste organisme niet mogen optreden In de lucht mogen geen concentraties aan bestrijdingsmiddelen voorkomen die schadelijk zijn voor de volksgezondheid Ook bescherming van ecosystemen tegen de verspreiding van bestrijdingsmiddelen door de lucht zal een criterium vormen voor de toelaatbaarheid

Met betrekking tot de mate van blootstelling zijn er drie criteria geformuleerd

- persistentie,
- uitspoeling en
- accumulatie van bestrijdingsmiddelen

- 1 Voor de persistentie van bestrijdingsmiddelen geldt dat een halfwaardetijd van 0,5-1 maand als een veilige grens wordt gezien. De notitie stelt vervolgens "Is de halfwaardetijd langer dan 2 maanden, dan wordt de stof voor de toelating als te persistent beschouwd. Indien via nadere informatie over uitspoeling, accumulatie of verdamping kan worden aangetoond dat de te verwachten concentraties geen aanleiding kunnen geven tot problemen, dan is alsnog toelating aanvaardbaar, zij het dat dan wel stringente beperkingen moeten worden opgelegd ter zake van de toegelaten toepassingen en de frequentie en dosering bij toepassing"
- 2 Voor de uitspoeling geldt het uitgangspunt van het beleid ten aanzien van grondwater, dat in grondwater de norm uit de EG-richtlijn voor drinkwater van 0,1 µg per liter per stof en van 0,5 µg per liter voor alle bestrijdingsmiddelen samen wordt aangehouden
- 3 Ten aanzien van accumulatie in de bovengrond, ten gevolge van frequent gebruik of door hoge doseringen, geldt dat het evenwichtsniveau dat dientengevolge ontstaat twee jaar na toepassing niet zodanig mag zijn dat de multifunctionaliteit van de bodem is aangetast

In de Notitie Milieucriteria worden twee termijnen gesteld ten aanzien van de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in de bodem. Voor het criterium persistentie geldt twee maanden en met betrekking tot de accumulatie van bestrijdingsmiddelen wordt een termijn van twee jaar gegeven. De termijn voor het persistentie criterium dient in verband te worden gebracht met het herstel van bodemorganismen tijdens landbouwkundig gebruik en kan derhalve worden beschouwd als een "gebiedsgerichte risico grens" zoals is aangegeven in de Risico Brochure. Dit kan worden beschouwd als herstel op de korte termijn. De termijn van twee jaar in verband met het criterium ten aanzien van accumulatie van bestrijdingsmiddelen moet in verband worden gebracht met het in stand houden van de mogelijkheden om een andere functie aan een perceel grond toe te kennen. Daarmee wordt beoogd te voorkomen dat de multifunctionaliteit van de bodem wordt aangetast. Dit kan worden gezien als herstel op lange termijn.

VRAGEN UIT DE ADVIESAANVRAAG

Zoals uit de adviesaanvraag blijkt, wordt de TCB vooral verzocht te adviseren over de criteria ten aanzien van nadelige effecten van bestrijdingsmiddelen voor het bodemcompartiment. Daartoe zijn een aantal concrete vragen in de adviesaanvraag gesteld (zie bijlage 1). In het nu volgende zullen deze vragen, voor zover mogelijk, beantwoord worden. Daarbij zullen de overige milieucriteria ook een rol spelen. Om een onderscheid te kunnen maken tussen bedoelde effecten van bestrijdingsmiddelen op de te bestrijden organismen en onbedoelde nadelige effecten op andere organismen zal in het advies gesproken worden over neveneffecten als het gaat om effecten van bestrijdingsmiddelen op niet-doel soorten, in het veld.

Is het mogelijk met behulp van bestaande of nog te ontwikkelen toetsen te bepalen wat de effecten zijn van een bestrijdingsmiddel op organismen, zowel in als buiten het landbouwperceel waar het middel wordt toegepast?

De commissie acht het mogelijk om met behulp van toetsen een groot deel van de te verwachten neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op organismen te bepalen, mits er iets bekend is over de blootstelling in het veld en de toets situatie gerelateerd kan worden aan de veldsituatie. Er zijn wel gegevens over blootstellingsroutes (zie hoofdstuk vier), maar met name het kwantificeren van deze routes en het ontwikkelen van voorspellende modellen ontbreekt nog grotendeels.

De bepaling van neveneffecten op organismen buiten het veld waarop bestrijdingsmiddelen worden toegepast kan in principe ook met toetsen worden gedaan, alleen is het in dit geval moeilijker om de blootstelling te schatten.

Met betrekking tot het soort toetsen dat bij het toelatingsbeleid voor bestrijdingsmiddelen zou moeten worden gebruikt geeft de commissie de voorkeur aan eenvoudige, goed te standaardiseren en te reproduceren toxiciteitstoetsen op individuele soorten. Een (sub)chronische blootstellingsduur aan het bestrijdingsmiddel verdient daarbij de voorkeur boven een acute test. Bij acute toetsen wordt meestal naar sterfte gekeken, voordat sterfte optreedt kunnen echter al aanzienlijke effecten worden geconstateerd op bijvoorbeeld groei of reproductie, eigenschappen die ook direct verband houden met het voortbestaan van de populatie. In chronische toetsen wordt juist naar de respons van deze parameters gekeken. De commissie twijfelt aan de meerwaarde van zogenoemde meersoorts- of ecosysteemtoetsen. Deze laatste toetsen zijn gecompliceerd van opzet en minder geschikt voor routinematig onderzoek.

Met toetsen kunnen echter niet alle neveneffecten worden onderzocht. Er wordt bijvoorbeeld voorbijgegaan aan neveneffecten op ecosysteemniveau, dat wil zeggen neveneffecten die optreden wanneer er sprake is van een effect met een andere directe oorzaak dan de toxiciteit van het bestrijdingsmiddel. Veel van dergelijke zogenoemde ecologische neveneffecten (9) zijn niet met behulp van toetsen op te sporen. De commissie meent echter dat ecologische neveneffecten van bestrijdingsmiddelen wel van belang zijn bij de toelating van bestrijdingsmiddelen. In gevallen waarbij wordt vermoed of geen zekerheid kan worden verkregen over het optreden van ecologische neveneffecten zou een "fieldtrial" met het betreffende bestrijdingsmiddel kunnen worden uitgevoerd. Tevens kan veldonderzoek met een aantal geselecteerde middelen in belangrijke mate bijdragen tot het kwantificeren van blootstellingsroutes.

Indien voorgenoemde vraag bevestigend wordt beantwoord, hoe dienen deze effecten dan te worden beoordeeld, uitgaande van herstelmogelijkheden van de bodem binnen een redelijke termijn?

Het effect dat wordt veroorzaakt door een bestrijdingsmiddel is afhankelijk van de toxiciteit van het middel en de blootstelling aan het middel. De effecten zullen ernstiger van aard zijn en dus ook moeilijker herstelbaar zijn als de blootstelling langdurig is of op grote schaal plaats vindt. De schaal speelt een rol omdat er een verband bestaat tussen het oppervlak van een terrein dat in beschouwing wordt genomen en het aantal soorten dat daar op voorkomt. Hieruit volgt dat het aantal soorten dat potentieel getroffen kan worden door een bestrijdingsmiddel mede afhankelijk is van de grootte van het oppervlak waarop het middel wordt toegepast. Bovendien is herstel moeilijker naarmate het middel op grotere schaal wordt toegepast, omdat rekolonisatie van soorten die als gevolg van de toepassing zijn verdwenen trager verloopt.

De commissie is van oordeel dat een beoordeling in principe aan de hand van de volgende criteria: toxiciteit, persistentie, dosering en oppervlak van de toepassing kan plaatsvinden. Om de vraag te kunnen beantwoorden hoe de verschillende criteria ten opzichte van elkaar gewogen moeten worden, is het echter nodig bij elk criterium een (meet)schaal aan te geven en de relatie tussen de criteria aan te geven. Het aangeven van een schaal is tot op zekere hoogte mogelijk. Op strikt wetenschappelijke gronden zijn echter geen kritische waarden op deze schaal aan te geven. Het aangeven van de relaties tussen de criteria is theoretisch mogelijk, maar ook hier

kan niet op grond van een wetenschappelijke analyse worden aangegeven waar de kritische grenzen zouden moeten liggen. Voor een nadere onderbouwing wordt verwezen naar de hoofdstukken vier en vijf.

Hoe zou een toelatingscriterium ten aanzien van effecten op organismen kunnen worden ingevuld met meetbare grootheden, is de schaal waarop toepassing van een bestrijdingsmiddel plaatsvindt (mede) als criterium te hanteren?

Zoals uit het bovenstaande blijkt, is de commissie van oordeel dat er bij de beoordeling van effecten van bestrijdingsmiddelen de criteria toxiciteit, toepassingsdosis, persistentie en schaal van gebruik van belang zijn. Voor de kwantitatieve invulling hiervan kan de hieronder aangegeven procedure gebruikt worden (zie hoofdstuk vier en vijf). Onder de aanname dat er sprake is van een situatie, waarbij interacties tussen de verschillende soorten in het bodem (eco)systeem van ondergeschikt belang zijn voor de structuur en het functioneren van het systeem, kan de Risico Analyse Bodemverontreiniging methode (RAB-methode of methode Van Straalen, 10) gebruikt worden om het percentage door een bestrijdingsmiddel getroffen soorten bij een bepaalde concentratie te schatten. Bij deze methode gaat men er vanuit dat de gevoeligheid van verschillende organismen voor een bepaalde stof kan worden beschreven met een statistische verdeling. Met behulp van toetsen kunnen de parameters van deze verdeling worden geschat. Dan kan op grond van deze verdeling geschat worden welk percentage van de in een systeem aanwezige organismen bij een bepaalde concentratie te maken krijgt met nadelige effecten.

Een uitzondering moet worden gemaakt voor de zogenoemde key-species, dit zijn soorten die, als enige, een bepaalde functie in een ecosysteem verzorgen. Effecten op deze soorten dienen apart te worden beoordeeld. Dit geldt eveneens voor soorten die voorkomen op de lijst van beschermde planten en diersoorten (11).

De RAB-methode kan theoretisch in verband worden gebracht met de schaal van toepassing. Omdat bestrijdingsmiddelen zijn gebonden aan een bepaalde teelt(en) kan de schaal van toepassing worden afgeleid uit de schaal van de teelt(en). Met

behulp van een soorten-areaal curve kan dan geschat worden welk percentage van het totaal in het Nederlandse landbouwareaal aanwezige soorten verwacht kan worden in het gebruiksgebied. In wezen is dit een correctie voor de blootstelling, de RAB-methode gaat immers in zijn oorspronkelijke vorm uit van een blootstellingsrisico van één.

De duur van de blootstelling bepaalt in belangrijke mate het neveneffect en daarmee ook de duur van herstel. Hoewel er geen kwantitatieve relatie is aan te geven tussen het toepassen van een middel in een bepaalde dosis met bekende toxische- en milieuchemische eigenschappen, kan er van worden uitgegaan dat er in ieder geval herstel kan optreden als de concentratie van het middel is gedaald beneden een nader vast te stellen maximaal toelaatbaar risico niveau. Door een maat voor de persistentie van een middel te verwerken in de RAB-methode kan ook de tijd berekend worden die nodig is om dit "chemisch" herstel te bereiken.

De gevolgen van toxiciteit, dosis, persistentie en schaal van gebruik van een bepaald bestrijdingsmiddel kunnen thans theoretisch met elkaar in verband worden gebracht. Door de afbraaksnelheid van het middel te verwerken in de formules van de RAB-methode, kan op ieder tijdstip na toepassing berekend worden welk percentage soorten er op dat moment nog nadelige effecten ondervindt. Voorwaarde is echter wel dat de beginconcentratie geschat kan worden. Het combineren van het percentage getroffen soorten uit de op bovenstaande wijze gemodificeerde RAB-methode en het relatieve aantal voorkomende soorten in het gebruiksgebied levert het percentage getroffen soorten, waarin de schaal is verdisconteerd.

Door grenzen te stellen aan het aantal soorten dat mag worden getroffen in het gebruiksgebied van een bestrijdingsmiddel (het acceptabele risico) en de tijd die nodig is (redelijke termijn) om weer het maximaal toelaatbaar risico niveau in verband met goede bodemkwaliteit te bereiken, kan voor ieder bestrijdingsmiddel worden vastgesteld of het op grond van de toxiciteit, het verwachte gebruiksgebied, de persistentie en de benodigde toepassingsdosis toegelaten mag worden. De bovenstaande benaderingswijze impliceert dat bij een gelijkblijvend acceptabel risico (absoluut aantal getroffen soorten) op kleinere schaal een hoger percentage soorten getroffen mag worden dan op grote schaal, omdat op kleine gebieden minder soorten voorkomen. Dit sluit aan bij de hoofdstuk vijf beschreven verschijnsel dat herstel sneller verloopt naarmate het behandelde oppervlak kleiner is.

Het percentage getroffen soorten wordt nu gerelateerd aan zowel de toxiciteit en de persistentie van het middel. De criteria toxiciteit en persistentie zijn dus, binnen bepaalde grenzen, uitwisselbaar als het gaat om het percentage getroffen soorten. Het is op grond van de nu beschikbare kennis niet mogelijk om aan te geven in welke mate het uitwisselen van deze criteria acceptabel is. Met andere woorden, het is niet mogelijk om aan te geven of een persistenter middel dat minder toxisch is de voorkeur verdient boven een minder persistent middel dat toxischer is, bij een gelijkblijvend percentage getroffen soorten. Aan persistentie wordt ook al op grond van het risico in verband met accumulatie en uitspoeling reeds een grens gesteld.

Het herstel van een perceel in de zin dat de concentraties in de bodem beneden het maximaal toelaatbaar risico niveau zijn gedaald, wil niet zeggen dat herstel van de bodemflora en -fauna is opgetreden. Herstel daarvan zal immers altijd nauwelijks op het afnemen van de concentraties van bestrijdingsmiddelen. Het is dan ook niet mogelijk om vanuit het op bovenstaande wijze bepaalde aantal getroffen soorten en het tijdsverloop daarin te voorspellen hoelang het herstel precies gaat duren. Hoewel de RAB-methode uitgaat van "No Observed Effect Concentrations" is het echter onduidelijk wat de ernst en aard is van het effect op de soorten die wel getroffen worden. De kans dat het om andere en ernstiger effecten gaat dan overschrijding van de NOEC voor groei of reproductie van soorten neemt toe naarmate er een hoger percentage getroffen soorten is (zie hoofdstuk vijf). De ernst en aard van het effect en de generatietijd van de betreffende soort bepalen de hersteltijd die nodig is. Er bestaan ongetwijfeld relaties tussen de toxiciteit en persistentie van een stof enerzijds en de ernst en aard van het effect op bodemorganismen anderzijds (zie ook hoofdstuk vier). Het is echter met de huidige kennis op het gebied van effecten van stoffen niet mogelijk om deze relaties te kwantificeren.

De conclusie van de commissie is dat bovenstaande theoretische benadering een hulpmiddel kan zijn bij de beoordeling van neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op de criteria toxiciteit, dosis, persistentie en gebruiksareaal. Het is echter op dit moment niet mogelijk om de grenzen aan te geven, die gehanteerd moeten worden om een acceptabel risico voor bodemorganismen in bodem waarop bestrijdingsmiddelen worden gebruikt en een redelijke herstel termijn te garanderen. Wetenschappelijk zijn er geen argumenten af te leiden voor de hoogte van het acceptabele risico en de lengte van de redelijke termijn. Bovendien bestaan er aanzienlijke onzekerheden over realiteit van de gepresenteerde theoretische benadering voor de situatie in het

veld Het is echter wel mogelijk om met dit kader, op grond van bestaande gegevens, bestrijdingsmiddelen te rangschikken op schadelijkheid voor bodemorganismen

Kan in zijn algemeenheid worden gesteld dat grondgebonden residuen op enig moment biologisch beschikbaar kunnen komen?

Uit het deelrapport "Grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen" (zie voor een samenvatting hoofdstuk drie) blijkt dat er weinig specifieke kennis is ten aanzien van dit punt Er zijn aanwijzingen dat grondgebonden residuen op enig moment weer beschikbaar zijn voor organismen Effecten daarvan zijn echter nog niet waargenomen De commissie meent, gezien de onzekerheid die gepaard gaat met de vorming van grondgebonden residuen, dat deze eigenschap als nadelig moet worden gezien Bovendien acht de commissie het ongewenst dat de vorming van grondgebonden residuen als een verdwijnpot van een bestrijdingsmiddel wordt beschouwd

Uit het resultaat van de rechtszaak over een gebruiksverbod van het bestrijdingsmiddel paraquat (12) blijkt echter dat het accumuleren in de bodem op zich geen reden is om reeds toegelaten middelen te verbieden, omdat er geen effecten van de geaccumuleerde residuen konden worden aangetoond door de overheid Bij de toelating van een nieuw middel is er echter sprake van een andere situatie dan bij het verbieden van het gebruik van een bestaand middel Bij een nieuw middel kan men zich immers niet beroepen op jarenlange praktijkervaring waaruit de onschadelijkheid van grondgebonden residuen van het betreffende middel zou kunnen blijken De commissie is derhalve van oordeel dat de bewijslast van het niet schadelijk zijn van (grondgebonden) residuen van nieuwe bestrijdingsmiddelen bij de producent dient te liggen

Hoe zou een eventueel toelatingscriterium getalsmatig kunnen worden ingevuld?

De commissie stelt zich op het standpunt dat bij de toelatingscriteria moet worden uitgegaan van effecten van de stof zelf, de metabolieten en de grondgebonden residuen

DE MILIEUCRITERIA, AFGELEID UIT DE MATE VAN BLOOTSTELLING

Persistentie

Uit de Notitie Milieucriteria (bijlage 86 van de Notitie) kan afgeleid worden waarom er is gekozen voor een grens van twee maanden ten aanzien van de halfwaardetijd. Bij 60 dagen ligt namelijk de grens waaronder nog geen- en waarboven wel sprake is van accumulatie ten gevolge van een jaarlijkse toepassing. Op zich kan de commissie zich vinden in deze grens aan de persistentie van bestrijdingsmiddelen, maar zij wil daarbij opmerken dat de berekende restpercentages en het accumulatieniveau theoretisch van aard zijn. De DT50 wordt onder standaardcondities vastgesteld. In het veld echter zullen de omstandigheden waarbij afbraak plaats moet vinden geheel anders zijn. Zo zal zowel de temperatuur als het vochtgehalte sterk kunnen wisselen. Ook de voorgeschiedenis van het perceel is belangrijk, de omzetting kan hoger zijn dan in het laboratorium, met name als de grond vaker met hetzelfde bestrijdingsmiddel is behandeld (13). Het is echter voor te stellen dat er situaties zijn waarbij de afbraak in het veld trager verloopt dan door laboratoriumbepalingen wordt voorspeld, met name onder slechte weersomstandigheden (droogte, koude) of wanneer ten gevolge van de toepassing van bestrijdingsmiddelen de microflora die verantwoordelijk is voor de afbraak is aangetast (Van Faassen, *mondelijke mededeling*). De commissie acht het wenselijk dat er meer veldonderzoek wordt gedaan ter validatie van de afbraakmodellen die op grond van laboratoriumtoetsen worden opgesteld.

Accumulatie in de bodem

Volgens de Notitie Milieucriteria is het mogelijk dat bestrijdingsmiddelen die niet als te persistent kunnen worden aangemerkt toch accumuleren in de bovengrond, ten gevolge van een frequent gebruik en/of hoge doseringen. Om hieraan grenzen te stellen, stelt de Notitie het volgende criterium voor. "Het evenwichtsniveau dat ontstaat, mag twee jaar na toepassing niet zodanig zijn dat de multifunctionaliteit van de bodem is aangetast. Dit betekent dat aan populaties van bodemorganismen niet een zodanige schade mag worden toegebracht, dat na die termijn nog als nadelig te waarden effecten optreden."

In tegenstelling tot het criterium voor persistentie is dit criterium direct gekoppeld aan de gevolgen van het toepassen van een bestrijdingsmiddel in het veld. Om die reden is dit criterium bij de toelating van een nieuw middel alleen direct bruikbaar.

als van te voren bekend is hoe de accumulatie in het veld zal plaats vinden. Op theoretische gronden is accumulatie van een bestrijdingsmiddel, dat voldoet aan het bovengenoemde criterium voor persistentie, bij éénmalige jaarlijkse toepassing niet te verwachten. Accumulatie zal vooral optreden bij bestrijdingsmiddelen die frequent (vaker dan één maal per jaar) worden toegepast of die niet aan het criterium voor persistentie voldoen. Het opnemen van een "eindwaarde" in het criterium voor accumulatie heeft als consequentie dat bij de toelating van een bestrijdingsmiddel ook het (toekomstige) gebruiksvolume en de (toekomstige) gebruiksfrequentie mede beoordeeld worden. De accumulatie, en de tijdsduur die nodig is om terug te komen op een eindwaarde, zijn immers zowel het gevolg van de persistentie van het middel, als van het toepassingsregime.

Voor de kwantitatieve invulling van het accumulatie criterium zijn in principe twee wegen te bewandelen. Ten eerste kan de accumulatie met behulp van simulatiemodellen en gegevens over het gebruik in de praktijk geschat worden. Ten tweede kan de accumulatie in het veld worden vastgesteld. Hierbij gelden de volgende voorwaarden:

- 1 Voor ieder bestrijdingsmiddel moet een "eindwaarde" worden vastgesteld, waarbij er geen sprake meer is van aantasting van de multifunctionaliteit van de bodem. Voor het bepalen van deze eindwaarde kan in principe de RAB-methode gebruikt worden.
- 2 Met behulp van DT50's moet een maximaal toelaatbaar accumulatie-niveau worden geschat dat na twee jaar gereduceerd kan zijn tot de eindwaarde.
- 3 De mate van accumulatie moet voorspeld worden op grond van simulatiemodellen en praktijkgegevens over het gebruik of worden vastgesteld in het veld.

Uitspoeling

Volgens de Notitie Milieucriteria is het uitgangspunt voor het beleid ten aanzien van grondwater, dat in het grondwater de norm uit de EG-richtlijn voor drinkwater van 0,1 µg per liter per stof en van 0,5 µg per liter voor alle bestrijdingsmiddelen samen geldt. De commissie ziet het hanteren van de produktnorm voor drinkwater bij de beoordeling van concentraties van bestrijdingsmiddelen in het grondwater als een logische consequentie van de beleidsuitspraak dat het grondwater zonder uitvoerige zuivering geschikt dient te blijven voor de bereiding van drinkwater. De manier waarop dat door het toelatingsbeleid van bestrijdingsmiddelen gegarandeerd moet

worden is echter niet duidelijk. Volgens de Notitie zou een recent ontwikkeld simulatiemodel, waarin de parameters DT_{50} en de sorptiecoëfficiënt aan organische materiaal (K_{om}) de voornaamste rol spelen, kunnen worden gebruikt. Uit de analyses (in hoofdstuk drie) blijkt echter dat dergelijke simulatie modellen niet exact kunnen voorspellen bij welke dosis en frequentie van gebruik de concentratie van een bestrijdingsmiddel in het grondwater lager blijft dan $0,1 \mu\text{g/liter}$.

De produktnorm voor drinkwater die thans als maatgevend wordt beschouwd is niet zozeer op toxicologische gronden geformuleerd maar reflecteert het idee dat bestrijdingsmiddelen niet in het grondwater thuishoren. Dit standpunt is naar de praktijk vertaald door het hanteren van een thans voor veel stoffen achterhaalde detectiegrens van $0,1 \mu\text{g/liter}$.

Met betrekking tot de beoordeling van concentraties van bestrijdingsmiddelen in het grondwater dient echter opgemerkt te worden dat niet alleen de zogenaamde waterwinfunctie maar ook de ecologische functie van het grondwater in verband met de multifunctionaliteit van de bodem van belang is. Rekening houdend met de ecologische functie van het grondwater als woonplaats voor grondwaterorganismen (14, 15) en als "bron" voor het oppervlaktewater zouden op ecotoxicologische gronden waarden kunnen worden geformuleerd die zowel boven als onder $0,1 \mu\text{g/l}$ liggen. In de Derde Nota Waterhuishouding (16) en in de EPA Waterquality guidelines (17) worden voor bestrijdingsmiddelen lagere waarden dan $0,1 \mu\text{g/l}$ genoemd.

Het hanteren van een grens van $0,1 \mu\text{g}$ per liter in het bovenste grondwater leidt nog niet per definitie tot een verbod op alle bestrijdingsmiddelen. De commissie acht het, ten behoeve van de verdere beleidsontwikkeling, van belang te signaleren dat het hanteren van beduidend lagere waarden, die met de moderne technieken kunnen worden gemeten en ook op grond van ecotoxicologische risico berekeningen kunnen worden gemotiveerd, vrijwel altijd tot een toepassingsverbod zal leiden. Ook bij sterk adsorberende middelen zal immers ten gevolge van de heterogeniteit van de bodem altijd een deel direct, via preferente stroombanen, uitspoelen naar het bovenste grondwater. Ten gevolge daarvan zal er bij gebruik van bestrijdingsmiddelen altijd een bepaalde - geringe - concentratie in het bovenste grondwater aanwezig blijven.

In het hierboven genoemde simulatiemodel, dat volgens de Notitie Milieucriteria zou kunnen worden gebruikt bij de beoordeling van bestrijdingsmiddelen, wordt het

bovenste grondwater gedefinieerd als de grondwaterlaag tussen één en twee meter beneden het maaiveld. De commissie constateert dat er in de discussie over de beoordeling van uitspoeling van stoffen, waaronder bestrijdingsmiddelen, naar het grondwater sprake is van verschillende benaderingswijzen. Bij het beoordelen van de uitspoeling van fosfaat in het kader van het protocol fosfaatverzadigde gronden (18) wordt uitgegaan van de fosfaatconcentratie in het bodemvocht dat een bepaalde referentiediepte passeert. Als referentiediepte wordt de Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand (GHG) gehanteerd. Bij nitraat (19) en bestrijdingsmiddelen (8) wordt de beoordeling echter uitgevoerd aan de hand van de concentratie in een theoretisch afgegrensd grondwaterpakket. De commissie acht een uniformering in de benadering wenselijk. Een mogelijkheid is de discussie te voeren in termen van fluxen van stoffen die een bepaalde referentiediepte, zoals de GHG, passeren. Dit mede in verband met het feit dat beoordeling aan de hand van concentraties in een bepaald grondwaterpakket (het "bovenste" grondwater) er ten onrechte van uit gaat dat het grondwater een eindige hoeveelheid water voorstelt.

In de Notitie Milieucriteria wordt gesteld dat in principe voor alle delen van de Nederlandse bodem waar één van de functies drinkwaterwinning is, moet gelden dat het grondwater dat voor de drinkwaterbereiding wordt gebruikt zonder structurele extra zuivering aan de drinkwaternorm moet voldoen. De commissie constateert dat dit zou kunnen leiden tot een gedifferentieerd beleid voor de Nederlandse bodem, omdat niet alle delen van de bodem geschikt zijn voor de drinkwaterwinning, bijvoorbeeld vanwege de het zoutgehalte van het grondwater. Een dergelijke gebiedsdifferentiatie lijkt echter voor de praktijk weinig doelmatig.

Voorstel tot classificatie

In hoofdstuk drie wordt geschetst hoe bestrijdingsmiddelen kunnen worden geclassificeerd als functie van hun afbreekbaarheid en hun neiging tot sorptie. Daar wordt een beoordeling besproken aan de hand van de tijdsduur waarin de maximale concentratie het grondwater bereikt, in combinatie met de geschatte waarde van de maximale concentratie. Indien gewenst kan ook de totale uitspoeling bij de beoordeling worden betrokken, evenals de accumulatie in de bouwvoor.

Classificatie van bestrijdingsmiddelen met behulp van rekenmodellen kan een hulpmiddel zijn bij het toelatingsbeleid voor bestrijdingsmiddelen. Om deze methode operationeel te maken is echter aanvullend onderzoek noodzakelijk. Dit aan-

vullende onderzoek dient aan te geven welk rekenmodel het meest geschikt is bij de classificatie, en hoe tot betrouwbare gegevens met betrekking tot de halfwaardetijd en de sorptiecoëfficiënt van een bestrijdingsmiddel kan worden gekomen. Bovendien moet uit een inventarisatie van het actuele gedrag van reeds toegelaten bestrijdingsmiddelen worden afgeleid welke klassen als "toelaatbaar" kunnen worden bestempeld, en welke klassen bestrijdingsmiddelen bevatten met een groot risico op uitspoeling en/of accumulatie in de bouwvoor.

Bijvoorbeeld als een bestrijdingsmiddel is beoordeeld als te persistent, dan zijn alle andere middelen in de klasse waarin dit middel thuishoort als "onacceptabel" te waarderen. Een zelfde redenering kan worden opgesteld voor bestrijdingsmiddelen die reeds in te hoge concentraties in het grondwater zijn aangetroffen, en dus te mobiel zijn. De grensafbakening tussen wel en niet toegestane bestrijdingsmiddelen zal altijd arbitrair blijven, gezien de complexiteit van het bodemsysteem. Zelfs met behulp van laboratoriumopstellingen is het immers niet eenvoudig om reproduceerbare en betrouwbare waarden voor de K_{om} en de DT_{50} af te leiden.

CONCLUSIES

Een beoordelingskader voor neveneffecten op bodemorganismen, waarin de criteria toxiciteit, dosis, persistentie en gebruiksgebied een rol spelen, is noodzakelijk. Bij de invulling van deze criteria kan gebruik gemaakt worden van laboratoriumtoetsen, mits de resultaten daarvan worden geïnterpreteerd met behulp van een risicoanalyse. De gemodificeerde RAB-methode is hier geschikt voor, onder de voorwaarde dat interacties tussen soorten van ondergeschikt belang zijn voor de structuur van de bodemlevensgemeenschap en het functioneren van het bodemsysteem. Voor effecten op key-species, die essentieel zijn voor bepaalde functies in het systeem, en voor effecten op beschermde soorten dient er een aparte beoordelingsmethode te zijn.

Ter beoordeling van mogelijk optredende ecologische neveneffecten en voor het kwantificeren van blootstellingsroutes is veldonderzoek noodzakelijk, omdat deze niet in laboratorium toetsen kunnen worden beoordeeld. Onderzoek naar het voorkomen van neveneffecten en de blootstelling van niet-doelsoorten in het veld is eveneens noodzakelijk om de effectiviteit van de gehanteerde criteria bij toelating te kunnen evalueren.

In de Notitie Milieucriteria zijn voor de persistentie, de accumulatie en de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen criteria beschreven. Hierdoor wordt de suggestie gewekt dat deze milieuchemische eigenschappen los van elkaar gezien kunnen worden, hetgeen niet het geval is. Zowel de accumulatie van een bestrijdingsmiddel in de bouwvoor, als de uitspoeling van een bestrijdingsmiddel naar het grondwater is, voor zover het gaat om de milieuchemische eigenschappen van de stof zelf, voornamelijk afhankelijk van de persistentie en de sorptie van de stof aan de bodem, uitgedrukt in de halfwaardetijd en de sorptiecoëfficiënt K_{om} . Zelfs de neveneffecten op organismen zijn hier deels afhankelijk van. Het is niet duidelijk in hoeverre de verschillende milieucriteria aanvullende of overlappende eisen stellen aan de persistentie en sorptie van bestrijdingsmiddelen. Het verdient aanbeveling om de milieucriteria, die deels gebaseerd zijn op dezelfde milieuchemische eigenschappen van bestrijdingsmiddelen, te vertalen naar deze milieuchemische eigenschappen zelf.

Bij de beoordeling van accumulatie en uitspoeling van bestrijdingsmiddelen beveelt de commissie een classificatiemodel aan als hulpmiddel, dat is gebaseerd op de persistentie en sorptie van bestrijdingsmiddelen. De "ijking" van de classificatie kan plaats vinden met gegevens over reeds bekend gedrag van bestrijdingsmiddelen. Om dit mogelijk te maken dienen hiertoe gericht gegevens te worden verzameld.

De commissie is van mening dat de beoordeling van bestrijdingsmiddelen bij de toelating alleen niet kan garanderen dat er geen ongewenste effecten of verspreiding van bestrijdingsmiddelen optreden. Een uitgebreid meetprogramma om de accumulatie en verspreiding van bestrijdingsmiddelen in bodem, grondwater, oppervlaktewater en lucht te bepalen is noodzakelijk. De gegevens uit dit meetprogramma zullen moeten worden terug gekoppeld naar de toelating, in die zin dat overschrijding van gestelde grenzen consequenties heeft voor het al dan niet verlengen van de toelating.

Er dienen daarnaast gegevens verzameld te worden over hoe combinaties van bestrijdingsmiddelen in de praktijk gebruikt worden (bij welke gewassen, frequentie, hoeveelheid, onder welke weersomstandigheden). De gecombineerde toepassing is immers niet in de zuiver stofgerichte toelating verdisconteerd. Tevens kunnen de eventueel waargenomen neveneffecten, verspreiding en accumulatie worden gekoppeld aan een bepaalde vorm van landbouwkundig gebruik. Dit pleit voor een teeltgewijze benadering in samenhang met gewasbeschermingsplannen, in aanvulling op

het individuele stofgerichte toelatingsbeleid en het monitoren van bodem-, water- en luchtkwaliteit

LITERATUUR

- 1 Bestrijdingsmiddelenwet, 1962 Staatsblad 1962, 288
- 2 Nota "Persistentie van residuen van bestrijdingsmiddelen in de bodem", 1985 VROM, L&V
- 3 Wet bodembescherming, 1986, Staatsblad 1986, 374
- 4 Voorlopig Indicatief Meerjarenprogramma Bodem 1984-1988, 1983 Tweede Kamer, zitting 1982-1983, 17600 hoofdstuk XI, nr 130
- 5 Voorontwerp Wet inzake de Bodemverontreiniging, 1971 Volksgezondheid, verslagen en mededelingen 18
- 6 Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986-1990, 1985 Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, 19 204, nrs 1-2
- 7 Brochure "Omgaan met risico's", 1989 VROM
- 8 Nottie "Milieucriteria ten aanzien van stoffen ter bescherming van bodem en grondwater", 1989 Tweede kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 012, nr 1
- 9 Snoo, G R de & K J Canters, 1987 Neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische vertebraten CML Mededelingen 35a, Leiden
- 10 Van Straalen, N M & C A J Denneman, 1989 Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria Ecotoxicol Environ. Saf 18:241-251
- 11 Flora- en Faunawet, 1987 Voorontwerp en Memorie van Toelichting Ministerie van Landbouw en Visserij, Den Haag

- 12 Uitspraak rechtszaak paraquat, 2 mei 1989 College van beroep voor het bedrijfsleven, Den Haag
- 13 Lezing Dr Ir M Leistra, Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, 4 november 1988 De relatie tussen laboratoriumstudies en de veldsituatie ten aanzien van transport en omzetting van agrochemicalien in de bodem Symposium "Van laboratorium naar veld, onderzoek naar gedrag en effecten van stoffen", Ede
- 14 Beelen, P van, 1988 Bacterien in het watervoerend pakket van de bodem H₂O 21 654-565
- 15 Notenboom, J & P van Beelen, 1990 Het grondwater als ecosysteem H₂O 23 100-103
- 16 Derde Nota Waterhuishouding, 1989 Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs 1-2
- 17 EPA, 1986 Quality criteria for water EPA 440/5-86-001
- 18 Advies "Protocol fosfaatverzadigde gronden", 1990 Technische commissie bodembescherming, Leidschendam
- 19 Nationaal Milieubeleidsplan, 1989 Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nrs 1-2 Staatsuitgeverij, Den Haag

2 HUIDIGE BEOORDELING EN INTERNATIONALE ONTWIK- KELINGEN

INLEIDING

In dit hoofdstuk zal de huidige toelatingsprocedure voor bestrijdingsmiddelen worden besproken. Daarbij zal met name worden ingegaan op die elementen die van belang zijn als het gaat om neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op (bodem)organismen. Daar de blootstelling een rol speelt bij het veroorzaken van neveneffecten, wordt ook aandacht besteed de criteria die worden gehanteerd ten aanzien van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem. Voorts zal, ter inventarisatie, worden ingegaan op de procedures die in een aantal andere landen worden gebruikt bij de toelating van bestrijdingsmiddelen.

WETTELIJK KADER

Bestrijdingsmiddelenwet

De Bestrijdingsmiddelenwet (1) heeft tot doel regels te stellen met betrekking tot de handel in en het gebruik van bestrijdingsmiddelen, zowel uit een oogpunt van deugdelijkheid voor het doel waarvoor zij bestemd zijn, als uit een oogpunt van veiligheid en gezondheid van de mensheid, en van dieren welke instandhouding gewenst is. De wijzigingswet (2) voegde aan dit doel toe in het bijzonder teneinde bij te dragen tot een betere bewaking van het leefmilieu van mens, dier en plant tegen ongunstige invloeden. Deze wijziging is dus met name gericht op een scherpere bewaking van de bestrijdingsmiddelen die op de markt worden gebracht.

De toelating van bestrijdingsmiddelen wordt beoordeeld door de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen (CTB), overeenkomstig de regels van de Bestrijdingsmiddelenwet. In de commissie zijn vertegenwoordigd de Ministeries van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur, Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Verkeer en Waterstaat en Sociale Zaken en Werkgelegenheid.

Wet bodembescherming

De Wet bodembescherming (3) beoogt de verschillende gebruiksmogelijkheden van de bodem te behouden voor de toekomst. Bij het realiseren van deze doelstelling door middel van algemene regels wordt onderscheid gemaakt in een algemeen beschermingsniveau en een bijzonder beschermingsniveau. Het algemeen beschermingsniveau geldt voor het gehele land. Met het bijzondere beschermingsniveau wordt, gelet op het specifieke gebruik van de bodem op dit moment, beoogd in aanvulling op het algemeen beschermingsniveau in bepaalde gebieden een extra bescherming te realiseren. De wet maakt daarbij onderscheid tussen bodem- en grondwaterbeschermingsgebieden.

Onder de "bodem" wordt in het kader van de Wet bodembescherming verstaan het vaste deel van de aarde met de zich daarin bevindende vloeibare en gasvormige bestanddelen en organismen. Uitgangspunt van de Wet is het handhaven en herstellen van de "multifunctionaliteit" van de bodem. Het Voorlopig Indicatief Meerjarenprogramma Bodem 1984-1988 (4) vermeldt hierover het volgende: "Vanuit het principe van de multifunctionaliteit dient de bodem in beginsel de potentie te behouden om zijn verschillende mogelijke functies naar behoren te kunnen blijven vervullen". Het multifunctionaliteitsprincipe houdt in dat de wijze waarop de bodem thans wordt gebruikt geen belemmering mag vormen voor een andersoortig gebruik in de toekomst. Dit betekent dat effecten van het huidige gebruik die een overgang naar een andere vorm van bodemgebruik zouden kunnen belemmeren binnen een redelijke termijn moeten kunnen verdwijnen. In de Memorie van Toelichting bij het Voorontwerp van Wet inzake de bodemverontreiniging, de voorloper van de huidige Wet bodembescherming (5), werd gesteld "dat een bodem verontreinigd is wanneer zijn fysische, chemische en biologische eigenschappen door menselijk toedoen of andere oorzaken zodanig zijn veranderd dat hij minder geschikt is geworden voor enig gebruik waartoe hij voordien kon worden gebezigd". Uit deze definitie blijkt dat het principe van de multifunctionaliteit reeds vanaf 1971 uitgangspunt is van de bodembescherming.

Tevens is er in de Wet bodembescherming sprake van de zogenaamde "zorgplicht": "Ieder die op of in de bodem handelingen verricht (...) en die weet of redelijkerwijs had kunnen vermoeden dat door die handelingen de bodem kan worden verontreinigd of aangetast, is verplicht alle maatregelen te nemen die redelijkerwijs van hem kunnen worden gevergd, teneinde die verontreiniging of aantasting te voorkomen, dan wel indien die verontreiniging of aantasting zich voordoet, deze zoveel mogelijk te beperken en de gevolgen daarvan zoveel mogelijk te beperken en on-

gedaan te maken " (einde citaat) Dit houdt in dat iedere bodemgebruiker de zorg heeft de aantasting van de bodem met inbegrip van het grondwater, en de in de bodem voorkomende organismen, zo veel mogelijk te beperken

Voor de bestrijdingsmiddelenproblematiek hebben de uitgangspunten van de Wet bodembescherming twee belangrijke gevolgen

- 1 De overgang van landbouwgebied naar andere vormen van gebruik (bijvoorbeeld natuurgebied) moet binnen een redelijke termijn mogelijk blijven
- 2 Van degenen, die de bodem landbouwkundig gebruiken mag een zekere, uiteraard binnen de grens van het mogelijke, zorgplicht voor het bodemleven worden verwacht

HUIDIGE BEOORDELING BIJ DE TOELATING VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN

De Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen (CTB) beoordeelt de bestrijdingsmiddelen aan de hand van gegevens over de stof zelf en de van belang geachte omzettingen in de verschillende milieucompartimenten. De toelatingscriteria kunnen als volgt worden samengevat

- 1 Er moet redelijke zekerheid bestaan, dat het middel deugdelijk is voor het doel, waarvoor het is bestemd
- 2 Tevens moet de redelijke zekerheid bestaan, dat bij voorgeschreven of aan te bevelen gebruik geen schadelijke nevenwerkingen zullen optreden

De wet verstaat onder schadelijke nevenwerkingen het volgende (6)

- het schaden van de volksgezondheid,
- het in gevaar brengen van de veiligheid van degenen, die het middel toepast,
- het schaden van de hoedanigheid van eet- en drinkwaren,
- het schaden van het produktievermogen van de bodem,
- het schaden van planten of dieren waarvan de instandhouding gewenst is,
- het schaden van bodem, water en lucht in een mate, die niet aanvaardbaar is

De gegevens, op grond waarvan de beoordeling plaatsvindt, zijn onder te verdelen in

- A algemene inlichtingen,
- B gegevens over het gebruik,
- C gegevens over het geformuleerde bestrijdingsmiddel,
- D gegevens over de werkzame stof(fen),
- E gegevens over de giftigheid van het middel, respectievelijk het werkzame bestanddeel voor mensen, alsmede diagnostische en therapeutische gegevens,
- F gegevens over metabolisme in de plant en gegevens over residuen,
- G gedrag van het middel en zijn omzettingsprodukten in grond, water en lucht,
- H giftigheid voor in het milieu voorkomende organismen

De informatie heeft in eerste instantie betrekking op de werkzame stof en de van belang geachte omzettingsprodukten en moet door de fabrikant van het middel worden verstrekt. Een gedeelte van de gegevens dient verplicht te worden overhandigd. Andere informatie dient alleen te worden verschaft indien de aard of het gebruik van de stof daartoe aanleiding geeft. Voorts kan de commissie, indien nodig en met redenen omkleed, om bepaalde (vastgestelde) aanvullende informatie vragen. Voor middelen die gebaseerd zijn op een al toegelaten werkzame stof kan met minder gegevens worden volstaan.

Het komt er op neer dat voor een nieuw bestrijdingsmiddel (nieuwe werkzame stof) de onderdelen A tot en met D (zie hierboven) altijd beantwoord moeten worden, van de onderdelen E tot en met H moet altijd een standaardreeks vragen beantwoord worden. Op basis van de antwoorden kan om verdere (meer specifieke) informatie worden verzocht. Dit kan bijvoorbeeld afhangen van in welk milieucompartiment de stof mogelijk terecht komt.

Aan een aantal onderzoeksmethoden die aan de te overhandigen gegevens ten grondslag liggen worden bepaalde voorwaarden gesteld. In andere gevallen wordt of een keuzemogelijkheid geboden of een voorkeur aangegeven. In weer andere gevallen is de onderzoeksmethode vrij.

Wijziging van deze door de overheid verlangde gegevens kan optreden ten gevolge van veranderende wetenschappelijke inzichten of accenten.

In het kader van dit advies is het van belang nadere aandacht te besteden aan de volgende categorieën van gegevens, die thans bij de toelating van bestrijdingsmiddelen een rol spelen.

a) gegevens over het gedrag van stoffen in de bodem

Deze gegevens hebben betrekking op de routes volgens welke de omzettingsprocessen verlopen, de snelheid van de omzettingsprocessen en de mobiliteit van de stoffen in de bovenste laag van de bodem (meestal de bovenste meter of de zone tot aan de grondwaterspiegel). De gegevens over omzettingsprocessen moeten gebaseerd zijn op onderzoek in tenminste 2 grondsoorten. De gegevens over mobiliteit moeten voor tenminste 3 uiteenlopende grondsoorten worden overhandigd. Momenteel staat het aantal gronden waarin de omzettingsprocessen en de mobiliteit onderzocht moeten worden ter discussie binnen de CTB, en is er wellicht een aanpassing te verwachten, in die zin dat er in meer grondsoorten onderzoek moet worden verricht (Van der Linden & Linders, RIVM, *mondelinge mededeling*). Voorts moet worden aangegeven welk percentage van de residuen als grondgebonden residu kan worden beschouwd. In bepaalde gevallen kunnen aanvullende gegevens worden gevraagd over de invloed van temperatuur, en van anaerobe omstandigheden, over fotochemische omzettingen en het gedrag onder de bewortelingszone, over interactie tussen verschillende stoffen en over onderzoek onder veldomstandigheden.

b) gegevens met betrekking tot (bodem)organismen

In verband met de giftigheid van bestrijdingsmiddelen voor in het milieu voorkomende organismen (waarvan de instandhouding gewenst is) worden gegevens gevraagd over de toxiciteit voor vogels, waterorganismen (als het middel in het water terecht komt) en soms voor bijen. Als het middel in een geïntegreerd bestrijdingsprogramma kan worden gebruikt, moeten ook gegevens over de toxiciteit voor andere nuttige insecten en mijten worden verstrekt, waarvan de instandhouding gewenst is en voor zover deze in de toepassings situatie in het geding zijn.

Met betrekking tot de toxiciteit voor bodemdieren worden gegevens gevraagd over de toxiciteit van de bestrijdingsmiddelen voor regenwormen. Het toxiciteitsonderzoek dient bij voorkeur te worden uitgevoerd met de regenworm *Eisenia foetida* voor de bepaling van de acute* toxiciteit en *E. foetida* of *Lumbricus rubellus* voor de

* Acute toxiciteit kortdurend onderzoek naar de effecten van de stof op de overleving, in het geval van regenwormen 14 dagen. Subacute toxiciteit langer durend onderzoek naar de effecten van de stof op overleving, groei en reproductie, in dit geval 14 - 28 dagen.

bepaling van de sub-acute toxiciteit Het gebruik van een andere regenwormsoort is toegestaan

Voor bodemmicroflora worden voor bodembehandelingsmiddelen mogelijke neveneffecten van bestrijdingsmiddelen getoetst aan storingen in het nitrificatie proces

Beoordeling

De hierboven genoemde gegevens vormen slechts een hulpmiddel bij de beoordeling van de toelating van de middelen De beoordeling berust enerzijds op het oordeel van de deskundigen ("expert judgement") van de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen, anderzijds is er een aantal criteria vastgesteld in de Bestrijdingsmiddelenwet (1) en in de Notitie "Persistentie van residuen van bestrijdingsmiddelen in de bodem" (7) Uit deze Notitie blijkt dat persistentie van een bestrijdingsmiddel op zichzelf al voldoende reden is om het middel niet toe te laten, dan wel het gebruiksgebied zoveel mogelijk te beperken Met name gebeurt dit indien er alternatieven zijn, of als de persistentie gepaard gaat met andere ongunstige eigenschappen (mobiliteit, toxiciteit of bioaccumulatie) Binnen de CTB wordt momenteel gewerkt aan optimalisering van de beoordeling, met name met betrekking tot uitspoeling van bestrijdingsmiddelen

Over de toelatingsprocedure is op 27 april 1988 een workshop "Toelating", georganiseerd door het Centrum voor Milieukunde te Leiden (8) Het commentaar op de toelatingsprocedure spitte zich toen vooral toe op het karakter van de toetsen ("single species"), dat niet relevant genoeg werd geacht voor de veldsituatie en op de gebruikte toetsorganismen Er worden immers alleen organismen getoetst die nuttig zijn voor de landbouw en er wordt niet gekozen op grond van de mate van blootstelling van deze en andere organismen Verder hebben de toetsen geen ecologische achtergrond en zijn er met name voor het terrestrische milieu te weinig toetsen voorhanden

Als algemeen kritiekpunt kwam onder andere naar voren dat de toelatingsprocedure als geheel erg ondoorzichtig is "Het is niet duidelijk waarop beslissingen zijn gebaseerd, vaak lijken beslissingen een sterk ad hoc karakter te hebben Op veel plaatsen wordt de wens tot standaardisatie geuit" Zie voor de overige kritiekpunten bijlage 2

De commissie kan de meeste op de workshop naar voren gebrachte kritiekpunten onderschrijven

In de Notitie "Milieucriteria ten aanzien van stoffen ter bescherming van bodem en grondwater" (9), ook wel de Notitie Milieucriteria genoemd worden milieucriteria voorgesteld voor de toelating van bestrijdingsmiddelen. Deze criteria worden gemotiveerd op grond van nadelige effecten van bestrijdingsmiddelen en de mate van blootstelling aan bestrijdingsmiddelen. De criteria op grond van nadelige effecten zijn onderwerp van dit advies en moeten nog nader worden ingevuld. Ten aanzien van de blootstelling aan bestrijdingsmiddelen zijn de volgende criteria (1 tot en met 3) voorgesteld

- 1 De mate van persistentie van bestrijdingsmiddelen wordt in de Notitie Milieucriteria uitgedrukt als de DT₅₀ (disappearance time of 50 %) De DT₅₀ van bestrijdingsmiddelen wordt volgens de Notitie Milieucriteria vastgesteld onder aerobe omstandigheden, waarbij uitspoeling en vervluchtiging moeten worden uitgesloten. Tevens blijkt uit de gekozen formulering dat het afnemen van extraheerbaar bestrijdingsmiddel in de bodem door de vorming van grondgebonden residuen in de Notitie als een verdwijnpост wordt beschouwd. Bij de DT₅₀ van een bestrijdingsmiddel wordt er van uit gegaan dat er sprake is van een eerste orde exponentiele daling van de concentratie van het bestrijdingsmiddel, die onder standaardcondities is vastgesteld. Geconstateerde afwijkingen van de eerste orde afbraak worden overigens wel vermeld in de toelatingsprocedure.
Een DT₅₀ van 0,5 tot 1 maand wordt als een veilige grens beschouwd. Is de DT₅₀ langer dan twee maanden, dan wordt de stof als te persistent beschouwd voor toelating. Indien via aanvullende informatie over uitspoeling, accumulatie of verdamping kan worden aangetoond dat de verwachte concentraties geen aanleiding kunnen geven tot problemen, dan is alsnog toelating aanvaardbaar, zij het met stringente beperkingen ter zake van de toepassing.
- 2 Voor de uitspoeling geldt het uitgangspunt dat het grondwater in een multifunctionele bodem voor wat betreft de bestrijdingsmiddelen moet voldoen aan de norm uit de EG-richtlijn voor drinkwater. Deze bedraagt voor bestrijdingsmiddelen 0,1 µg per liter per stof en 0,5 µg per liter voor alle bestrijdingsmiddelen samen. In de Notitie wordt gesteld dat uit het multifunctionaliteitsbeginsel volgt dat in principe alle delen van de Nederlandse bodem waar drinkwater deel uitmaakt van de mogelijke bodemfuncties, de aangegeven bescherming verdienen. Voor de beoordeling van de mate van uitspoeling naar het ondiepe grondwater is een simulatiemodel opgesteld. In het beleid wordt

aan voorkoming respectievelijk terugdringing van de verontreiniging van het grondwater hoge prioriteit gegeven, waarbij doel is binnen vijf jaar de uit oogpunt van grondwaterbescherming belangrijkste bestrijdingsmiddelen stapsgewijze te saneren

- 3 Een derde criterium in de Notitie Milieucriteria, dat aansluit op het boven genoemde, is de accumulatie van bestrijdingsmiddelen in de bodem. Immers, stoffen die volgens eerder genoemde criteria niet als te persistent worden aangemerkt kunnen als gevolg van een frequent gebruik of door hoge doseringen toch in de bodem accumuleren. Het evenwichtsniveau dat daarbij ontstaat, mag twee jaar na de beëindiging van de toepassing niet zodanig zijn dat de multifunctionaliteit van de bodem is aangetast. Dit houdt in dat de evenwichtsconcentratie maximaal gelijk mag zijn aan de concentratie die binnen twee jaar door afbraak kan afnemen tot een concentratie waarbij geen als nadelig te waarden effecten meer optreden.

INTERNATIONALE ONTWIKKELINGEN

Internationaal staan ecologische effecten van toxische chemicaliën waaronder bestrijdingsmiddelen in de belangstelling. De recentelijk gehouden workshop van de OECD over "ecological effects assessment", met als doel de uitwisseling van ervaringen van de lidstaten enerzijds en de totstandkoming van suggesties voor nieuwe benaderingen anderzijds, getuigt hiervan (10). Ter voorbereiding van de workshop heeft de OECD een enquête gehouden onder de lidstaten (11).

De verschillende landen hebben elk een andere benadering van ecologische effecten van bestrijdingsmiddelen. Sommige landen maken onderscheid tussen bestrijdingsmiddelen en andere industriële chemicaliën, andere landen doen dit niet. In het algemeen wordt onderscheid gemaakt in de benadering van neveneffecten op aquatische ecosystemen en op overige ecosystemen. Soms worden blootstellingsroutes en effecten afzonderlijk beoordeeld. Voor zover ecologische effecten (al dan niet bindend) bij de beoordeling van chemicaliën worden betrokken zijn toxiciteit, persistentie en (bio-)accumulatie ook internationaal gezien belangrijke criteria.

Voor de inventarisatie van blootstellingsroutes van bestrijdingsmiddelen via de bodem heeft Canada bijvoorbeeld een gedifferentieerde richtlijn die het mogelijk

maakt om alle beschikbare kennis bij de beoordeling te betrekken (12) Met name is hier opvallend dat de omstandigheden waaronder de middelen worden toegepast (gebruik, grondsoort etc) mede bepalend zijn voor de manier van toetsen en dat het veldonderzoek een belangrijke plaats inneemt Adsorptie, uitspoeling en transport van bestrijdingsmiddelen en residuen vormen belangrijke aandachtspunten Tevens zijn gegevens over biotransformatie in de richtlijn opgenomen De beoordeling van de resultaten van het onderzoek berust in Canada op expert judgement en niet op vaste milieucriteria

In de Verenigde Staten wordt onder meer toegewerkt naar een risico analyse met een indeling van bestrijdingsmiddelen in middelen zonder restricties, middelen met bepaalde randvoorwaarden voor het gebruik en middelen die vanwege hun risico's onacceptabel zijn (13) Daarin worden gegevens over toxicologische risico's vergeleken met gegevens over blootstellingsrisico's Voorts wordt bij de beoordeling informatie betrokken over het gebruik van de middelen zoals de frequentie en de manier van toepassing maar ook de potentieel geografische spreiding en locatiekenmerken van het gebruik

De lidstaten constateerden in de OECD-workshop dat voor de beoordeling van effecten van chemische stoffen op ecosystemen een behoefte bestaat aan de ontwikkeling van methoden voor de voorspelling en kwantificering van chemische blootstelling, inclusief de effecten daarvan De integratie van functies en de structuur van ecosystemen vragen daarbij nadere aandacht In praktijk worden de chemicalien getest op enkele soorten organismen, alleen af en toe worden ook toetsen uitgevoerd op hogere biologische organisatieniveaus

Voor een nauwkeurige voorspelling van de effecten van verspreiding van chemicalien op ecosystemen met behulp van risico analyses bestaan nog veel onzekerheden Deze liggen onder meer op de volgende terreinen.

- de extrapolatie van acute toxische effecten naar chronische effecten,
- de extrapolatie van de ene soort naar de andere en naar groepen organismen,
- de extrapolatie van laboratoriumgegevens naar veldomstandigheden,
- een nauwkeurige vaststelling van de blootstelling

Een internationale databank zou, zoals vermeld in het verslag van de workshop van de OECD, dan ook een welkome ontwikkeling zijn

In EG-verband wordt gewerkt aan de ontwikkeling van criteria voor een classificatie van milieugevaarlijke stoffen op basis van hun intrinsieke eigenschappen (14)

Het voorstel voor classificatie richt zich op acuut of chronisch gevaar voor de structuur of het functioneren van ecosystemen. Beoordeling van de mate van gevaar dient gebaseerd te zijn op gegevens over de toxiciteit, de persistentie en de potentie tot accumulatie van de stoffen.

Vooralsnog berust het merendeel van de gegevens over ecologische effecten op proeven met enkele soorten. Ook hier wordt onderscheid gemaakt in effecten op aquatische organismen en effecten op de overige organismen. Effecten op de laatstgenoemde categorie zijn minder ver uitgewerkt. De benadering van de begripsomschrijving "gevaar voor het milieu" verschilt overigens nog bij de verschillende lidstaten, met name voor "verdachte stoffen".

CONCLUSIES

De commissie constateert dat in de huidige toelatingscriteria vooral wordt uitgegaan van de bestrijdingsmiddelen zelf en het te verwachten gedrag ervan in de bodem. De beoordeling geschiedt per stof, zonder dat rekening gehouden wordt met de effecten van simultane toepassing van verschillende middelen. Over het actuele gedrag in samenhang met de eigenschappen van de bodem is nog veel onbekend. Dit geldt ook voor de daadwerkelijke blootstelling van organismen aan bestrijdingsmiddelen.

De beoordeling van de blootstellingsroutes van bestrijdingsmiddelen is in Nederland nog maar matig ontwikkeld (via de compartimenten). De doelgerichte wijze waarop in Canada gegevens worden verzameld over mogelijke blootstellingsroutes van bestrijdingsmiddelen zou ook in Nederland navolging verdienen.

Een beschouwing over het belang van blootstellingsroutes in aanvulling op informatie over effecten is eveneens noodzakelijk om van een beoordelingssysteem van stoffen tot een beoordeling van concrete milieurisico's te komen.

Bij de beoordeling van bestrijdingsmiddelen wordt, ten aanzien van het gedrag van de stoffen in de bodem, een breed scala aan gegevens gevraagd. Een juiste beoordeling wordt echter mede bepaald door de mate van detail waarnaar de gegevens worden aangereikt en door de afstemming en interpretatie van de informatie. Voor de totale beoordeling wordt altijd een "minimum pakket" aan informatie gevraagd. Dit is een belemmering voor het systematische verzamelen van gegevens over bestrijdingsmiddelen en het systematisch beoordelen daarvan. Er wordt pas om

extra informatie verzocht als de eerder gevraagde informatie daar aanleiding toe geeft. Dit systeem is vriendelijk voor de fabrikant van het middel, maar wellicht onvriendelijk voor het milieu, omdat er geen garantie is dat het "minimum pakket" alle mogelijke (milieu)gevaarlijke eigenschappen opspoor

De commissie realiseert zich dat het meer systematisch verzamelen van gegevens over bestrijdingsmiddelen (en in het algemeen het uitbreiden van het aantal benodigde gegevens) leidt tot grotere financiële investeringen om een bestrijdingsmiddel op de markt te brengen. Dit kan een belemmering zijn om met name selectief werkende middelen op de markt te brengen. Deze middelen hebben als voordeel dat ze minder nevenwerking hebben op andere bodemorganismen dan de doelsoort. Omdat selectieve middelen om die reden vaak een kleiner toepassingsgebied hebben, kan de investering om door de toelatingsprocedure te komen te hoog zijn of het middel te duur worden om te kunnen concurreren met breedwerkende middelen. Als de overheid het ontwikkelen en gebruik van selectieve middelen wil stimuleren, dan zal dit met financiële middelen ondersteund moeten worden.

Als uitgangspunten voor de beoordeling van de mate van gevaar voor ecosystemen worden (ook internationaal) criteria als toxiciteit, persistentie en accumulatie genoemd. De gedachtenvorming hierover in Nederland wijkt dan ook in dit opzicht niet af van de internationale ontwikkelingen. De beoordeling van "de mate van gevaar voor het milieu" is echter in de Verenigde Staten en in Canada verder uitgewerkt. Daarin wordt de wijze van toepassing en de omvang van het gebruik en de geografische spreiding expliciet in beschouwing genomen. In de meeste landen blijft de beoordeling echter beperkt tot een aantal stofgerichte criteria.

LITERATUUR

- 1 Bestrijdingsmiddelenwet, 1962 Staatsblad 1962, 288
- 2 Wijzigingswet van de Bestrijdingsmiddelenwet, 1975 Staatsblad 1975, 381
- 3 Wet bodembescherming, 1986, Staatsblad 1986, 374.
- 4 Voorlopig Indicatief Meerjarenprogramma Bodem 1984-1988, 1983 Tweede Kamer, zitting 1982-1983, 17600 hoofdstuk XI, nr. 130.

- 5 Voorontwerp Wet inzake de Bodemverontreiniging, 1971 Volksgezondheid, verslagen en mededelingen 18
- 6 Toelichting op aanvraagformulier A voor toelating van bestrijdingsmiddelen, 1985
- 7 Notitie "Persistentie van residuen van bestrijdingsmiddelen in de bodem", 1985 VROM, L&V
- 8 Canters, K J, G R de Snoo, F M W de Jong & J van der Linden, 1989 Neven-effecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische evertibraten en aquatische fauna CML-mededeling 46, Leiden
- 9 Notitie "Milieucriteria ten aanzien van stoffen ter bescherming van bodem en grondwater", 1989 VROM en L&V
- 10 Report of the OECD workshop on ecological effects assessment, 1989 Environment Monographs No 26
- 11 OECD Workshop on ecological effects assessment, 1988 Questionnaire, Replies received from member countries
- 12 Agriculture Canada, Environment Canada and Department of Fisheries and Oceans, 1987 Guidelines for registration of pesticides in Canada
- 13 Office of Pesticide Programs Environmental Protection Agency, United States environmental protection agency, 1988 Risk assessment for pesticides
- 14 Ad hoc sub-group "Classification of substances and preparations as dangerous for the environment", 1989 Draft minutes of the 3rd meeting of the Ad-hoc sub-group

3 FYSISCH-CHEMISCHE ASPECTEN VAN HET GEDRAG VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN IN DE BODEM

INLEIDING

De mate waarin nadelige neveneffecten ten gevolge van gebruik van bestrijdingsmiddelen optreden bij (bodem)organismen is niet alleen afhankelijk van de toxiciteit van het middel. Ook de intensiteit en de duur van het contact met het bestrijdingsmiddel, samengevat onder het begrip blootstelling, zijn mede bepalend voor de ernst van het neveneffect. De blootstelling hangt in belangrijke mate af van de milieuchemische eigenschappen van het middel. Met name de verdeling van het bestrijdingsmiddel over de bodemcompartimenten (vaste fase, vloeibare fase en gasfase) is van belang.

Kennis van bodemprocessen en bodemkenmerken kunnen inzicht geven in het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem. Belangrijke aspecten zijn omzetting en mobiliteit, vooral in verband met het risico van uitspoeling naar het grondwater, en de persistentie, in verband met de herstelmogelijkheden van bodemecosystemen nadat het bestrijdingsmiddel zijn werk heeft gedaan. Bovendien vormt ook accumulatie een belangrijke factor in verband met mogelijke overschrijding van de referentiewaarden voor bestrijdingsmiddelen uit het Milieuprogramma 1988-1991 (1).

Inzicht in het gedrag van stoffen in de bodem in termen van de deelprocessen die het gedrag beïnvloeden kan worden verkregen door een stof te bestuderen onder geconditioneerde omstandigheden. Uit dergelijk onderzoek is een aantal deelprocessen naar voren gekomen, die in de volgende paragraaf zullen worden besproken. Bij een aantal van deze processen kunnen grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen ontstaan. De milieuhygenische risico's van grondgebonden residuen zullen worden besproken in relatie tot het toelatingsbeleid van bestrijdingsmiddelen. Om uitspraken

te kunnen doen ten aanzien van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem, moeten de verkregen inzichten in de afzonderlijke deelprocessen geïntegreerd worden beschouwd. Wiskundige modellen die de deelprocessen in hun onderlinge samenhang beschrijven kunnen hierbij van dienst zijn. Het door Van der Linden en Boesten (2) ontwikkelde model is een voorbeeld van een dergelijk wiskundig model.

Het geobserveerde gedrag van stoffen in een ingewikkeld systeem als een grondkolom kan voor een groot deel worden verklaard en voorspeld met simulatiemodellen. Het is echter gebleken dat dergelijke modellen de mobiliteit en de persistentie van stoffen in veldsituaties nog onvoldoende kunnen voorspellen. Dit is een gevolg van de intrinsieke heterogeniteit van de bodem in veldomstandigheden. Nu een redelijk inzicht is verkregen in de afzonderlijke deelprocessen die het gedrag van stoffen in de bodem bepalen, en de samenhang tussen de deelprocessen kan worden aangegeven met behulp van modelberekeningen, worden methoden ontwikkeld om deze inzichten te vertalen naar reële bodemsystemen. Eén van deze methoden, gebaseerd op stochastiek, zal in een volgende paragraaf nader worden toegelicht. Voorbeeldberekeningen laten zien welke effecten van bodemheterogeniteit kunnen worden verwacht.

GEDRAG VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN IN DE BODEM

Als bestrijdingsmiddelen op de bodem worden gebracht, zijn ze onderhevig aan een aantal processen die het uiteindelijke gedrag bepalen. Naast vastlegging van de verbinding aan de vaste fase van de bodem, chemische en (micro)biologische afbraak tot doorgaans verminderd toxische verbindingen, vervluchtiging via de gasfase naar de atmosfeer, en transport naar het grondwater onder invloed van de waterbeweging in de bodem, worden al deze processen op zich ook weer bepaald door stof- en bodemkenmerken. In het hierna volgende zullen de verschillende bodemprocessen kort worden toegelicht, en wordt aangegeven hoe stof- en bodemkenmerken het uiteindelijke gedrag van bestrijdingsmiddelen beïnvloeden. Daarna zal worden geprobeerd de verschillende processen in samenhang te beschouwen.

Sorptie

Bestrijdingsmiddelen kunnen adsorberen aan de vaste fase van de bodem, waardoor de mobiliteit sterk vermindert. De chemische eigenschappen van zowel het bestrijdingsmiddel als van de bodemdeeltjes bepalen de mate van sorptie en - daarmee samenhangend - de biologische activiteit en mobiliteit van de stof. Vooral organische stof (humus) en kleimineralen spelen een belangrijke rol. Omdat kleimineralen een negatieve oppervlaktelading bezitten, adsorberen vooral positief geladen bestrijdingsmiddelen. In aanwezigheid van organische stof wordt deze negatieve lading vaak afgeschermd door humusmoleculen. Sorptie aan organische stof wordt dan belangrijker. Twee bindingsmechanismen zijn in dit kader van belang: chemisorptie en fysisorptie. Bij fysisorptie accumuleert een stof aan organische stof als gevolg van hydrofobe en electrostatische interacties tussen het bestrijdingsmiddel en humusmoleculen. Dergelijke verbindingen zijn doorgaans reversibel. Bij chemisorptie gaan reactieve groepen op het bestrijdingsmiddelmolecuul chemische reacties aan met humusachtige verbindingen. Op deze manier kunnen zogenaamde grondgebonden residuen ontstaan. Het bestrijdingsmiddel kan niet worden geëxtraheerd met oplosmiddelen die de chemische structuur van deze residuen niet in ernstige mate veranderen. (3) Het bestrijdingsmiddel kan nog wel als zodanig aanwezig zijn in de bodem, maar is (bijna) irreversibel gebonden aan de vaste fase van de bodem. De mate van sorptie van een stof aan een bepaalde bodem kan worden uitgedrukt als een verdelingscoëfficiënt, K , die de verhouding aangeeft tussen de hoeveelheid die is geadsorbeerd en de hoeveelheid in oplossing. Omdat vooral de organische stof fractie van de bodem een belangrijke invloed uitoefent op de sorptie, wordt deze verdelingscoëfficiënt vaak gecorrigeerd voor het organisch stofgehalte van de bodem en genoteerd als K_{om} .

Transformatie

Onder veldomstandigheden is biologische degradatie door micro-organismen verreweg het belangrijkste transformatieproces. De afbraaksnelheid van een bestrijdingsmiddel is afhankelijk van vele factoren, maar het is gebleken dat de aanname van een eerste orde afbraak kinetiek doorgaans voldoet. In praktijk kunnen zich echter afwijkingen van de eerste orde afbraak voordoen (Vonk, TNO, *mondelijke mededeling*), die zowel een hogere als een lagere afbraaksnelheid laten zien. Voor veel bestrijdingsmiddelen geldt dat de afbraak volgens een eerste orde reactie ver-

loopt totdat 80 - 90 % van de dosering is omgezet, daarna verloopt de afbraak langzamer (Van Gestel, RIVM, *schriftelijke mededeling*)

Afbraaksnelheden worden onder standaardcondities vastgesteld in het laboratorium. Afwijkingen ten opzichte van de veldsituatie kunnen ontstaan doordat in het laboratorium met andere microbiele populaties wordt gewerkt en bij constante vocht en temperatuur omstandigheden.

Afbraaksnelheden van bestrijdingsmiddelen worden vaak bij hogere concentraties vastgesteld dan de concentraties die voor de praktijk van belang zijn. Andere dan eerste orde afbraakmodellen, bijvoorbeeld volgens Michaelis-Menten kinetiek, vereisen echter gedetailleerde experimentele waarnemingen bij lage concentraties. Om meettechnische redenen is dit vaak niet mogelijk.

De meeste bacteriën kunnen een bestrijdingsmiddel alleen in opgeloste vorm afbreken. In sommige gevallen is echter geconstateerd dat micro-organismen ook geadsorbeerde bestrijdingsmiddelen kunnen afbreken. Het is nog onduidelijk via welk mechanisme afbraak van geadsorbeerde verbindingen tot stand komt. Geadsorbeerde verbindingen kunnen dus niet automatisch worden beschouwd als niet-biologisch beschikbare stoffen. Naast biologische transformatie kan ook chemische transformatie optreden. In humus komen vele organische verbindingen voor met reactieve zijketens. Deze reactieve groepen kunnen chemische reacties aangaan met vele bestrijdingsmiddelen. Omzettingsproducten van bestrijdingsmiddelen zijn doorgaans verminderd toxisch en vertonen een ander sorptiegedrag. De intermediaire verbindingen die ontstaan bij zowel biologische omzetting als chemische transformatie kunnen worden gebruikt bij de opbouw van celmateriaal door het micro-organisme, maar ze kunnen ook reageren met humusverbindingen, en zo deel uit gaan maken van de organische stof fractie. De op deze wijze vastgelegde hoeveelheid residuen van bestrijdingsmiddelen wordt ook beschouwd als grondgebonden.

Vervluchtiging

Naast sorptie en transformatie bestaat een derde mechanisme dat het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem bepaalt, namelijk vervluchtiging. De mate van vervluchtiging wordt uiteraard bepaald door de vluchtigheid van de verbinding, maar daarnaast spelen ook bodemeigenschappen en de methode van toediening een rol. De methode van toediening bepaalt de verspreiding van de verbinding in de bodem in eerste instantie en daarmee de mogelijkheden reacties aan te gaan. De diepte van inbrengen, samen met de structuur van de bodem, bepalen vervolgens de

weglengte van transport naar het bodemoppervlak. Hoe langer deze weg, hoe meer mogelijkheden er voor de betreffende verbinding zijn om reacties aan te gaan met reactieve oppervlakken van bodemdeeltjes. De kans dat de verbinding wordt afgebroken door micro-organismen neemt eveneens toe. Naast deze aspecten zijn ook temperatuur, vochtgehalte van de bodem, ruwheid van en windsnelheid aan het oppervlak van belang. Vervluchtiging, transformatie en de vorming van grondgebonden residuen zorgen tezamen voor het verdwijnen van bestrijdingsmiddelen uit de bodem, zoals dit wordt gemeten met gangbare extractiemethoden. Deze verdwijnsnelheid wordt vaak uitgedrukt met de term DT_{50} (disappearance time of 50 %), waarmee een eerste orde kinetiek voor de eerdergenoemde processen wordt verondersteld.

Transport

Dat deel van de bestrijdingsmiddelen dat in de bodemoplossing aanwezig is, kan worden getransporteerd naar diepere bodemlagen. Als gevolg van het neerslagoverschot in Nederland is doorgaans sprake van een neerwaartse flux onder invloed van infiltratie van regenwater aan het bodemoppervlak. De snelheid waarmee dit gebeurt is afhankelijk van de waterdoorlatendheid van de bodem en de neerslagintensiteit. Diffusie en dispersie veroorzaken een spreiding van het infiltrerende concentratiefront. Voor relatief homogene grondkolommen zijn deze factoren doorgaans in voldoende mate te kwantificeren. Echter, voor veldbodems moet rekening worden gehouden met bodemheterogeniteit, zowel in bodemfysische als bodemchemische zin. Deze aspecten worden in een volgende paragraaf (Bestrijdingsmiddelen en bodemheterogeniteit) nader uitgewerkt.

Het deel van de bestrijdingsmiddelen dat is gesorbeerd aan de bodem kan ook worden getransporteerd door bijvoorbeeld ploegen, bioturbatie en afbrokkelende scheuren.

Accumulatie

Accumulatie in de bouwvoor is afhankelijk van de aanvoer- en afvoersnelheid van het bestrijdingsmiddel. De toename van de hoeveelheid bestrijdingsmiddel in de tijd in de bouwvoor kan als volgt worden beschreven:

$$\frac{dC}{dt} = a - bC \quad (1)$$

Hierin is C de concentratie in de bouwvoor a is de aanvoersnelheid van het middel Deze is afhankelijk van de gebruikte doses en de frequentie van toepassing en is als gevolg daarvan tijdsafhankelijk b is de afvoersnelheidsconstante De afvoersnelheid wordt bepaald door de mate van vervluchtiging, uitspoeling en afbraak van het bestrijdingsmiddel, en is, zeker onder veldomstandigheden, ook een functie van de tijd Als a en b , uitgedrukt als jaargemiddelden, constant worden verondersteld, kan op eenvoudige wijze de evenwichtsconcentratie in de bouwvoor worden berekend Er wordt vanuit gegaan dat vervluchtiging, uitspoeling en afbraak recht evenredig zijn met de concentratie van het bestrijdingsmiddel

Bij evenwicht zijn de aanvoer- en afvoerterm van vergelijking 1 aan elkaar gelijk

$$\frac{dC}{dt} = 0 \rightarrow a = b \times C_s \Leftrightarrow C_s = \frac{a}{b} \quad (2)$$

In woorden, de evenwichtsconcentratie, C_s , is recht evenredig met de opname- of absorptiesnelheid en omgekeerd evenredig met de eliminatie constante, b

Als de afvoersnelheid alleen afhankelijk is van eerste orde afvoer processen, dan is b omgekeerd evenredig met de halfwaardetijd van de gezamenlijke afvoerprocessen van de stof volgens

$$t_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{b} \quad (3)$$

Onder deze voorwaarden is C_s , recht evenredig is met de halfwaarde tijd

De snelheid waarmee de evenwichtsconcentratie wordt bereikt blijkt alleen afhankelijk te zijn van de afvoersnelheid b van het middel en wordt dan beschreven door

$$\frac{C_s - C(t)}{C_s - C_0} = e^{-bt} \quad (4)$$

Uit het bovenstaande blijkt dat accumulatie snelheid bij constante, continue aanvoer afhankelijk is van de verdwijnsnelheid van een bestrijdingsmiddel. Tevens blijkt dat het evenwichtsniveau dat bereikt wordt recht evenredig is met de aanvoersnelheid en omgekeerd evenredig is met de verdwijnsnelheid. De verdwijnsnelheid is, zoals uit het voorafgaande is gebleken, afhankelijk van de verschillende milieuchemische eigenschappen van het middel.

In praktijk is er echter vaak sprake van een jaarlijkse eenmalige dosis die wordt toegepast. Uitgaande van een "schone" bodem wordt dan in één keer de beginconcentratie C_0 aangebracht. Na een jaar is hier nog van over

$$C = C_0 \times e^{-b}$$

Dan wordt een nieuwe dosis aangebracht, en na twee jaar is de concentratie in de bouwvoor

$$C = C_0 \times e^{-b} + C_0 \times e^{-2b}$$

Bij reële toepassingsdoses is de tweede term van bovenstaande vergelijking in het algemeen al te verwaarlozen ten opzichte van de eerste term, en zal het accumulatie-niveau na een jaar ongeveer gelijk blijven aan de concentratie die dan aanwezig is. De concentratie waarmee organismen in de loop van het jaar worden geconfronteerd ligt echter tussen de toepassingsdosis en het restniveau na een jaar. Hetgeen bij eenzelfde dosering op jaarbasis aanzienlijk hoger is dan de evenwichtconcentratie bij continudosering.

Gedrag als resultante van de verschillende deelprocessen

De relatieve bijdrage van al deze processen aan het uiteindelijke gedrag van bestrijdingsmiddelen wordt bepaald door eigenschappen van het bestrijdingsmiddel zelf (wateroplosbaarheid, polariteit, afbreekbaarheid, K_{om}), en door bodemkenmerken zoals de pH, het gehalte aan organische stof, de aard en hoeveelheid van de reactieve groepen aan humus, de hoeveelheid en samenstelling van kleimineralen, de bodemtemperatuur, zuurstofvoorziening en porositeit van de bodem, en het verloop van deze kenmerken in temporele en ruimtelijke zin. Bovendien spelen ook externe factoren een rol, zoals meteorologische omstandigheden en de methode, tijdstip, en hoeveelheid van toediening van het bestrijdingsmiddel.

De complexiteit van het gehele proces kan worden geïllustreerd met de wederzijdse effecten van gecombineerde sorptie, afbraak, en transport. Stoffen die niet adsorberen accumuleren niet in de bodem en bewegen zich in principe even snel als het infiltrerende water. De afbreekbaarheid van het bestrijdingsmiddel en de omstandigheden voor afbraak bepalen of het middel uiteindelijk zal uitspoelen of niet. Bij optimale omstandigheden voor (bio)transformatie en lage stroomsnelheid van het water bestaat een grotere kans op volledige afbraak dan bij verminderde afbreekbaarheid van de verbinding, of als de stroomsnelheid zo hoog is dat de stof snel uit de bouwvoor (de belangrijkste zone voor transformatie) verdwijnt. Daarom is een hoge mobiliteit (dus weinig sorptie) niet te prefereren.

In geadsorbeerde vorm zijn de stoffen niet mobiel, en doorgaans ook niet beschikbaar voor afbraakprocessen. Bij reversibele sorptie, uitgaande van evenwicht tussen vaste en vloeibare fase, kan de geadsorbeerde hoeveelheid worden gezien als een buffer, die de stof langzaam aanlevert aan de bodemoplossing, waar gestage afbraak kan optreden. In dergelijke gevallen is sorptie dus een gunstig proces waarbij uitspoeling wordt geminimaliseerd en tevens (bijna) volledige afbraak van het bestrijdingsmiddel optreedt. Als het sorptie evenwicht echter zodanig is dat de concentratie in oplossing te laag is om microbiologische afbraak te initiëren, dan bestaat gevaar van ophoping van de stof aan de vaste fase.

Gevaar voor ophoping is ook aanwezig bij irreversibele sorptie, waarbij onderscheid moet worden gemaakt tussen fysisorptie en chemisorptie. In het geval van chemisorptie kan de verbinding zodanig worden gebonden aan organische stofmoleculen, dat zij als het ware deel uit gaat maken van de organische stof, en niet meer als bestrijdingsmiddel is te herkennen. Het is nog onduidelijk of dit proces leidt tot een verminderd vastleggend vermogen. Bij fysisorptie hoopt een stof zich op aan het oppervlak van bodemdeeltjes, zodat accumulatie kan optreden omdat het middel nu niet uit de bodem kan worden verwijderd.

Deze schets van mogelijke interacties maakt duidelijk dat voor een helder begrip van het gedrag van bestrijdingsmiddelen het gebruik van simulatiemodellen onontbeerlijk is. Dergelijke modellen kunnen de hierboven beschreven processen kwantificeren, en de relatieve bijdrage van elk van de processen aan het uiteindelijke gedrag aangeven.

GRONDGEBONDEN RESIDUEN VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN

De fractie van de toegediende hoeveelheid bestrijdingsmiddel, die achterblijft in de bodem nadat het bestrijdingsmiddel de bedoelde werking heeft gehad, wordt residu genoemd. Naast het residu dat kan worden gemeten met gangbare detectiemethoden, kunnen ook grondgebonden residuen zijn ontstaan, die alleen kunnen worden gedetecteerd als radioactief gelabelde bestrijdingsmiddelen worden gebruikt. Lange tijd is gedacht dat deze immobilisatie van bestrijdingsmiddelen als een vorm van detoxificatie kon worden gezien. Recent onderzoek (4) heeft echter aangetoond dat deze fractie wel degelijk biologisch beschikbaar kan zijn.

Het deelrapport "Grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen" (5) geeft een overzicht van de variëteit aan verschijningsvormen van grondgebonden residuen. Grondgebonden residuen bevinden zich voornamelijk in de organische stoffractie van de bodem, maar vooral voor gronden met een gering organisch stofgehalte moet de potentiële bijdrage van binding aan kleimineralen niet uit het oog worden verloren. Grondgebonden residuen kunnen bestaan uit een reeks van verbindingen, variërend van moederstof tot afbraakprodukten, die niet meer te onderscheiden zijn van natuurlijk voorkomende verbindingen. De bindingsmechanismen kunnen eveneens divers van aard zijn, waaronder sorptie van positief geladen bestrijdingsmiddelen aan kleimineralen, sorptie aan de organische stoffractie via hydrofobe of hydrofiele binding, het invangen van bestrijdingsmiddelen in de ruimtelijke structuur van humusmoleculen, en chemisorptie waarbij het bestrijdingsmiddel via een chemische reactie wordt gebonden aan de organische stoffractie. Transformatie van bestrijdingsmiddelen leidt tot intermediaire verbindingen die ook kunnen worden vastgelegd volgens bovenstaande mechanismen, maar zij kunnen tevens worden geïncorporeerd in de organische stoffractie op zodanige wijze dat de oorspronkelijke identiteit van het bestrijdingsmolecuul geheel verloren gaat. De aldus gevormde humusmoleculen zijn niet te onderscheiden van humusmoleculen die uit natuurlijke grondstoffen zijn gesynthetiseerd. Bovendien kunnen de intermediaire produkten worden gemetaboliseerd door micro-organismen en daardoor deel uit gaan maken van de biomassa.

Grondgebonden residuen kunnen dus bestaan uit zowel het originele bestrijdingsmiddel molecuul als uit intermediaire afbraakprodukten. Als radioactief gelabelde bestrijdingsmiddelen worden gebruikt om grondgebonden residuen te detecteren worden alle verbindingen waarin radioactieve atomen aanwezig zijn beschouwd als grondgebonden residu. Uit het bovenstaande is gebleken dat dan als gevolg van transfor-

matie processen ook de afbraakprodukten en eventueel gevormd bacteriemateriaal en/of humus moleculen worden beschouwd als grondgebonden residu. Deze methode is niet geschikt om vast te stellen volgens welk bindingsmechanisme en in welke chemische vorm het residu in de bodem aanwezig is. Daarom geeft de gemeten hoeveelheid residu geen informatie over de hoeveelheid actieve stof van het bestrijdingsmiddel. Dergelijke gegevens zijn echter wel noodzakelijk om een uitspraak te kunnen doen over de reactiviteit (toxiciteit) van het grondgebonden residu in de bodem.

Experimenten met bodemmesofauna en planten, gegroeid op grond waarin alleen radioactief gelabelde grondgebonden residuen voorkomen, hebben aangetoond dat tot enkele procenten van de oorspronkelijk aanwezige radioactiviteit kan worden opgenomen door deze organismen. Het is meestal geheel onduidelijk of het hier gaat om het oorspronkelijke bestrijdingsmiddel of om intermediaire afbraakprodukten. Slechts in enkele gevallen is de originele verbinding als zodanig aangetroffen in bodemorganismen, maar er zijn geen publicaties aangetroffen waarin enige toxiciteit van grondgebonden residuen is geconstateerd. De aanwezigheid van verbindingen die hun oorsprong hebben als bestrijdingsmiddel is aangetoond, maar het is daarmee nog niet duidelijk of deze aanwezigheid leidt tot nadelige gevolgen voor het onderzochte organisme. Daar deze laatste factor van belang is in het kader van het toelatingsbeleid van bestrijdingsmiddelen, dient bij voorkeur op grond van toxiciteit de beoordeling van de toelaatbaarheid van een middel te worden bepaald. Het is gebleken dat de toxiciteit van grondgebonden residuen niet is te herleiden uit het meten van niet-extraheerbare residuen. Het lijkt daarom meer voor de hand te liggen de risico's van het totale residu te beschouwen. Onder totaal residu wordt hier verstaan alle verbindingen die in de bodem aanwezig zijn als gevolg van de toediening van een bestrijdingsmiddel, op het moment dat het bestrijdingsmiddel heeft "bestreden", en dus functioneel in de bodem achterblijft. Het totale residu bestaat dan uit een rest actieve stof van het bestrijdingsmiddel, plus eventueel gevormde afbraakprodukten, onafhankelijk van de precieze verschijningsvorm in de bodem. Zowel grondgebonden residuen als residuen die geadsorbeerd zijn als residuen in de bodemoplossing vallen onder de term totaal residu. De in het deelrapport "Een ecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem" (6) voorgestelde methode om te komen tot een beleidsinstrument waarmee de ecotoxicologische effecten van residuen van bestrijdingsmiddelen kunnen worden bepaald, lijkt een veelbelovende methode.

om te komen tot een risico evaluatie van de aanwezigheid van residuen van bestrijdingsmiddelen in het bodemsysteem

SIMULATIEMODELLEN VOOR BESTRIJDINGSMIDDELEN IN DE BODEM

Op initiatief van de steungroep Milieu van de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen is een simulatiemodel ontwikkeld waarmee accumulatie en uitspoeling van bestrijdingsmiddelen in grond kan worden berekend (2). Dit model is een voorbeeld van een mechanistisch rekenmodel waarin de belangrijkste processen worden geïntegreerd die het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem bepalen.

De waterbeweging in de bodem wordt in dit model berekend onder invloed van dagelijkse gegevens over neerslag en verdamping. Wateropname uit het profiel door plantewortels is afhankelijk van de evapotranspiratie van het gewas. Sorptie van het bestrijdingsmiddel wordt beschreven met een Freundlich sorptie vergelijking

$$q = k \times c^n$$

waarin

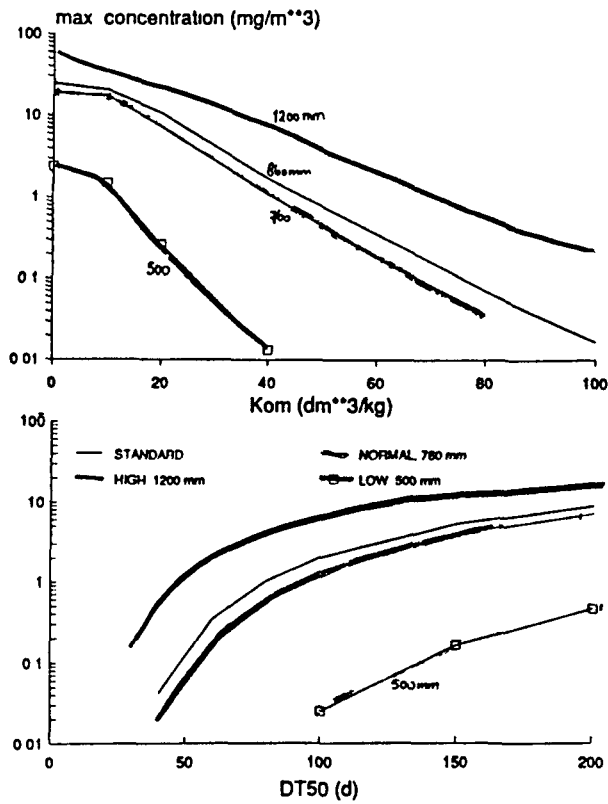
- q = de vastgelegde hoeveelheid
- c = de concentratie in de bodemoplossing
- k, n = constanten

Aangenomen wordt dat afbraak van een bestrijdingsmiddel verloopt volgens eerste orde kinetiek en dat de afbraaksnelheid afhankelijk is van bodemtemperatuur, het vochtgehalte en diepte in de bodem. Voor een uitgebreide beschrijving van het model wordt verwezen naar het betreffende rapport.

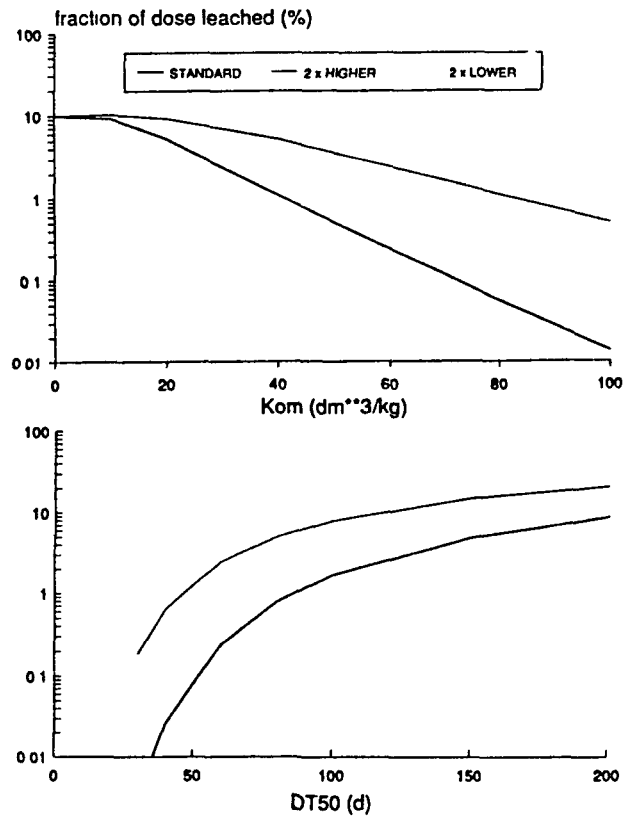
De resultaten van de berekeningen worden onder andere weergegeven als contourlijnen, die bijvoorbeeld de fractie van de dosering aangeven die uitspoelt naar het ondiepe grondwater, als functie van K_{om} - en DT_{50} -waarden. Op deze wijze kan worden afgelezen hoe groot de fractie is die uitspoelt voor een bepaald bestrijdingsmiddel, als hiervan de K_{om} - en DT_{50} -waarden bekend zijn. Dat aan de waarde die dan wordt afgelezen geen absolute betekenis kan worden gehecht, blijkt uit een gevoeligheidsanalyse van het model.

Gevoeligheidsanalyse laat zien in hoeverre de resultaten van modelberekeningen variëren als de waarden van de invoergegevens (kleine) verschillen vertonen. Boesten (7) heeft de nog ongepubliceerde resultaten van een gevoeligheidsanalyse van het model ter beschikking gesteld. De gevoeligheid van de berekende fractie van de dosering die uitspoelt naar het ondiepe grondwater is geanalyseerd voor onder andere het organisch stof gehalte en de sorptie exponent n uit de Freundlich vergelijking. De gevoeligheid voor verschillen in neerslaghoeveelheid zijn geanalyseerd voor de maximale concentratie die het grondwater bereikt. In figuur 1 worden de resultaten gepresenteerd voor de drie verschillende invoerparameters. De bovenste figuren geven de gevoeligheid weer voor verschillende waarden van K_{om} , bij een constante waarde van $DT_{50} = 60$ d. De onderste figuren geven de gevoeligheid voor een constante waarde van $K_{om} = 60$ L/kg, voor verschillende waarden van DT_{50} . In Figuur 1a is de neerslaghoeveelheid gevarieerd, door elke waarde van de daggemiddelde neerslag met een bepaalde vaste factor te verhogen respectievelijk te verlagen.

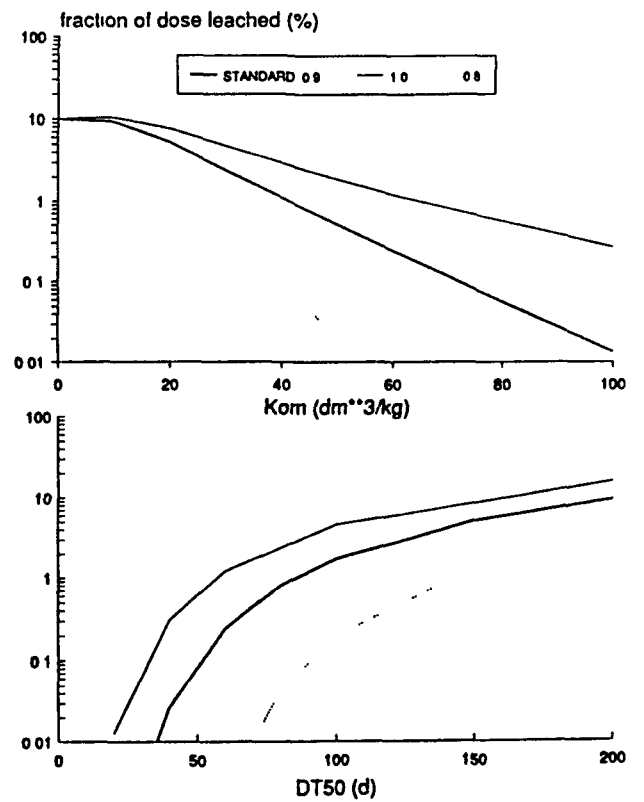
a invloed neerslaghoeveelheid



b invloed org.-stof gehalte



c invloed Freundlich exponent



Figuur 1
Gevoeligheidsanalyse voor het model van Van der Linden en Boesten (7)

Uit de figuur komt duidelijk naar voren dat voor realistische variaties in de neerslaghoeveelheid (van 500 mm tot 1000 mm) grote verschillen in berekende uitspoeling ontstaan. Uit figuur 1b blijkt dat de verschillen in de berekende fractie die uitspoelt groot zijn bij een realistische variatie van het organische stofgehalte. Het is duidelijk dat de berekende fractie die uitspoelt sterk afhankelijk is van de gekozen gemiddelde waarde van het organisch stofgehalte in het profiel waarvoor de berekening wordt uitgevoerd. In figuur 1c wordt de gevoeligheid voor de Freundlich exponent n aangegeven. Deze exponent bepaalt de vorm van de adsorptie isotherm en daarmee de ligging van het sorptie evenwicht, en hangt af van de stof en de grondsoort.

Voor relatief kleine veranderingen in de waarde van n ($n = 0,8$ en $n = 1$ (lineaire adsorptie), ten opzichte van de in het model gehanteerde waarde van $n = 0,9$) kan de berekende fractie die uitspoelt een factor 10 of meer verschillen. Calvet (8) geeft aan dat de variatie in de gemeten waarde van n , verkregen uit een reeks van publicaties, in deze orde van grootte ligt.

De gevoeligheidsanalyse laat derhalve zien dat de waarden die zijn berekend met het mechanistische model van Van der Linden en Boesten (2) niet algemeen geldig zijn. Berekeningen met een dergelijk model kunnen wel aangeven hoe verschillende combinaties van stoffeigenschappen (K_{om} en DT_{50}) zich ten opzichte van elkaar gedragen. Voor specifieke situaties kunnen dergelijke berekeningen een ordegrootte aangeven. Voor toepassing in veldsituaties is dit model echter niet geschikt, omdat de berekende resultaten van het model erg gevoelig zijn voor variaties in parameter- waarden. Zoals in de volgende paragraaf zal blijken, kunnen dergelijke variaties in één perceel naast elkaar voorkomen.

Omdat de waarden die worden berekend met het model van Van der Linden en Boesten niet algemeen geldig zijn, houdt dit ook in dat zo'n model niet kan aangeven hoeveel er maximaal van een bestrijdingsmiddel mag worden toegediend om beneden aanvaardbare concentraties in de bouwvoor en het grondwater te blijven.

BESTRIJDINGSMIDDELEN EN BODEMHETEROGENITEIT

Als grondmonsters, afkomstig uit één perceel, worden geanalyseerd op fysische en/of chemische eigenschappen (korrelgrootteverdeling, waterdoorlatendheid, pH, organisch stof gehalte), wordt vrijwel altijd een reeks in parameterwaarden gemeten, die rondom een bepaald gemiddelde variëren.

Wood *et al* (9) geven de gemiddelde waarde m en de standaardafwijking s voor onder andere pH en organisch stofgehalte, OM, gemeten in een 4-ha perceel. De grondmonsters zijn genomen op de knooppunten van een rooster van 120 bij 210 meter, met 15 meter knooppuntsafstand. In totaal zijn 135 monsters geanalyseerd, met de volgende resultaten

pH	$m = 5,8, s = 0,59$
OM	$m = 14 \text{ g/kg}, s = 5,3$

Biggar en Nielsen (10) geven aan dat variatie voor de waterdoorlatendheid van de bodem nog veel groter kan zijn. Een standaardafwijking van dezelfde orde grootte als de gemiddelde waarde is hier niet uitzonderlijk.

Het modelleren van het gedrag van bestrijdingsmiddelen voor goed gedefinieerde omstandigheden levert redelijke resultaten op als de belangrijkste processen en hun interacties worden meegenomen in de modelformulering (11, 12). Echter, de bruikbaarheid van dergelijke deterministische modellen met betrekking tot het voorspellen van concentraties in grondwater is twijfelachtig, doordat in dergelijke modellen één unieke set van parameterwaarden wordt gebruikt, terwijl in het veld vele combinaties van parameterwaarden naast elkaar voorkomen (11). Bodemheterogeniteit, zowel wat betreft de waterstroming in de bodem, als variabiliteit in sorptie en transformatie, veroorzaakt grote onzekerheid met betrekking tot de werkelijke betekenis van voorspeld gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem (12).

Variabiliteit van de waterstroming in de bodem wordt ondermeer veroorzaakt door ruimtelijke verschillen in porositeit van de bodem. Extreem hoge waterdoorlatendheden kunnen worden aangetroffen in macroporen. Macroporen kunnen ontstaan tijdens het krimpen van (klei)gronden tijdens het uitdrogingsproces, als gevolg van vriezen en dooien van bodemwater, door het afsterven van plantewortels waardoor lange aaneengesloten kanalen ontstaan, of door de activiteit van bodemfauna, bijvoorbeeld regenwormen (13). De interactie van opgeloste stoffen met de vaste fase van de bodem is dan minimaal omdat de diameter van de porie erg groot is ten opzichte van de gemiddelde molecuulgrootte van de opgeloste stoffen. Het gevolg hiervan is versnelde doorstroming van water en opgeloste stoffen. Dit wordt ook wel kortsluiting of "by pass" genoemd. De macroporen kunnen worden beschouwd als preferente stroombanen in de grond. Kennis van de interactie van opgeloste stoffen

met bodemdeeltjes (sorptie) of micro-organismen (afbraak) geeft in dit geval geen goed beeld van het te verwachten gedrag in de bodem, omdat een deel van de opgeloste stoffen niet in aanraking komt met de vaste fase. Als een bodem wordt beschouwd als een filter, dan zijn preferente stroombanen de gaten in het filter, waardoor de filterende werking van de bodem lager is dan op grond van sorptie eigenschappen en afbreekbaarheid in de betreffende grond kan worden verwacht.

Momenteel wordt, vooral in de bodemfysica, onderzoek gedaan naar technieken om veldheterogeniteit expliciet te betrekken bij modellen die het gedrag van water en opgeloste stoffen in de bodem beschrijven. Eén van deze methoden gaat uit van stochastische theorie. In het nu volgende wordt een globale beschrijving gegeven van deze theorie en de aannames die er aan ten grondslag liggen. Een voorbeeldberekening met een stochastisch model zal laten zien welke effecten van bodemheterogeniteit kunnen worden verwacht.

Stochastische theorie gaat ervan uit dat een bepaald proces wordt gekarakteriseerd door een frequentieverdeling van mogelijke parameterwaarden, in plaats van één constant getal. Een frequentieverdeling geeft aan hoe groot de kans is dat een bepaalde waarde wordt gerealiseerd. Voor de bodem betekent dit dat als het mogelijk zou zijn meerdere grondmonsters op exact dezelfde locatie te nemen, steeds andere waarnemingen worden gedaan, die zich bewegen rondom een bepaald gemiddelde. Als het stochastische proces stationair wordt verondersteld voor het perceel waarop wordt gemeten, dan betekent dit dat voor elke plaats in het perceel dezelfde frequentieverdeling geldt. Aangenomen wordt dat de gemeten frequentieverdeling (samengesteld uit waarnemingen aan een (grote) hoeveelheid grondmonsters uit het perceel) representatief is voor de frequentieverdeling van elke afzonderlijke plaats in het veld. Als dus voldoende monsters worden geanalyseerd kan de frequentieverdeling van de parameters die het proces beschrijven worden geschat uit de frequentieverdeling van de waarnemingen. In de literatuur wordt gerapporteerd dat de gemeten frequentieverdeling vaak goed kan worden beschreven met een normale of een lognormale verdeling.

Met dit gegeven als uitgangspunt is een rekenmodel ontwikkeld dat een veldbodem beschouwt als zijnde opgebouwd uit een verzameling verticale grondkolommen die onafhankelijk van elkaar opereren (14). De bodemprocessen kunnen voor elke kolom met dezelfde vergelijking worden beschreven, met dien verstande dat sommige parameterwaarden worden gekarakteriseerd door een frequentieverdeling. Door nu

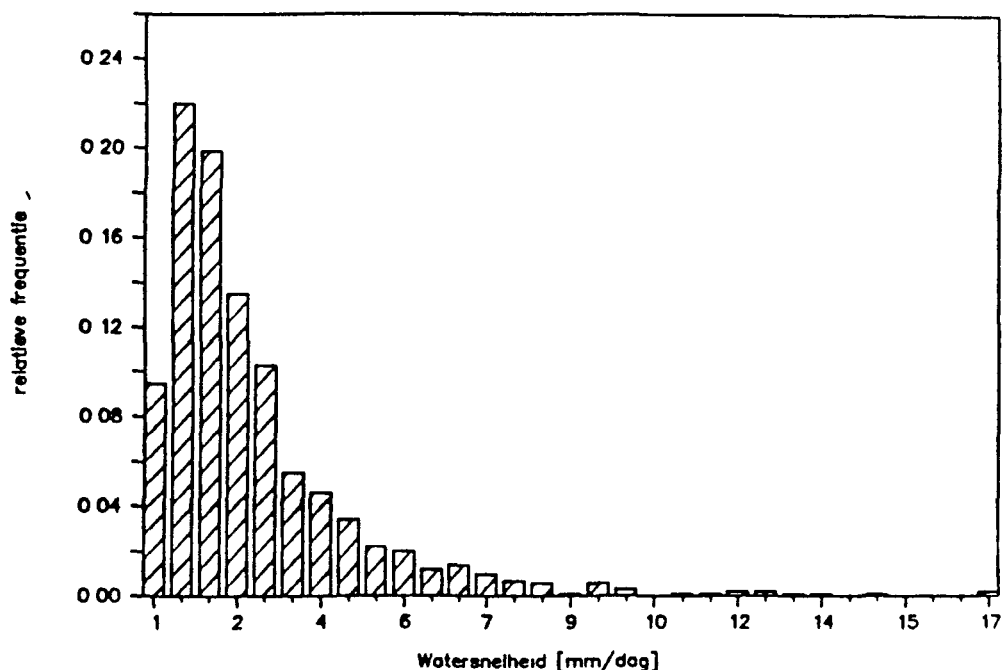
het model een groot aantal keren (bijvoorbeeld 1000 keer) door te rekenen, met steeds een andere parameterwaarde die aselekt wordt getrokken uit de bijbehorende frequentieverdeling, ontstaat een frequentieverdeling van resultaten. Een dergelijke berekening wordt wel Monte Carlo simulatie genoemd. De resultaten worden nu niet weergegeven met een vast, constant getal, maar geven de kans aan dat een bepaalde waarde wordt gerealiseerd.

Om de effecten van bodemheterogeniteit te illustreren is gebruik gemaakt van een eenvoudig mechanistisch model voor gedrag van reactieve verontreinigingen in de bodem. Het model veronderstelt stationaire waterstroming, Freundlich sorptie en eerste orde afbraak. De stof wordt direct na toediening uniform verdeeld over de bouwvoor. Het model berekent de verdeling van de toegediende hoeveelheid van de stof over accumulatie en afbraak in de bouwvoor, en uitspoeling aan de onderzijde van de bouwvoor, met tijdstappen van één dag. Parameterwaarden zijn gekozen voor de situatie dat atrazin wordt toegediend aan een zandgrond en zijn ontleend aan Brouwer (15). Uitspoeling en accumulatie in de bouwvoor zijn berekend gedurende één jaar.

Tabel 1 Gebruikte parameterwaarden

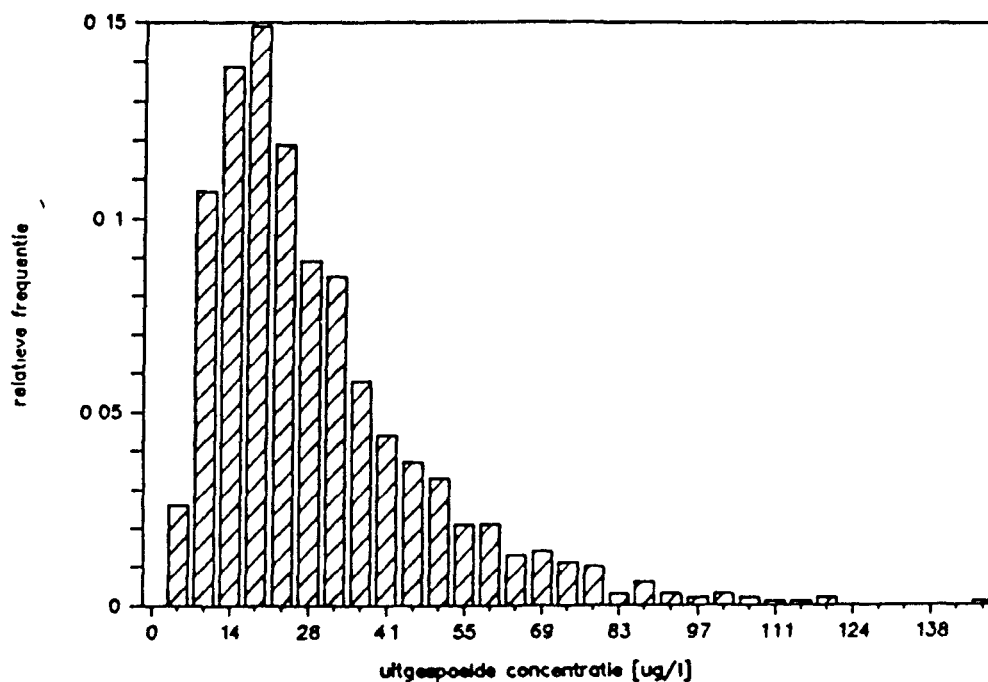
Bulkdichtheid	1400 kg/m ³
Freundlich sorptie coëfficiënt	1,06 dm ³ /n/kg ^{1/n}
Freundlich sorptie exponent	0,8
Afbraaksnelheidsconstante	8,53*10 ⁻³ d ⁻¹
watersnelheid	2,27*10 ⁻³ m/d
vochtgehalte	0,3 m ³ /m ³
dikte bouwvoor	0,3 m
dosering van atrazin	1 kg/ha

Als stochastische parameter is gekozen voor de watersnelheid met een lognormale frequentieverdeling en een coëfficiënt van variatie (CV = standaardafwijking gedeeld door gemiddelde) van één. Figuur 2 geeft de gebruikte frequentieverdeling voor de watersnelheid.



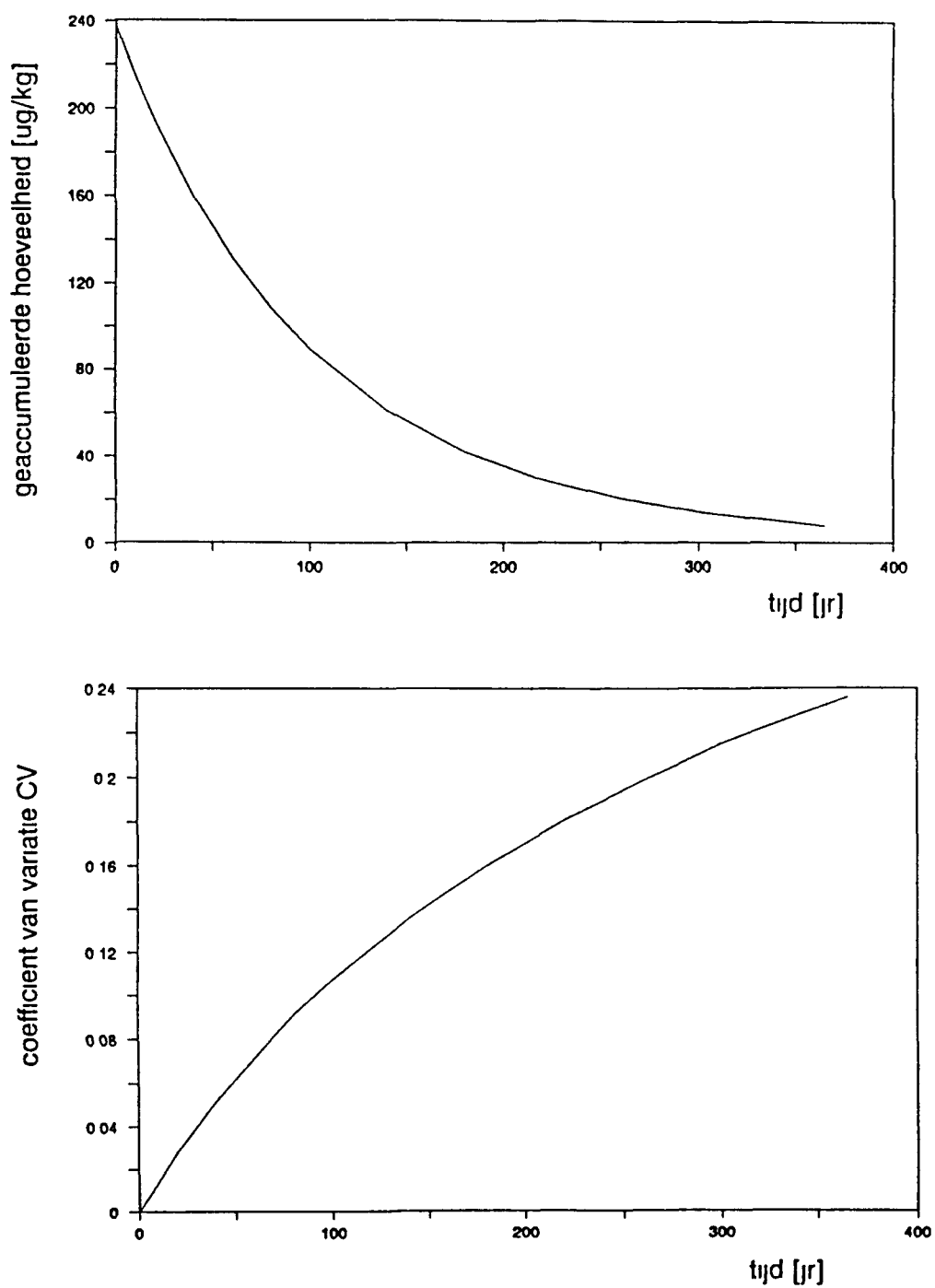
Figuur 2 Frequentieverdeling behorende bij de watersnelheid

De berekende frequentieverdeling voor de hoeveelheid atrazin die na één jaar tot onder de bouwvoor is uitgespoeld wordt gegeven in figuur 3. Met een gemiddelde uitspoeling van $19,7 \mu\text{g/l}$, bestaat een kans van 36 % dat een hogere waarde voorkomt in het perceel, en een kans van 11 % dat een twee keer zo hoge waarde ($39,4 \mu\text{g/l}$) wordt aangetroffen. Deze concentraties moeten niet absoluut worden geïnterpreteerd. Ze zijn immers het resultaat van modelaannames en van een vrij willekeurige keuze uit de beschikbare (constante) waarden voor de sorptiecoëfficiënt en de afbraaksnelheid. De berekening laat wel zien dat ruimtelijke variabiliteit van de watersnelheid in de bodem kan leiden tot aanzienlijke spreiding in de hoeveelheid die uitspoelt tot onder de bouwvoor. Eenzelfde berekening, maar nu met een constante watersnelheid, laat zien dat naast een spreiding in waarden, ook de gemiddelde waarde in een heterogeen gedefinieerd veld verschilt met de berekende uitspoeling voor een homogeen perceel. In dit voorbeeld is het verschil vrij klein (de gemiddelde uitspoeling zou in de homogene situatie $21,5 \mu\text{g/l}$ bedragen), maar naarmate de spreiding in de invoergegevens groter wordt, en meer invoerparameters spreiding vertonen, kan dit verschil ook groter worden.



Figuur 3 Frequentieverdeling voor de uitspoeling van atrazin, 200 dagen na toediening

Figuur 4a geeft de gemiddelde waarde voor de accumulatie weer als functie van de tijd. In figuur 4b wordt het verloop van de coëfficiënt van variatie weergegeven. De totale geaccumuleerde hoeveelheid in de bouwvoor neemt af in de tijd, maar tegelijkertijd neemt de CV toe, zodat de gemiddelde waarde steeds minder zegt over het mogelijke voorkomen van extreme accumulatie in het perceel.



Figuur 4 Accumulatie van atrazin in de bouwvoor als functie van de tijd

Figuur 4a. De gemiddelde accumulatie

Figuur 4b De coëfficiënt van variatie CV

Deze voorbeeldberekening toont aan dat de effecten van ruimtelijke variabiliteit van bodemeigenschappen aanzienlijk kunnen zijn, en dat het onverstandig is en tot een verkeerde interpretatie kan leiden als wordt uitgegaan van homogeen verdeelde eigenschappen in een perceel. De te verwachten concentratie van een bestrijdingsmiddel in het grondwater bij een bepaalde dosering op een bepaalde bodem is moeilijk in het algemeen te voorspellen, omdat vele factoren, op een complexe manier verweven, het actuele gedrag van stoffen in de bodem beïnvloeden. Hierbij is bodemheterogeniteit één van de meest ongreepbare verschijnselen in natuurlijke bodems. Stochastische modellen, die zijn ontwikkeld om inzicht te krijgen in de effecten van ruimtelijke variabiliteit van bodemeigenschappen, verwerken de onzekerheid in de waarde van de invoerparameters door ze voor te stellen als stochastische parameters. Het in deze paragraaf beschreven rekenvoorbeeld geeft aan dat als gevolg van de ruimtelijke variabiliteit van de watersnelheid in de bodem, een aanzienlijke kans bestaat dat meer atrazin uitspoelt dan gemiddeld wordt berekend. De onzekerheid van de berekende waarde voor de uitspoeling is dus groot. Naast het feit dat de absolute getallen die zijn berekend niet absoluut mogen worden geïnterpreteerd, is het tevens erg moeilijk aan te geven in hoeverre een bepaalde uitspoeling resulteert in een bepaalde concentratie in het grondwater.

Concluderend kan worden gesteld dat een toelatingscriterium gebaseerd op een maximaal toegestane concentratie in het grondwater niet goed kan functioneren. Een dergelijk criterium vergt namelijk teveel voorkennis van het bodemsysteem waaraan een bestrijdingsmiddel zal worden toegediend. Gezien alle onnauwkeurigheden die modelberekeningen in zich dragen, zal de huidige kennis leiden tot grote onzekerheidsmarges bij het voorspellen van concentraties van bestrijdingsmiddelen in het grondwater. Het bewandelen van de omgekeerde weg, namelijk terugredeneren van een maximaal toegestane concentratie in het grondwater naar een toelaatbare dosering of een toelaatbare bestrijdingsmiddelconcentratie aan het bodemoppervlak, zal dan ook grote onzekerheden in de toelating met zich meebrengen.

Momenteel kunnen alleen zeer gedetailleerde studies van de bodem waarop het bestrijdingsmiddel zal worden toegediend in enige mate een uitspraak doen over de te verwachten risico's van uitspoeling. Voor het toelatingsbeleid is het ondoenlijk dergelijke uitgebreide informatie te verkrijgen. Daarom wordt in de nu volgende paragraaf een aanzet gegeven tot een andere procedure voor het toelatingsbeleid, waarin het huidige kennisniveau met betrekking tot het gedrag van bestrij-

dingsmiddelen in de bodem wordt gebruikt om te komen tot een classificatie van bestrijdingsmiddelen

CLASSIFICATIE VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN

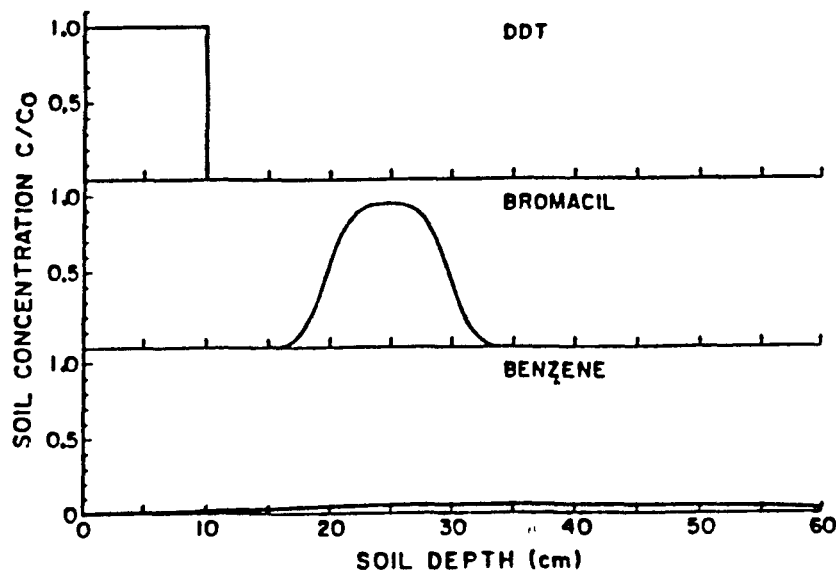
Omdat een zekere mate van mobiliteit en persistentie essentieel is voor het functioneren van bestrijdingsmiddelen, kunnen mogelijke negatieve milieu-effecten slechts worden geminimaliseerd in relatie tot de effectiviteit van de gewasbescherming. Om een volledig beeld te krijgen van de milieurisico's als gevolg van het gebruik van bestrijdingsmiddelen, zijn uitgebreide veld- en laboratoriumexperimenten noodzakelijk. Een dergelijke intensieve analyse is ondoenlijk voor alle bekende bestrijdingsmiddelen, maar als alternatief kan met behulp van rekenmodellen het gedrag van bestrijdingsmiddelen kwalitatief worden geanalyseerd. Het feitelijke gedrag in de bodem kan (nog) niet worden voorspeld, maar wel kan de ontvankelijkheid voor de processen die zorgen voor verwijdering van een verbinding uit de bodem (bijvoorbeeld vervluchtiging, uitspoeling en afbraak) worden geschat.

Dergelijke modellen zouden bij voorkeur gebruik moeten maken van eenvoudig te verkrijgen gegevens over de eigenschappen van zowel het bestrijdingsmiddel als van de bodem waaraan het middel wordt toegediend. In het ideale geval resulteert dit in een classificatie van een groot aantal verbindingen in een beperkte hoeveelheid klassen. De stoffen uit één klasse vertonen overeenkomstig gedrag. Uit elk van de klassen kan een prototype worden geselecteerd, waarbij intensief onderzoek aan het prototype ook informatie oplevert over het gedrag van de andere verbindingen uit dezelfde klasse.

Jury *et al* (16) beschrijven een rekenmodel waarmee organische verbindingen kunnen worden geclassificeerd. Voor een standaard scenario met homogene bodemeigenschappen kan worden berekend in hoeverre een verbinding uitspoelt, vervluchtigt, of afgebroken wordt, met behulp van gegevens over de verdelingscoëfficiënt tussen bodemoplossing en organische stof (K_{om}), de halfwaardetijd DT_{50} (waarmee een eerste orde afbraaksnelheid wordt gesuggereerd) en de verdelingscoëfficiënt tussen bodemoplossing en gasfase K_H .

De mobiliteit kan worden getest met een vereenvoudigde versie van het model, door een karakteristieke tijd af te leiden die aangeeft hoe snel een verbinding zich over

10 cm van een standaardbodem onder standaardomstandigheden beweegt. Convectieve (met de waterbeweging mee) en diffusieve mobiliteit worden onderscheiden, en figuur 5 (17) geeft een voorbeeld van de gecombineerde effecten van convectieve en diffusieve mobiliteit.



Figuur 5 Concentratieprofielen van DDT, bromacil en benzeen berekend na 30 dagen met het model van Jury *et al* (16) Naar Jury *et al* (17)

Op grond van de overeenkomstige K_{om} -waarden zou een zelfde gedrag worden verwacht voor benzeen als voor bromacil. De grotere spreiding in het concentratiefront voor benzeen geeft aan dat de diffusieve mobiliteit voor deze verbinding erg belangrijk is. De figuur geeft aan dat een classificatie gebaseerd op alleen sorptie eigenschappen een verkeerd beeld geeft als de diffusieve mobiliteit groot is, dus bij een hoge vluchtigheid van de verbinding.

De vervluchtiging wordt berekend voor situaties met en zonder evaporatie aan het bodemoppervlak. Hieruit blijkt dat sommige verbindingen sneller vervluchtigen als evaporatie optreedt, terwijl andere verbindingen ongevoelig zijn voor evaporatie.

De persistentie kan worden getest door een effectieve halfwaardetijd, DT_{e50} , af te leiden, die is samengesteld uit zowel biologische degradatie als vervluchtiging. Voor standaardomstandigheden zou een persistentieclassificatie kunnen worden afgeleid, waarvan een voorbeeld is gegeven in tabel 2 (17). De vermelde waarden en klassen zijn bedoeld als illustratie van hoe een classificatie er uit zou kunnen zien.

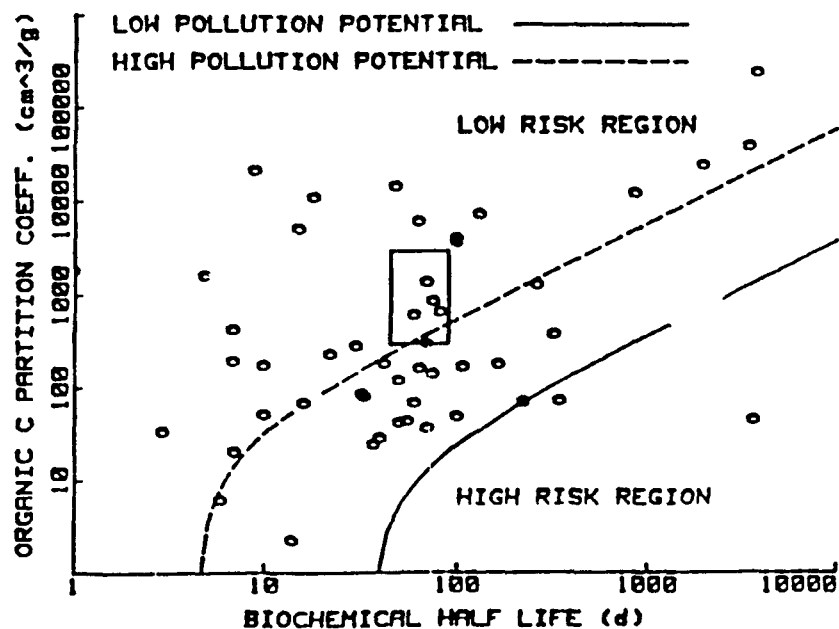
Tabel 2 Mogelijke indeling in persistentieclassen gedefinieerd in termen van een effectieve halfwaardetijd DT_{e50} , die onder standaardomstandigheden is berekend voor een standaardbodem (Afgeleid van ref 17)

Verbinding	DT_{e50} [dagen]	Verbinding	DT_{e50} [dagen]
Klasse 1 Zeer persistent ($DT_{e50} > 100$ dagen)			
Bromacil	355	Lindaan	190
DDT	2300	Monuron	170
Dieldrin	565	Fenanthreen	1800
Duron	330	Trifluralin	105
Klasse 2 Matig persistent ($30 < DT_{e50} < 100$ dagen)			
Atrazin	70	Phoraat	70
Carbofuran	40	Prometryn	60
Diazinon	30	Simazin	75
Ethoprofos	45	Triallaat	90
Napropamide	70		
Klasse 3 Redelijk afbreekbaar ($15 < DT_{e50} < 30$ dagen)			
2,4-D	15	Nitrobenzeen	19
EPTC	27	Parathion	18
Methylparathion	15	Fenol	21
Kwik	25		
Klasse 4 Goed afbreekbaar ($5 < DT_{e50} < 15$ dagen)			
Bifenyl	13	Chloorbenzeen	13
Broombenzeen	13	Naftaleen	14
Klasse 5 Zeer goed afbreekbaar ($DT_{e50} < 5$ dagen)			
Benzeen	1,6	Dibroometheen	3,4
Tetra	0,8	Methylbromide	0,5
Chloroform	1,4	n-Octaan	0,6
		Vinylchloride	0,5

Met dit model zijn 35 organische verbindingen getest om de relatieve bijdrage van convectieve en diffusieve mobiliteit, vervluchtiging aan het bodemoppervlak, en "effectieve" persistentie in de bodem te bepalen. De onderverdeling in een aantal klassen voor elk proces afzonderlijk kan informatie opleveren als de relevante klassen in samenhang worden beschouwd. Om bijvoorbeeld na te gaan hoe groot de kans op grondwaterverontreiniging is, moeten zowel de persistentie als de mobiliteit worden beschouwd. Het door Jury *et al* (16) beschreven model is nadrukkelijk geen simulatiemodel, maar wordt slechts gebruikt om het relatieve gedrag van bestrijdingsmiddelen onder standaardomstandigheden te bepalen.

Een enigszins andere methode wordt beschreven door Jury *et al* (18), waarmee de zogenaamde "groundwater pollution potential" kan worden geevalueerd. Het rekenmodel wat hierbij wordt gebruikt verwaarloost vervluchtiging, wat betekent dat het model niet geschikt is voor vluchtige verbindingen. Het model maakt gebruik van standaardgegevens met betrekking tot adsorptie en biodegradatie. De afbraak hangt in het model af van de diepte.

In figuur 6 zijn 50 bestrijdingsmiddelen geplaatst in een grafiek waar de verdelingscoëfficiënt K_{om} is uitgezet tegen de halfwaardetijd DT_{50} . Tegelijkertijd geven de lijnen in de figuur aan welke combinatie van K_{om} - en DT_{50} -waarden zorgen voor een reductie van de concentratie van een bestrijdingsmiddel met een factor 10000 ten opzichte van de toegediende hoeveelheid. De twee lijnen staan voor een reductie in een "high pollution potential" scenario en een "low pollution potential" scenario. Deze twee scenario's vertegenwoordigen realistische extreme milieu omstandigheden. In deze figuur kan een deel van het vlak worden bestempeld als zijnde een gebied met een geringe kans op uitspoeling, een gebied met een grote kans op uitspoeling, en een "grijze" zone, waar de kans op uitspoeling afhankelijk is van de specifieke eigenschappen van de bodem waaraan het middel wordt toegediend.

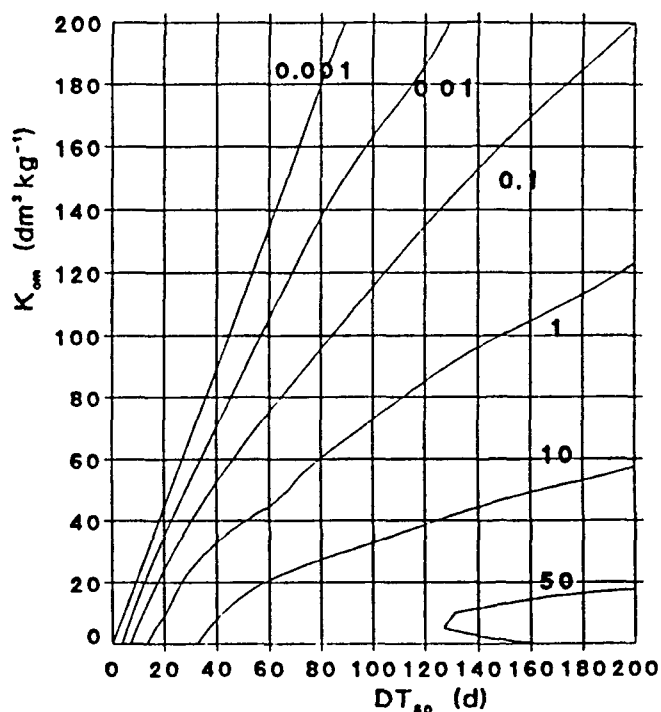


Figuur 6 De K_{om} van 50 bestrijdingsmiddelen uitgezet tegen de DT_{50} . De lijnen geven aan welke combinatie van K_{om} en DT_{50} leiden tot een reductie van de oorspronkelijke concentratie met een factor 10000 voor het bereiken van het grondwater in een "low pollution-" en een "high pollution" scenario (zie tekst). De rechthoek geeft de onzekerheid in de parameterwaarden aan voor chlorothalonil. Naar Jury *et al* (18)

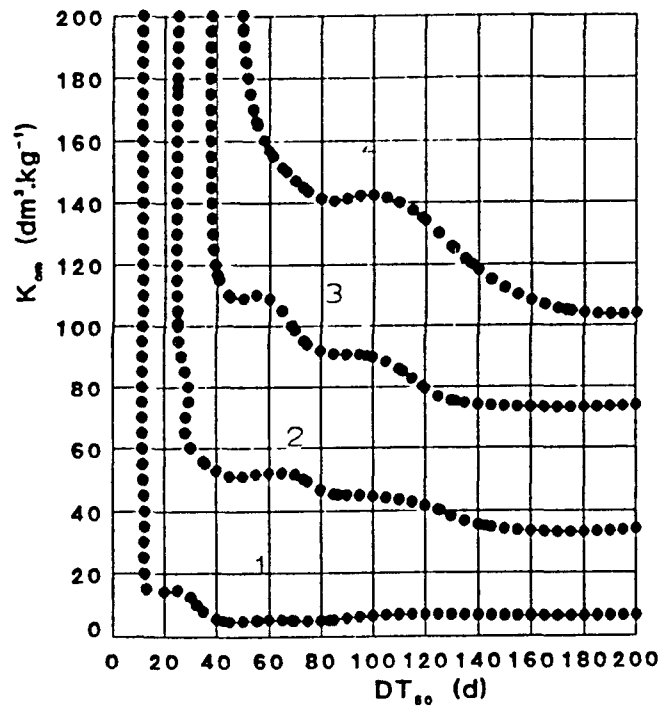
Met behulp van figuur 6 is het mogelijk nieuwe bestrijdingsmiddelen voorlopig te beoordelen door ze op de juiste plaats in het K_{om} - DT_{50} vlak te plaatsen. Dit resulteert in een kwalitatieve analyse, omdat K_{om} - en DT_{50} -gegevens een grote variatie vertonen in verschillende publicaties. Dit betekent dat het model nu nog erg beperkt is voor beleidsmatige beslissingen. Een manier om om te gaan met de onzekerheid in parameterwaarden is het expliciet betrekken van deze onzekerheid in het besluitvormingsproces. Voorlopig kan een dergelijk screeningsmodel slechts een eerste stap betekenen bij het toelatingsbeleid van bestrijdingsmiddelen.

In het rapport van Van der Linden en Boesten (2) wordt ook gebruik gemaakt van K_{om} - tegen DT_{50} -grafieken om de contourlijnen van gelijke concentratie, of van

gelijke tijdstippen van bereiken van de maximale concentratie aan te geven voor alle mogelijke combinaties van K_{Om} - en DT_{50} -waarden. In dit geval is het gebruikte rekenmodel aanzienlijk complexer dan het model wat Jury (18) heeft gebruikt. De ligging van de contourlijnen is sterk afhankelijk van de dosering en van de standaardomstandigheden die zijn gekozen om het model mee door te rekenen. Daarom mogen deze resultaten niet absoluut worden geïnterpreteerd. Een voorbeeld van een beoordeling van bestrijdingsmiddelen kan worden gegeven met behulp van figuur 7 en 8. Voor 3 bestrijdingsmiddelen is met behulp van deze figuren op basis van K_{Om} - en DT_{50} -waarden, ontleend aan Jury *et al* (17), een schatting gemaakt van de maximale concentratie in het grondwater tussen 1 en 2 meter diepte en de tijd waarin deze wordt bereikt. Deze resultaten zijn weergegeven in tabel 3.



Figuur 7 Maximale concentratie van het bestrijdingsmiddel tussen 1 en 2 meter diepte als functie van K_{Om} en DT_{50} . De lijnen zijn contourlijnen en de getallen geven de bijbehorende concentratie in mg/m^3 . Naar Van der Linden en Boesten (2)



Figuur 8 Tijd waarin de maximale concentratie bestrijdingsmiddel in het bovenste grondwater (1-2 m) wordt bereikt. De lijnen zijn contourlijnen. De bijbehorende getallen geven de tijd (jaren) waarop de concentratie is bereikt. Naar Van der Linden en Boesten (2)

Tabel 3 Geschatte maximale concentratie van drie bestrijdingsmiddelen in het grondwater tussen 1 en 2 meter diepte en de tijd waarin de maximale concentratie in het bovenste grondwater bereikt wordt

	DT ₅₀ [dagen]	K _{0m} [dm ³ /kg]	concentratie [µg/l]	tijd [jaren]
Monuron	166	90	2	3,5
Diazinon	32	43	0,03	1,75
Carbofuran	40	14	6	1,25

De tabel illustreert het verschillende gedrag van de drie bestrijdingsmiddelen. Monuron spoelt relatief langzaam uit met een vrij lage concentratie. Diazinon spoelt

veel sneller uit, maar tegelijkertijd met een veel lagere concentratie Carbofuran spoelt in dit voorbeeld het snelst uit, in de hoogste concentratie

In dit voorbeeld wordt geschetst hoe bestrijdingsmiddelen ten opzichte van elkaar kunnen worden gerangschikt als functie van hun affiniteit tot sorptie en hun afbreekbaarheid. In dit geval is gekozen voor een beoordeling aan de hand van de tijd waarin de maximale concentratie in het grondwater wordt bereikt, in combinatie met de geschatte waarde van de maximale concentratie. Indien gewenst kan ook de totale uitspoeling bij de beoordeling worden betrokken, evenals de accumulatie in de bouwvoor.

Het is momenteel nog erg moeilijk de absolute grenzen tussen acceptabel en niet-acceptabel gedrag van bestrijdingsmiddelen aan te geven. Een hulpmiddel hierbij zouden de bestrijdingsmiddelen kunnen zijn die reeds zijn toegelaten en waarvan het werkelijke gedrag onder veldomstandigheden kan worden geobserveerd. Als één van deze bestrijdingsmiddelen op grond van dergelijk onderzoek als te persistent moet worden beschouwd, dan zijn alle andere middelen in de klasse waarin dit middel thuishoort als "onacceptabel" te waarden. Een zelfde redenering kan worden opgesteld voor bestrijdingsmiddelen die reeds in te hoge concentraties in het grondwater zijn aangetroffen, en dus te mobiel zijn. De grensafbakening tussen wel en niet toegestane bestrijdingsmiddelen zal echter altijd arbitrair blijven, gezien de complexiteit van het bodemsysteem en de beperkte betrouwbaarheid van waarden voor K_{om} en DT_{50} .

Uit het bovenstaande blijkt dat classificatie van bestrijdingsmiddelen met behulp van rekenmodellen een hulpmiddel kan zijn bij het toelatingsbeleid voor bestrijdingsmiddelen. Om deze methode operationeel te maken is uiteraard aanvullend onderzoek noodzakelijk. Dit aanvullende onderzoek dient aan te geven welk rekenmodel geschikt is bij de classificatie en hoe tot betrouwbare gegevens met betrekking tot de sorptiecoëfficiënt en de halfwaardetijd van een bestrijdingsmiddel kan worden gekomen. Bovendien moet uit een inventarisatie van het actuele gedrag van reeds toegelaten bestrijdingsmiddelen worden afgeleid welke klassen als "toelaatbaar" kunnen worden bestempeld en welke klassen bestrijdingsmiddelen bevatten met een groot risico met betrekking tot uitspoeling en/of accumulatie in de bouwvoor. Bovendien is het nog niet duidelijk of de criteria uitspoeling en accumulatie voldoende bodembescherming bieden. Eventueel kunnen ook andere milieucriteria bij de classificatie worden betrokken.

CONCLUSIES

De toxiciteit van grondgebonden residuen is niet te herleiden uit het meten van niet-extraheerbare residuen. Het ligt meer voor de hand om de risico's van het totale residu (extraheerbaar en niet-extraheerbaar) te beschouwen. Dit betekent dat de vorming van grondgebonden residuen bij een beoordeling van neveneffecten van bestrijdingsmiddelen niet als "verdwinpost" mag worden gezien.

Gevoeligheidsanalyse laat zien dat waarden die worden berekend voor uitspoeling en accumulatie van bestrijdingsmiddelen met een eenvoudig mechanistisch model niet algemeen geldig zijn. Berekeningen met een dergelijk model kunnen wel aangeven hoe verschillende combinaties van stoffeigenschappen zich ten opzichte van elkaar gedragen. Voor specifieke situaties kunnen de berekeningen een ordegrrootte aangeven. Voor toepassing in veldsituaties lijken eenvoudige mechanistische modellen minder geschikt omdat de modellen zeer gevoelig zijn voor variaties in parameterwaarden.

Een toelatingscriterium dat is gebaseerd op een maximaal toegestane concentratie van een bestrijdingsmiddel in het grondwater kan niet als zodanig functioneren. Een dergelijk criterium kan niet worden "teruggeredeneerd" naar eigenschappen van een bestrijdingsmiddel en/of naar eigenschappen van een bodem waaraan het middel moet worden toegediend.

Omdat het momenteel nog niet goed mogelijk is de precieze concentratie van een verbinding in het grondwater te berekenen met behulp van stof- en bodemeigenschappen, lijkt classificatie van bestrijdingsmiddelen een goed alternatief in het toelatingsbeleid. Deze rangschikking van bestrijdingsmiddelen op basis van de te verwachten bodemhygienische effecten dient echter nog verder te worden uitgewerkt om operationeel te zijn in het toelatingsbeleid voor bestrijdingsmiddelen. Op deze wijze is het ook mogelijk om de ervaring die is opgedaan in het kader van de toepassing van bestaande middelen bij de beoordeling van nieuwe middelen te gebruiken.

LITERATUUR

1. Milieuprogramma 1988-1991, voortgangsrapportage, 1987. Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20 202 nrs 1-2. Staatsuitgeverij, Den Haag

- 2 Linden, A M A van der & J J T I Boesten, 1989 Berekening van de mate van uitspoeling en accumulatie van bestrijdingsmiddelen als functie van hun sorptiecoefficient en omzettingssnelheid in bouwvoormateriaal, RIVM-rapportnr 728800003, Bilthoven
- 3 IUPAC, 1984 Non-extractable pesticide residues in soils and plants, Pure and applied chemistry 56, 945-956
- 4 Vonk, J W & D M M Adema, 1988 Biologische beschikbaarheid van grondgebonden residuen van 3,4-dichlooraniline en atrazin voor regenwormen en micro-organismen, Rapportnr R87/368, TNO, Delft
- 5 Rapport "Grondgebonden residuen van bestrijdingsmiddelen Een analyse van milieuhygiënische risico's", 1989 Technische commissie bodembescherming, Leidschendam
- 6 Rapport "Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem", 1989 Technische commissie bodembescherming, Leidschendam
- 7 Boesten, J J T I, 1989 Mondelinge en schriftelijke mededelingen, Staringcentrum, Wageningen
- 8 Calvet, R, 1980, Adsorption-desorption phenomena In R J Hance, Interactions between herbicides and the soil, p 1-30, Academic press, Londen
- 9 Wood, L S, H D Scott, D B Marx & T L Lavy, 1987 Variability in sorption coefficients of metolachlor on a Captina silt loam, J Environ Qual 16, 251-256
- 10 Biggar, J W & D R Nielsen, 1976 Spatial variability of leaching characteristics of a field soil, Water Resour Res 12, 78-84
- 11 Wagenet, R J, 1986. Principles of modeling pesticide movement in the unsaturated zone, In Evaluation of pesticides in ground water, edited by W.Y Garner, R.C. Honeycutt, and H.N Nigg, ACS-symposium series 315, Washington.

- 12 Jury, W A , H Elabd, L D Clendening & M Resketo, 1986 Evaluation of pesticide transport screening models under field conditions, In Evaluation of pesticides in ground water, edited by W Y Garner, R C Honeycutt, and H N Nigg, ACS-symposium series 315, Washington
- 13 White, R.E , 1985 The influence of macropores on the transport of dissolved and suspended matter through soil, *Advances in Soil Science* 3, 95-120
- 14 Boekhold, A E & S E A T M van der Zee, 1989 Behaviour of contaminants in a heterogeneous soil, Ter publicatie aangeboden aan Water Resources Research
- 15 Brouwer, W , 1988 Sorptie van atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin en hydroxyatrazin aan Nederlandse bovengronden, Instituut voor Onderzoek aan Bestrijdingsmiddelen, Wageningen
- 16 Jury, W A , W F Spencer & W J Farmer, 1983 Behaviour assessment model for trace organics in soil I Model description, *J Environ Qual* 12, 558-564
- 17 Jury, W A , W F Spencer & W J Farmer, 1984 Behaviour assessment model for trace organics in soil III Application of screening model, *J Environ Qual* 13, 573-579
- 18 Jury, W A , D D Focht & W J Farmer, 1987 Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil chemical adsorption and biodegradation, *J Environ Qual* 16, 422-428

4 NEVENEFFECTEN EN RISICO'S VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN

INLEIDING

In de adviesaanvraag (bijlage 1) is verzocht om beantwoording van de vraag of het mogelijk is om met toetsen effecten te bepalen van bestrijdingsmiddelen op organismen en zo ja, hoe die effecten dan beoordeeld dienen te worden, uitgaande van herstel mogelijkheden van de bodem. In dit hoofdstuk zullen mogelijke neveneffecten op (bodem)organismen als gevolg van de blootstelling van bestrijdingsmiddelen worden besproken. Daarna zal worden ingegaan op een methode om de risico's van het gebruik van bestrijdingsmiddelen te schatten en op de bruikbaarheid van toetsen daarbij. Het betrekken van herstel mogelijkheden van de bodem bij de beoordeling vindt plaats in hoofdstuk vijf.

BLOOTSTELLING

In het voorgaande hoofdstuk werden de milieuchemische aspecten van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem besproken. Dit gedrag bepaalt de verspreiding van bestrijdingsmiddelen in de bodem en deels de mate van blootstelling waarmee organismen te maken krijgen. Organismen bepalen door hun eigen gedrag deels ook de mate van blootstelling. Blootstelling aan een bestrijdingsmiddel kan plaats vinden door direct contact of door consumptie van met bestrijdingsmiddelen verontreinigd voedsel. De volgende factoren spelen daarbij een rol.

- 1 De biologische beschikbaarheid van het middel, die deels afhankelijk is van de milieuchemische eigenschappen van het middel en deels van eigenschappen van de organismen zelf.
- 2 De tijdsduur van aanwezigheid
- 3 Het met bestrijdingsmiddel behandelde oppervlak
- 4 Het tijdstip van toepassing
- 5 Biologische eigenschappen van de organismen, zoals bijvoorbeeld gedrag en lichaamsgrootte.

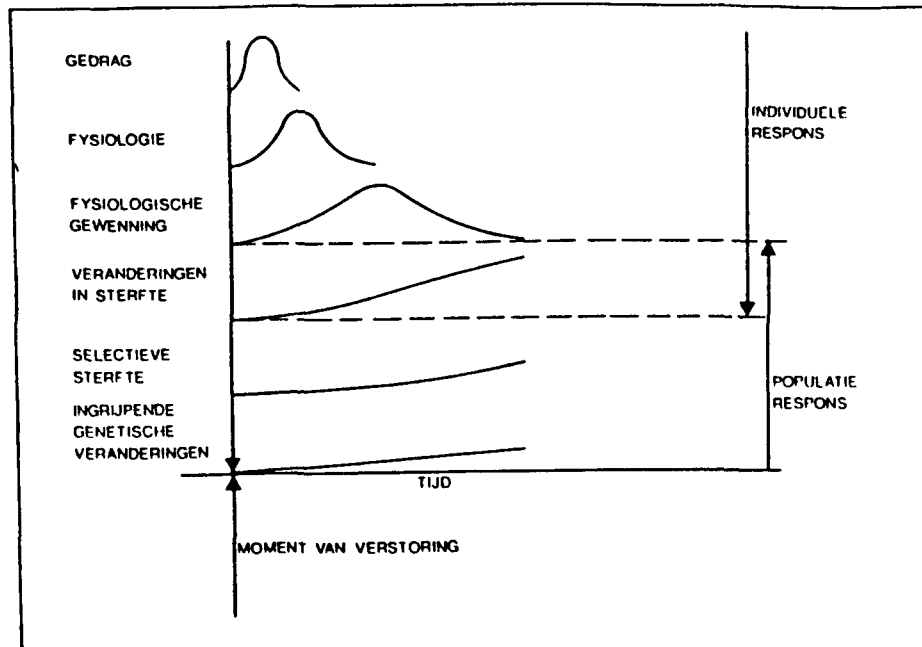
Er zijn relatief veel voorbeelden te bedenken van de manier waarop bodemdieren in het veld mogelijk kunnen bloot staan aan bestrijdingsmiddelen. Het voert te ver om in dit advies al deze mogelijkheden te bespreken, te meer omdat er juist weinig bekend is over de mate waarin bodemorganismen in het veld bloot staan aan bestrijdingsmiddelen. Het kwantificeren van de dikwijls zeer diverse blootstellingsroutes voor verschillende organismen is nog nauwelijks van de grond gekomen. Wel is het mogelijk om verschillen in blootstellingsrisico aan te geven. Zo hebben De Snoo & Canters (1) voor terrestrische gewervelde dieren een lijst opgesteld van soorten die een verhoogd risico lopen om aan herbiciden of insecticiden te worden blootgesteld. Van soorten die zich voor het grootste deel van de tijd in grasland of bouwland ophouden, is nagegaan wat de aard van het voedsel is. Hieruit is afgeleid welke soorten met betrekking tot bestrijdingsmiddelen verhoudingsgewijs een groot risico lopen. Daaruit bleek dat er bij een twaalfstal zoogdiersoorten en bij ongeveer dertig vogelsoorten van een verhoogd blootstellingsrisico kan worden gesproken.

NEVENEFFECTEN

Niveaus

Een neveneffect van een bestrijdingsmiddel wordt gedefinieerd als een effect op een organisme dat niet bestreden dient te worden door het middel. Bij de beoordeling van effecten van toxische stoffen in het algemeen, waaronder neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op het milieu, vraagt een aantal punten de aandacht.

Er kunnen verschillende biologische organisatieniveaus onderscheiden worden, die hiërarchisch georganiseerd zijn. Van laag naar hoog is de rangschikking cel, individu, populatie, levensgemeenschap of ecosysteem. Effecten van toxische stoffen kunnen zich in principe op alle biologische organisatieniveaus afspelen. Nu wordt er in het algemeen vanuit gegaan dat een effect ernstiger is naarmate het zich op een hoger biologisch organisatieniveau afspeelt. Dit heeft vooral te maken met het feit dat de ernst van een effect algemeen wordt uitgedrukt in de tijd die nodig is om tot herstel van het effect te komen (als er tenminste sprake is van een herstelbare situatie). Effecten op hogere organisatieniveaus zijn op zich moeilijker te veroorzaken en vergen in de regel een langdurige blootstelling. Dit kan geïllustreerd worden aan de hand van figuur 9 (2, naar 3).



Figuur 9 Een vereenvoudigd schema van de gevolgen van verstoring van een populatie (2, naar 3)

Figuur 9 kan als volgt geïnterpreteerd worden. In eerste instantie zal een organisme proberen te ontkomen aan blootstelling, door ontwijkend gedrag of door niet te eten. Als dit niet mogelijk is, omdat het middel bijvoorbeeld lang aanwezig is, dan past het organisme zich fysiologisch aan, in die zin dat de in het lichaam opgenomen stof wordt verwerkt. Als een organisme hiertoe niet in staat is dan kan het sterven ten gevolge van een hoge interne concentratie van de stof. Vaak is er sprake van variatie in de capaciteit van individuen binnen een populatie om fysiologisch met een toxische stof om te gaan. De individuen die hier het beste in slagen, hebben een grotere kans op overleving. De stof selecteert dan organismen die zijn aangepast aan de stof. Dit kan op de lange duur leiden tot verandering in genetische eigenschappen van een populatie, omdat steeds op een bepaalde eigenschap is geselecteerd.

In figuur 9 worden alleen effecten op individuen en populaties beschreven, waarbij effecten op cellulair niveau bij effecten op individuen worden gerekend. Een hoger organisatieniveau, zoals dat van de levensgemeenschap of het ecosysteem kan hier

ook nog bij betrokken worden. Het wegvallen of terugvallen van de dichtheid van een populatie kan gevolgen hebben voor de levensgemeenschap, omdat bijvoorbeeld concurrentieverhoudingen veranderen of er een voedselbron voor een predator afneemt of wegvalt.

Combinatietoxiciteit

Vaak zal een organisme te maken hebben met een gelijktijdige blootstelling aan meer dan één stof. Ook met betrekking tot bestrijdingsmiddelen kan dit regelmatig voorkomen, door toepassing van meerdere middelen tegelijkertijd of toepassing van een middel kort na de toepassing van een ander middel. Het is de vraag in hoeverre effecten van stoffen additief moeten worden beschouwd, en in welke mate de stoffen daarvoor een overeenkomstig werkingsmechanisme moeten hebben. Er is nog maar weinig onderzoek verricht naar deze vraag. Met betrekking tot de additieve werking van stoffen met verschillende werkingsmechanismen veronderstelt Deneer (4) dat naarmate de gevoeligheid van de onderzochte effect parameter toeneemt, de additieve werking van de stoffen met verschillende werkingsmechanismen zal afnemen. Vanuit de biologie gezien ligt dit overigens voor de hand. Indien bijvoorbeeld "sterfte" als effect parameter wordt gekozen dan kan deze op tal van verschillende manieren worden beïnvloed. Een stof die specifiek de werking van orgaan A bemoeilijkt en een stof die dat bij orgaan B doet kunnen met betrekking tot sterfte een additieve werking hebben omdat een goede werking van zowel orgaan A als orgaan B essentieel voor het voortleven van het organisme is. Indien echter de werking van orgaan A als effect parameter zou zijn gekozen dan wordt een effect eerder gedetecteerd omdat er naar een direct effect gezocht wordt. Bij het beoordelen van secundaire effecten zoals sterfte, is de kans geringer om een gering effect op de werking van orgaan A te detecteren. Een directe bepaling van het effect op orgaan A is dus gevoeliger. De additieve werking van een stof die alleen orgaan B beïnvloedt is in dat geval echter verdwenen. Analoog hieraan kan beredeneerd worden dat het effect van twee stoffen, die specifiek werken op twee verschillende soorten, additief zijn op het levensgemeenschapsniveau. Beide stoffen beïnvloeden immers de soortensamenstelling van de levensgemeenschap.

In het algemeen valt dus te verwachten dat naarmate een effect parameter betrekking heeft op een hoger biologisch organisatie niveau, de gevoeligheid van die parameter voor specifieke stoffen lager zal zijn en de additiviteit van de werking van stoffen groter zal zijn.

Extrapolatie

Bij het vaststellen van effecten en het inschatten van de risico's daarvan spelen de volgende overwegingen een rol. Het individuele niveau leent zich goed voor het vaststellen van optredende effecten, omdat deze effecten in het algemeen eenduidig zijn en in laboratoriumopstellingen kunnen worden onderzocht. Effecten op populatie- en ecosysteemniveau zijn moeilijk vast te stellen en vergen veel veldonderzoek. In de praktijk van het schatten van risico's van stoffen bestaat er dan ook, zeker voor aquatische milieu's, relatief veel ervaring met het gebruik van zogenaamde enkelsoortstoetsen, waarin effecten op het individuele niveau worden bepaald.

Thans is het ontwikkelen van toetsen voor het terrestrische milieu aan de orde, en ook daar bestaat voorkeur voor het gebruik van enkelsoortstoetsen. Het doel van het toetsen van toxische stoffen is echter mede gericht op het schatten van risico's voor hogere organisatieniveaus, zoals populaties, levensgemeenschappen en ecosystemen. Bij gebruik van toetsen waarin effecten op individuen worden bepaald, dient er dus een extrapolatie plaats te vinden van dat effect naar het levensgemeenschap- of ecosysteemniveau. In het hierna volgende zal eerst aandacht worden besteed aan de voorwaarden waaronder en de manier waarop extrapolatie, uitgaande van een effect op individueel niveau, naar hogere niveaus kan plaats vinden.

NEVENEFFECTEN OP INDIVIDUEN

Neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op individuen kunnen zich op een aantal subniveaus afspelen. Een organisme kan in gedrag reageren, kan een fysiologische reactie of een fysiologische aanpassing vertonen of, als het hier toe niet afdoende in staat is, dood gaan aan de blootstelling aan het middel. In de thans gebruikte toetsen staan lethale effecten of effecten op reproductie en groei centraal. Men dient zich daarbij te realiseren dat er dan reeds andere effecten hebben kunnen plaats vinden op een lager subniveau, die voor het organisme nadelig zijn, maar niet in de toets tot uiting komen. Zo kunnen bijvoorbeeld regenwormen bij het toetsen van een stof op lethale concentraties weigeren in verontreinigde grond te kruipen en moeten dan daartoe gedwongen worden (door licht en/of uitdroging). Men dient zich er hierbij van bewust te zijn dat de gevolgen van ontwijkend gedrag consequenties kunnen hebben op het ecosysteemniveau. Voor de bodem maakt het immers niet uit of organismen zijn uitgestorven, inactief zijn of, indien mogelijk, weggevlucht zijn.

Lethale effecten op individuen hebben directe gevolgen voor het populatie niveau de grootte van de populatie neemt af. Gesteld kan worden dat alle effecten op individuen, voor zover deze niet lethaal zijn, negatieve consequenties zullen hebben voor de energiehuishouding van het organisme. Met andere woorden omdat een individu op een of andere manier op de blootstelling aan een stof moet reageren, zal dit energie kosten, die dan niet besteed kan worden aan de andere energie vragende processen, te weten onderhoud, groei en reproductie. Om te overleven zal onderhoud altijd plaats moeten vinden, dus zal energie in eerste instantie daaraan worden besteed. Vervolgens kan energie besteed worden aan groei en reproductie. Er zijn aanwijzingen dat sommige organismen in het geval van energieschaarste doorgaan met reproduceren, terwijl anderen deze energetische inspanning niet meer kunnen leveren. Door dergelijke effecten op individuen uit te drukken in consequenties voor groei en reproductie (waarbij reproductie vaak afhankelijk is van de grootte van een organisme en dus de groei) kan geschat worden wat dit voor gevolgen heeft voor het populatieniveau.

NEVENEFFECTEN OP POPULATIES

Het aantal individuen in een (gesloten) populatie kan beschouwd worden als de resultante van reproductie en sterfte. De bijdrage van elk individu aan deze processen varieert in het algemeen met de leeftijd. Bij populaties met een stabiele leeftijdsopbouw (c.q. grootte opbouw) kan de bijdrage van het individu aan toekomstige generaties exact worden aangegeven met de parameter "reproductieve waarde", een concept dat in de jaren '30 door Fisher, één van de grondleggers van zowel de moderne statistiek als de populatiegenetica, is ontwikkeld. De door R.A. Fisher gedefinieerde reproductieve waarde van een organisme op een bepaalde leeftijd x (v_x) relatief ten opzichte van de reproductieve waarde bij de geboorte van een organisme (v_0) kan geschat worden met behulp van de volgende formule (5)

$$\frac{v_x}{v_0} = \frac{e^{rx}}{l_x} \sum_{y=x}^{\infty} e^{-ry} l_y m_y$$

waarin

- v_x = reproductieve waarde van individu op leeftijd x ,
- v_0 = reproductieve waarde van individu bij geboorte,
- r = intrinsieke reproductie snelheid,
- l_y = aantal overlevende vrouwtjes op leeftijd y ,
- m_y = de vruchtbaarheid van vrouwtjes op leeftijd y (uitgedrukt als het gemiddelde aantal vrouwelijke nakomelingen op leeftijd y)

In deze formule wordt het aantal nakomelingen gesommeerd dat geproduceerd zal worden door een vrouwelijk individu van een bepaalde soort vanaf leeftijd x tot aan het einde van haar leven. In praktijk wordt v_0 op één gesteld, zodat deze wegvalt uit de formule. De formule geeft dan de reproductieve waarde van een individu als een veelvoud van die bij de geboorte. Een reproductieve waarde van twee bij een bepaalde leeftijd x houdt in dat dit vrouwtje naar verwachting twee maal zoveel vrouwelijke nakomelingen zal produceren dan een vrouwelijke soortgenoot bij de geboorte. Dit verschul wordt veroorzaakt door de hoge sterfte van nog niet volwassen vrouwtjes.

Veel van de in de bodem levende soorten hebben een seizoensgebonden reproductie- en sterftesnelheid, hetgeen betekent dat er geen sprake is van een stabiele leeftijdsopbouw. Dit houdt in dat bovenstaande benadering voor deze soorten niet opgaat. In deze gevallen kan op jaarbasis echter wel van een stabiele leeftijdsopbouw sprake zijn. Voor bovengenoemde parameters zou dan gebruik gemaakt kunnen worden van de jaargemiddelden.

In theorie hebben effecten op individuen met een hoge reproductieve waarde ook de grootste gevolgen voor de populatie, indien alle "leeftijdsklassen" binnen de populatie even gevoelig zijn voor het middel. Wanneer er echter gevoelige en ongevoelige stadia zijn binnen de populatie, dan wordt de zaak ingewikkelder. Dan hangt het gevolg voor de populatie af van de reproductieve waarde van de gevoelige stadia.

Bij koudbloedige dieren met een variabele groeisnelheid is het in populatiemodellen eenvoudiger om de reproductie en sterfte afhankelijk te stellen van de lichaamsgrootte, in plaats van de leeftijd. Dan moet de reproductieve waarde wor-

den berekend in relatie tot de lichaamsgrootte, waar overigens dan dezelfde randvoorwaarden voor gelden. Andere parameters die gebruikt kunnen worden om het effect van een stof op een populatie uit te drukken zijn biomassa productie parameters. Hierbij wordt het effect op groei en sterfte in stadium gestructureerde populaties doorberekend in één parameter, namelijk de totale biomassa productie ten gevolge van groei en reproductie ten opzichte van de grootte van de populatie. De biomassa productie van een populatie is met name van belang voor het functioneren van de populatie binnen de levensgemeenschap.

Om tot een goede omschrijving van de gevolgen van (sub)lethale neveneffecten van bestrijdingsmiddelen voor populaties te komen moet er dus minstens iets bekend zijn over de reproductiesnelheid en de sterfte intensiteit van de populatie en de individuele groeisnelheid van een soort, alsmede de manier waarop deze parameters worden beïnvloed door het betreffende middel.

Hoewel er met bovenstaande stadium gestructureerde populatietheorie goede mogelijkheden zijn om effecten op groei, reproductie en sterfte te integreren voor de populatie, lijkt het praktische nut van een dergelijke benadering beperkt. Uit het hierna volgende zal namelijk blijken dat het moeilijk is aan te geven wat voor consequentie een effect op een populatie heeft voor het functioneren van een ecosysteem. Voor soorten waarvan de instandhouding van de populatie op een bepaalde plaats in het bijzonder van belang is, omdat het bijvoorbeeld beschermde soorten of zogenoemde key-species (zie verder) zijn, kunnen stadium gestructureerde modellen worden gebruikt om effecten op groei, reproductie en sterfte te integreren.

NEVENEFFECTEN OP LEVENSGEMEENSCHAPPEN/ECOSYSTEMEN

In het bodemsysteem moet in principe, als het gaat om de verzameling van organismen die zich in of op dat bodemsysteem bevinden, of daarvan afhankelijk zijn voor hun voedsel, worden gesproken over een levensgemeenschap. Het bodemsysteem zelf is een essentieel onderdeel van elk ecosysteem met betrekking tot het functioneren van stofkringlopen. Veel principes die gelden voor ecosystemen, met name als het gaat om hoe organismen elkaar beïnvloeden, gelden ook voor een bodemsysteem.

Extrapolatie van effecten op populatieniveau naar levensgemeenschapsniveau voegt een nieuw element aan het geheel toe. In een levensgemeenschap bevinden zich populaties van verschillende soorten en deze kunnen interacties vertonen. In

het algemeen wordt er van uit gegaan dat natuurlijke ecosystemen (levensgemeenschappen) een zeker evenwicht vertonen, dat wil zeggen de samenstelling van de levensgemeenschap (soorten en aantallen soorten) is van jaar tot jaar ongeveer hetzelfde, hoewel de samenstelling over een langere termijn kan veranderen ten gevolge van successie. Er is in het verleden veel discussie geweest of dergelijke (schijnbare) evenwichten nu een sterke vorm van "ecosysteemregulatie" veronderstellen, met andere woorden of de aanwezigheid en dichtheid van een soort voornamelijk wordt gereguleerd door de interacties van die soort met andere soorten. Het is echter aannemelijk dat er in veel gevallen eerder sprake is van een zogenoemde neutrale situatie ten opzichte van interacties tussen soorten (6, 7, 8 en 9), in die zin dat er een arbitrair groot aantal factoren (van abiotische en biotische aard) is dat het aantal organismen in een populatie positief beïnvloedt en een even groot aantal factoren waar een negatieve invloed van uitgaat, zodat het netto effect daarvan een "evenwichtig systeem" is.

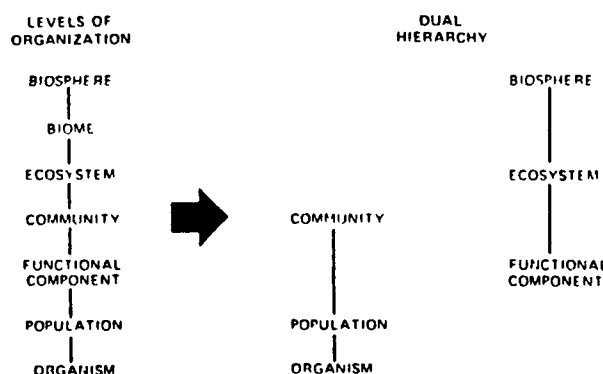
In dergelijke situaties kan het neveneffect van een bestrijdingsmiddel op het ecosysteem (of een levensgemeenschap) worden geschat op grond van het neveneffect op een representatieve steekproef van soorten uit dat systeem.

Deze beschouwingwijze kan in elk geval niet voor alle situaties worden gehanteerd. Er zijn situaties waarbij ecosystemen verschijnselen vertonen die niet verklaard kunnen worden met het neutrale model. Voor deze gevallen wordt er een elegante theoretische verkenning gegeven door Levins (10), met behulp van de door hem ontwikkelde "loop analyse". Als algemeen geldend resultaat kan geconcludeerd worden uit het werk van Levins dat effecten op ecosysteemniveau in het geval van ecosysteemregulatie slechts dan uit effecten op individuele soorten te voorspellen zijn als de structuur van het ecosysteem (dat wil zeggen de biologie van de soorten met inbegrip van de onderlinge relaties) bekend is. Dit lijkt, zeker voor een milieubeleid dat gericht is op een "algemene bescherming" een welhaast onmogelijke opgave.

Het neutrale model, waarbij effecten op individuen wel naar ecosysteemniveau zijn te vertalen, zou echter een goede benadering kunnen zijn voor de door de mens beïnvloede cultuurlandschappen. Voor landbouwgronden geldt in elk geval dat het per definitie systemen zijn die hun stabiliteit te danken hebben aan externe factoren (teeltwijze, bemesting etc.) en niet aan het ingewikkelde netwerk van interacties tussen verschillende soorten. Er zijn aanwijzingen dat ook voor de door de mens minder beïnvloede gebieden, hetgeen in Nederland als "natuurterrein" wordt aangeduid, voor levensgemeenschappen van bodemorganismen een neutrale model benadering zou kunnen worden gehanteerd (zie ref. 11, 12 en 13).

Bij bescherming van de bodem tegen ongewenste effecten van stoffen wordt uitgegaan van bescherming van de functies. De multifunctionaliteit moet behouden blijven.

Met betrekking tot de bescherming van (bodem)organismen kan gesteld worden dat daarbij vooral de ecologische functie van de bodem in het geding is. Er is veel discussie over de vraag of effecten die worden waargenomen in ecosystemen verklaard kunnen worden vanuit effecten op de structuur van een ecosysteem (in de vorm van individuen, populaties en levensgemeenschappen) of vanuit effecten op de functies die worden vervuld door groepen van organismen in een ecosysteem (functionele eenheden). Dit probleem kan volgens O'Neill en medewerkers (14) in zekere mate opgelost worden als men zich realiseert dat de structuur en functie twee verschillende en elkaar aanvullende manieren zijn om naar een ecosysteem te kijken. O'Neill (en anderen) noemt dit het concept van de "tweevoudige hiërarchie", zoals wordt aangegeven in figuur 10. Het blijkt dat zowel de structuur- als de functionele benadering nodig zijn om verschijnselen in ecosystemen te verklaren.



Figuur 10 De tweevoudige hiërarchische structuur van ecologische systemen. Links worden de organisatie niveaus getoond. Rechts worden de structuur- en de functionele benadering beschouwd, als afzonderlijke hiërarchien (14).

Voor extrapolatie van effecten op de structuur van ecosystemen naar het functioneren van ecosystemen is kennis nodig over de relatie daartussen. In het algemeen is er meestal geen eenduidige relatie tussen "functionele eenheden" in ecosystemen.

en een bepaalde soortensamenstelling. Verschillende soorten kunnen dezelfde functie vervullen. Dezelfde soort kan meerdere functies tegelijkertijd uitoefenen of verschillende functies op verschillende plaatsen en tijdstippen hebben. Met andere woorden: de soortensamenstelling van de "functionele eenheid" die bijvoorbeeld de afbraak van dood organisch materiaal verzorgt, varieert in tijd en tussen plaatsen (binnen zekere grenzen). Effect op de populatie van een bepaalde soort uit deze functionele eenheid heeft dus niet altijd consequenties voor de functie "afbraak van organisch materiaal", omdat een andere soort uit deze eenheid de rol kan overnemen (functionele redundantie). Hierbij dient men zich wel te realiseren dat hiermee de functionele redundantie is afgenomen en het vermogen om toekomstige verstoringen te compenseren is verminderd.

Er zijn echter ook soorten die als enige een hele specifieke functie hebben in een ecosysteem. Dit zijn zogenoemde "key-species". Zo zal het systeem "dennebos" sterk worden beïnvloed door het uitsterven van de denneboom, terwijl het uitsterven van één van de vele mijtesoorten voor het systeem van relatief weinig betekenis is. Mogelijke key-species in de bodem zijn regenwormen en micro-organismen betrokken bij de stikstof- en zwavelkringloop. Effecten op deze soorten kunnen directe gevolgen hebben voor het functioneren van ecosystemen, en deze effecten dienen dan ook apart te worden beoordeeld. Hierbij kan voor hogere organismen gebruik gemaakt worden van stadium gestructureerde populatie modellen.

Extrapolatie van effecten op populaties of levensgemeenschappen naar effecten op het functioneren van ecosystemen is dus in het algemeen niet mogelijk, omdat er geen duidelijke relatie is tussen de structuur van een ecosysteem en het functioneren daarvan. Aangenomen wordt echter, onder andere door de Gezondheidsraad (15) dat het in stand houden van de structuur zoals deze wordt aangetroffen in een niet verstoorte situatie op dit moment de beste garantie biedt voor het in stand houden van het functioneren van een ecosysteem. Op grond van de functionele redundantie zou dan zelfs enige lichte "hinder" van een aantal soorten (niet key-species) toelaatbaar zijn.

Samenvattend kan gesteld worden dat extrapolatie van effecten op individuen naar effecten op het functioneren van ecosystemen vereist dat bekend is hoe de mortaliteit, groei en reproductie van de individuen wordt beïnvloed, en dat er sprake moet zijn van een neutrale situatie ten aanzien van interacties tussen soorten. Bovendien moet de aanname gedaan worden dat bescherming van de structuur van een ecosys-

teem garanties biedt voor het functioneren van een ecosysteem, waarbij er speciale aandacht moet zijn voor effecten op key-species

RISICO ANALYSE

Bij het gebruik van bestrijdingsmiddelen zullen meerdere populaties tegelijkertijd getroffen worden door neveneffecten van bestrijdingsmiddelen. Niet alle soorten zijn echter even gevoelig voor een bestrijdingsmiddel. Ten behoeve van het schatten van het risico van een toegepast bestrijdingsmiddel moet er een kwantitatieve relatie bekend zijn tussen de aanwezige concentratie en het aantal getroffen soorten. Bovendien moet bekend zijn wat de aard (ernst) van het effect is op de soorten. De "Risico Analyse Bodemverontreiniging" (RAB-)methode, ontwikkeld door Van Straalen en Denneman (16) is in dit opzicht veelbelovend (deze methode wordt zowel RAB-methode als methode Van Straalen genoemd). De methode gaat uit van het principe dat in een multifunctionele bodem geen negatieve effecten mogen optreden op populaties van organismen. Derhalve wordt uitgegaan van NOEC's*, verkregen uit gestandaardiseerde laboratorium experimenten met proefdieren of planten, en bij voorkeur NOEC's van parameters die direct van belang zijn voor het voortbestaan van de populatie (groei of reproductie). Dit houdt in dat de toetsen gericht moeten zijn op het opsporen van chronische effecten, hetgeen aansluit bij de blootstelling van de organismen in het veld. Er wordt uitgegaan van een blootstellingsrisico van één. Aangenomen wordt dat de gevoeligheid van verschillende soorten toetsorganismen voor een bepaalde stof kan worden omschreven met een statistische verdeling, zoals een log-logistische verdeling. Met behulp van de waargenomen NOEC's kunnen de parameters van de log-logistische verdeling worden geschat, te weten de *gemiddelde* gevoeligheid en de *variatie* in de gevoeligheid. De RAB-methode levert een kwantitatieve relatie op tussen een bepaalde concentratie van een stof en het percentage soorten dat van deze stof enig effect ondervindt.

Verder wordt er gecorrigeerd voor de kans op schattingsfouten, die groter is naarmate er minder NOEC's worden gebruikt in de schatting.

* No Observed Effect Concentration, de hoogste concentratie in de proef waarbij nog geen effect is waargenomen.

De voornaamste kritiek op de methode is dat het experimenteel bepalen van de benodigde No Observed Effect Concentrations met minder nauwkeurigheid kan geschieden dan het bepalen van een LC₅₀, en dat er ook minder NOEC's bekend zijn uit de literatuur. Ook is de schatting van de spreiding in de NOEC's en met name het aangeven van de betrouwbaarheid daarvan een punt dat voor verbetering vatbaar is. Het gebruik van een log-logistische verdeling bij de methode doet merkwaardig aan, omdat in het algemeen wordt aangenomen dat het verband tussen de concentratie en de NOEC's van verschillende soorten met een log-normale verdeling beschreven kan worden. Hoewel voor een log-logistische verdeling is gekozen om praktische redenen (is wiskundig beter te hanteren en is nauwelijks te onderscheiden van een log-normale verdeling, zie ref 17), zou de commissie het raadzaam vinden om naar een methode te streven die het werkelijke statistische verband hanteert.

De berekeningsmethode die wordt gebruikt om te corrigeren voor verschil in biologische beschikbaarheid is ook onderwerp van kritiek (18), omdat deze niet voor alle soorten organismen hetzelfde hoeft te zijn en omdat de beschikbaarheid van meer factoren afhangt dan de hoeveelheid organisch koolstof en lutum in de bodem. Hoewel de commissie zich bewust is van het feit dat de RAB-methode nog zal worden bijgesteld, om tegemoet te komen aan de geuite kritiek, meent zij toch te moeten constateren dat de RAB-methode de meest "uitgewerkte" methode is, waarmee wordt bedoeld dat er is gestreefd naar het incorporeren van zoveel mogelijk van invloed zijnde factoren. Het feit dat er wellicht nog te weinig gegevens zijn voor het toepassen van de RAB-methode betekent volgens de commissie niet dat de methode niet bruikbaar is, maar dat er meer gegevens moeten worden verzameld.

De RAB-methode maakt gebruik van toetsen waarbij de geen-effect-concentratie van een stof op een parameter van een toetsorganisme wordt bepaald. In dit hoofdstuk is vastgesteld dat effecten van toxische stoffen op ecosystemen kunnen worden afgeleid uit effecten op populaties van organismen, als aan speciale voorwaarden is voldaan. Deze voorwaarden zijn samengevat onder het zogenoemde "neutrale model", waarbij de interacties tussen de ter plekke voorkomende soorten en de daaruit voortvloeiende regulatie van de populatieomvang en dergelijke van ondergeschikt belang zijn ten opzichte van de regulatie door andere (antropogene) factoren. De RAB-methode is dus alleen van toepassing als er sprake is van een neutrale situatie ten opzichte van interacties tussen soorten.

Naast de RAB-methode bestaan nog een aantal andere risico beoordelingsmethoden, te weten de methode Kooijman (17) en de methode Slooff (19). De methode

Slooff is gebaseerd op empirische relaties tussen enkelsoorts- en meersoortstoetsen in aquatische systemen. Rekentechnisch komen de RAB-methode en de methode Kooijman vrijwel overeen. De RAB-methode geeft een relatie tussen de concentratie van de stof in de bodem en het percentage soorten uit een levensgemeenschap dat enig effect ondervindt. Bij de methode Kooijman moeten absolute getallen worden gekozen voor het aantal soorten organismen dat zich in een levensgemeenschap bevindt. Voorts baseert Kooijman zich op de LC₅₀'s* van beschouwde stoffen.

In de brochure "Omgaan met risico's" (20) wordt gekozen voor een risico per stof zodanig dat het maximale toelaatbare (risico) niveau wordt bereikt als de concentratie van een stof gelijk is aan de berekende concentratie waarbij aan 95 % van de soorten in het ecosysteem bescherming wordt geboden. Dit sluit goed aan bij de opzet van de RAB-methode. In een vergelijking en evaluatie van de drie methoden (15) beveelt de Gezondheidsraad een procedure aan om tot risicobeoordeling van stoffen te komen, waarin alle drie methoden gebruikt worden. In praktijk houdt dit voorstel echter in dat voor veel stoffen de RAB-methode gebruikt zal worden.

TOETSEN

Het gebruik van de RAB-methode voor risico beoordeling houdt een keuze in voor de te gebruiken toetsen. De methode veronderstelt dat de gegevens over gevoeligheid van organismen die worden gebruikt voor de berekeningen een a-selecte trekking zijn uit alle mogelijke gevoeligheden van organismen uit het betreffende ecosysteem. "A-select" wil zeggen dat er geen willekeur of vooroordeel ten grondslag heeft gelegen bij de keuze van soorten. In praktijk valt dit moeilijk hard te maken, omdat niet alle soorten organismen zich even gemakkelijk lenen voor toxiciteitstoetsen. Om toch een redelijk inzicht te krijgen in de spreiding in gevoeligheid van organismen wordt aanbevolen om soorten te kiezen die representatief zijn voor de ecologische functie die ze vervullen, de taxonomische groepen en de blootstellingsroute (21). Dit hoeven niet alleen soorten te zijn die voorkomen in het met bestrijdingsmiddelen te behandelen gebied. In principe moeten alle soorten die potentieel in aanraking kunnen komen met een bestrijdingsmiddel beschermd worden.

* Lethale Concentratie waarbij 50% van de individuen (in de toets) sterft, binnen een bepaalde tijdsduur.

In een eerder advies van de TCB (18) werd een minimum van vijf toetsen voldoende geacht om een redelijk beeld te krijgen van het gemiddelde en de variatie in de NOEC's. Dit aantal lijkt haalbaar, te meer als dit wordt gezien in relatie met het aantal van tien toetsen die worden gedaan in het kader van het deugdelijkheidsonderzoek van bestrijdingsmiddelen. Overigens moet wel bedacht worden dat de toetsen met doelsoorten van het bestrijdingsmiddel bij voorkeur niet gebruikt moeten worden in de RAB-methode, vooral als het gaat om selectieve middelen. De doelsoorten van selectieve middelen zullen zeer gevoelig zijn voor het middel en gevoeliger dan niet doelsoorten. Het voorkomen van gevoelige soorten (lage NOEC's) vergroot het geschatte percentage soorten dat bij een bepaalde concentratie van het bestrijdingsmiddel in de bodem een nadelig effect zal ondervinden. Het risico van het betreffende bestrijdingsmiddel voor niet-doelsoorten zal dan groter worden geschat, terwijl het om een middel met selectieve werking gaat, wat juist als gunstige eigenschap wordt gezien.

Voor het terrestrische milieu zijn (chronische) toetsen nog in een (vroeg) ontwikkelingsstadium. Met betrekking tot toetsontwikkeling met ongewervelde bodemdieren kunnen de volgende groepen bodemorganismen als representatief worden beschouwd voor een bodemlevensgemeenschap: nematoden, regenwormen, pissebedden, oribatide mijten, lyniphide spinnen, springstaarten en carabide kevers. Deze dieren dragen bij aan het decompositieproces of beïnvloeden, als predatoren, populaties van dieren die zijn betrokken bij de decompositie. Met vertegenwoordigers van een aantal van de hierboven genoemde groepen heeft toetsontwikkeling min of meer plaatsgevonden. Er zal echter nog verder onderzoek nodig zijn, waarbij soorten uit de bovenstaande groepen met elkaar en met gerelateerde soorten worden vergeleken, aan de hand van toetsresultaten met een aantal verschillende chemicaliën. Dit leidt onder andere tot inzicht in de stof-afhankelijke verdeling van de gevoeligheid van soorten, waarop de RAB-methode is gebaseerd.

Binnen de cluster B van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek wordt nu reeds gewerkt aan toetsontwikkeling voor het terrestrische milieu, hetgeen naar verwachting binnen enkele jaren zal leiden tot de opstelling van protocollen voor bodemtoetsen. Ook de OECD stimuleert het ontwikkelen van richtlijnen voor gestandaardiseerde internationale toetsen voor de bodem.

Door het gebruik van enkelsoortstoetsen in de RAB-methode wordt voorbij gegaan aan neveneffecten op ecosysteemniveau, dat wil zeggen neveneffecten die optreden wanneer er sprake is van een effect met een andere directe oorzaak dan de toxiciteit

van het bestrijdingsmiddel. Deze kunnen optreden via het voedsel (bijvoorbeeld wegvallen prooidier) of via de habitat (bijvoorbeeld het gewas waar het organisme in leeft wordt gedood). Zo wijzen Notenboom & van Beelen (22) op de mogelijkheid dat, onder andere ten gevolge van bestrijdingsmiddelengebruik, de decompositie van organisch materiaal geremd kan worden. Allerlei organische stoffen kunnen dan, vooral bij koud en nat weer, uitspoelen naar het grondwater. Daar kan de toevoer van organische stoffen leiden tot een tijdelijke zuurstofloosheid, omdat de relatief weinige zuurstof die beschikbaar is, wordt verbruikt voor de afbraak van de aangevoerde stoffen. De tijdelijke zuurstofloosheid kan leiden tot het uitsterven van de grondwaterfauna ter plaatse. Door de lage groeisnelheid en de geringe rekolonisatiemogelijkheden van de grondwaterfauna zal dit effect nog lang zichtbaar blijven.

Veel van dergelijke zogenoemde "ecologische neveneffecten" (1) zijn niet met behulp van toetsen op te sporen. In die gevallen waarin dit enigszins mogelijk is, betreft het in het algemeen gecompliceerde en kostbare toetsen die zich niet lenen voor routinematig onderzoek. Een deel van deze ecologische neveneffecten wordt veroorzaakt door interacties tussen soorten, en in het voorafgaande is dan ook gesteld dat de RAB-methode niet van toepassing is in situaties waar interacties een belangrijke rol spelen. De commissie meent echter dat ecologische neveneffecten van bestrijdingsmiddelen wel van belang zijn bij de toelating van bestrijdingsmiddelen. In gevallen waarbij wordt vermoed of geen zekerheid kan worden verkregen over het al dan niet optreden van ecologische neveneffecten zou een "fieldtrial" met het betreffende bestrijdingsmiddel kunnen worden uitgevoerd. Aansluitend daarop signaleert de commissie nogmaals dat het met name ontbreekt aan kwantificering van de blootstelling van organismen in het veld. Veldonderzoek naar de blootstelling met een aantal geselecteerde bestrijdingsmiddelen zou een belangrijke bijdrage aan deze kwantificering kunnen leveren.

EVALUATIE VAN REFERENTIEWAARDEN BESTRIJDINGSMIDDELEN

In het deelrapport "Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor bestrijdingsmiddelen in de bodem" (21) wordt met behulp van de RAB-methode voor drie bestrijdingsmiddelen de voorgestelde referentiewaarde(n) geëvalueerd (tabel 4). Volgens de RAB-methode blijkt dat bij de in het Milieuprogramma 1988-1991 (23) genoemde referentiewaarden ongeveer tien procent van de soorten met nadelige effecten wordt geconfronteerd. Hierbij moet aangetekend worden dat de gebruikte

data-sets beperkt waren en geen absolute geldigheid aan dit resultaat mag worden toegekend. Het impliceert hooguit dat de gehanteerde referentiewaarden wellicht aan de hoge kant zijn.

Tabel 4 Percentage soorten dat bij de voorgestelde referentiewaarden (23, 24) enig neveneffect van het bestrijdingsmiddel ondervindt (overschrijding van de NOEC, naar referentie 21)

stof	referentiewaarde	% soorten
lindaan	1 µg/kg	5,3 %
	10 µg/kg (24)	11,4 %
aldrin	10 µg/kg	10,4 %
dieldrin	10 µg/kg	10,9 %

Tevens worden in het deelrapport (21) waarden berekend, waarbij 5 % (of 1 %, afhankelijk van de aard van de gebruikte gegevens) van de soorten in het (bodem)ecosysteem in aanraking komt met nadelige effecten van bestrijdingsmiddelen. Tabel 5 geeft een overzicht van de resultaten. Hieruit blijkt dat bij 5 % alle waarden, behalve voor atrazine rond de één µg/kg liggen, bij 1 % liggen de waarden onder de één µg/kg. De uitzondering van atrazine heeft te maken met het feit dat atrazine een herbicide is en minder toxisch blijkt te zijn voor ongewervelde bodemdieren. In de toetsgegevens werden echter geen resultaten van toetsen met planten gebruikt, in dat geval zou de waarde voor atrazine ongetwijfeld lager zijn geweest.

Tabel 5 Concentraties ($\mu\text{g}/\text{kg}$) van bestrijdingsmiddelen in de bodem waarbij respectievelijk 5 % of 1 % van de soorten enig effect van het middel (overschrijding van de NOEC) ondervindt bij een kans van 5 % op verkeerde schatting door steekproeffouten (naar 21)

stof	5 %	1 %
lindaan	0,85	0,009
aldrin	1,74	0,04
dieldrin	1,10	0,01
atrazin	15200	4100
carbaryl	0,20	0,0016
carbofuran	3,30	0,20

CONCLUSIES

Het concreet willen voorspellen van neveneffecten op ecosystemen vanuit "eigenschappen" van bestrijdingsmiddelen (toxiciteit, persistentie, mobiliteit, selectieve werking etc), die op zichzelf per situatie weer kunnen verschillen, omvat zoveel tussenstappen die afwijkingen kunnen veroorzaken, dat dit een vruchteloze onderneming lijkt. Een andere benadering die uitgaat van geconstateerde neveneffecten in het veld, zou hier uitkomst kunnen bieden, ware het niet dat er met name weinig bekend is over de blootstelling van bodemorganismen aan bestrijdingsmiddelen in het veld.

Het afleiden van gevolgen van bestrijdingsmiddelen voor een populatie uit neveneffecten op individuen kan (theoretisch) plaatsvinden met behulp van de reproductieve waarde van het individu, hetgeen kennis vereist over de populatieopbouw. Het afleiden van gevolgen voor de structuur van de bodemlevensgemeenschap op grond van neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op individuen van verschillende soorten is slechts mogelijk indien kan worden aangenomen dat er sprake is van een neutrale situatie ten aanzien van interacties tussen populaties.

Voor de risico beoordeling van bestrijdingsmiddelen kan gebruik worden gemaakt van de RAB-methode. De methode is echter nog voor verbetering vatbaar. Een

voorwaarde voor het gebruik van de RAB-methode is dat er meer gestandaardiseerde, chronische, enkelsoortstoetsen voor het terrestrisch milieu beschikbaar komen

De in dit hoofdstuk gepresenteerde resultaten van de RAB-methode met zes bestrijdingsmiddelen geven aan dat bij een waarde van ca 1 µg/kg 95 % van de ongewervelde bodemdieren niet met nadelige effecten wordt geconfronteerd. De basis van deze resultaten is echter te summier om daar algemene conclusies aan te verbinden. Wel kan dit resultaat als indicatieve waarde voor modelberekeningen worden gebruikt.

Er kan niet worden volstaan met een risico beoordeling van bestrijdingsmiddelen op grond van laboratoriumexperimenten alleen. Veldonderzoek blijft een onmisbare component, zowel in verband met onderzoek naar de blootstelling, als bij het opsporen van ecologische neveneffecten.

LITERATUUR

- 1 De Snoo G R & K J Canters, 1987 Neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische vertebraten CML-mededelingen 35a en 35b, Leiden
- 2 Bodemecologie, 1984 VROM, Reeks Bodembescherming nr 37 Staatsuitgeverij, Den Haag
- 3 Slobodkin, L B, 1980 Growth and regulation of animal populations Dover Publications, New York, 234 p
- 4 Deneer, J W., 1988 The toxicity of aquatic pollutants QSAR's and mixture toxicity studies Academisch proefschrift, RUU
- 5 Wilson, E O. & W.H Bossert, 1971 A primer of population biology Sinauer, Stamford, Connecticut, 4e druk
- 6 Nitecki, M H & A Hoffman (eds), 1987. Neutral models in biology Oxford University press, Oxford

- 7 Caswell, H , 1976 Community structure a neutral model analysis Ecol Monographs 46 327-354
- 8 Boer, P J den, 1968 Spreading of risk and stabilization of animal numbers Acta biotheor (Leiden) 18 165-194
- 9 Reddingius, J , 1971 Gambling for existence Acta biotheor , supplementum primum bij vol XX (Leiden)
- 10 Levins, R 1975 Evolution in communities near equilibrium In Cody, M & J R Diamond (eds) Ecology and evolution of communities, Cambridge, Mass, p 16-50
- 11 Hanski, F , 1982 Dynamics of regional distribution the core and satellite species hypothesis Oikos 98 210-221
- 12 Vegter, J J , P de Bie & H Dop, 1988 Distributional ecology of forest floor Collembola (Entomobrydae) in the Netherlands Pedobiologia 31 65-73
- 13 Boer, P J den, 1980 Exclusion or coexistence and the taxonomic or ecological relationship between species Neth J Zool 30 287-306
- 14 O'Neill, R V , D L DeAngelis, J B Waide & T F H Allen, 1986 A hierarchical concept of ecosystems Monographs in population biology 23 Princeton University press, Princeton, New Jersey
- 15 Advies inzake Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen, 1988 Gezondheidsraad, Den Haag
- 16 Van Straalen, N M & C A J Denneman, 1989 Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria Ecotoxicol Environ Saf 18.241-251
17. Kooijman, S.A L.M , 1987. A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species Water Res 21.269-276
- 18 Advies "Ontwerp-besluit gebruik en kwaliteit overige organische meststoffen", 1989 Technische commissie bodembescherming, Leidschendam

- 19 Slooff, W , J A M van Oers & D de Zwart, 1986 Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment Environ Toxicol Chem 5 841-852
- 20 Brochure "Omgaan met risico's", 1989 VROM
- 21 Rapport "Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem", 1989 Technische commissie bodembescherming, Leidschendam
- 22 Notenboom, J & Beelen, P van, 1990 Het grondwater als ecosysteem H₂O 23 100-103
- 23 Milieuprogramma 1988-1991, voortgangsrapportage, 1987 Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20 202, nrs 1 - 2, Staatsuitgeverij, Den Haag
- 24 RIVM, 1987 Ontwerp basisdocument hexachloorcyclohexanen Eds Slooff, W & A J C M Matthijsen RIVM rapport nr 758473004, Bilthoven

5 HERSTEL NA GEBRUIK VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN

INLEIDING

In de adviesaanvraag (bijlage 1) wordt verzocht om bij de beoordeling van neveneffecten van bestrijdingsmiddelen rekening te houden met de herstelmogelijkheden van de bodem binnen een redelijke termijn. In het voorgaande hoofdstuk is de extrapolatie van neveneffecten op individuen naar het functioneren van ecosystemen aan de orde geweest, alsmede een risico analyse methode. Daarbij is niet ingegaan op de mogelijkheden van herstel. In dit hoofdstuk zal het begrip herstel zoals dat in de *Notitie Milieucriteria* (1) voorkomt, aan de orde worden gesteld. Daaruit blijkt dat er in feite sprake is van twee soorten herstel. Deze zullen beiden behandeld worden en verder zal een voorstel worden gedaan hoe herstel gekoppeld kan worden aan de risico analyse methode.

Bij de bescherming van de bodem wordt in het beleid het begrip multifunctionaliteit gehanteerd. Dat houdt in dat de bodem in beginsel de potentie moet behouden om zijn verschillende mogelijke functies naar behoren te kunnen blijven vervullen. Hiertoe dienen de voor de verschillende functies wezenlijke functionele eigenschappen beschermd te worden. Dit streven wordt in het beleid concreet gemaakt door het menselijk bodemgebruik aan regels te binden. Het gaat daarbij om het voorkomen of beperken van zodanige ingrepen in de bodem waarbij de functionele eigenschappen teniet worden gedaan of ernstig worden verstoord. In eerste instantie vragen hierbij onherstelbare ingrepen de aandacht (2).

Ten behoeve van het bodembeschermingsbeleid ten aanzien van ingrepen waarbij verontreinigende stoffen in de bodem worden gebracht of daarin onbedoeld terecht kunnen komen, is een lijst met referentiewaarden voor de belangrijkste bodembedreigende stoffen opgesteld. De lijst van referentiewaarden geeft concentraties van stoffen in de bodem aan, waarbij de bodem, met de huidige kennis, nog als multifunctioneel is te beschouwen. De referentiewaarden voor zware metalen zijn grotendeels afgeleid uit achtergrondconcentraties van stoffen in ongestoorde gebieden (3, 4). Voor de organische verbindingen zijn de referentiewaarden gebaseerd op evenwichtsber-

keningen op grond van watercriteria Voor een aantal bestrijdingsmiddelen in de bodem zijn referentiewaarden gegeven, waarbij een 3-tal niveaus worden onderscheiden minder dan 1, 10 en 100 µg/kg droge stof in een standaardbodem (5) Voor het overgrote deel van de bestrijdingsmiddelen is echter (nog) geen referentiewaarde vastgesteld

In de Notitie "Milieucriteria ten aanzien van stoffen ter bescherming van bodem en grondwater" (1) wordt met betrekking tot de multifunctionaliteit een nadere invulling gegeven aan de begrippen "omkeerbaarheid" en "herstelbaarheid" voor de agrarische sector "Voor de agrarische sector is daarbij van belang op te merken dat veranderingen in de bodemeigenschappen, die een gevolg zijn van het landbouwkundig gebruik en waardoor andere (potentiele) functies van de bodem uitgesloten of nadelig beïnvloed worden, niet strijdig worden geacht met het uitgangspunt van multifunctionaliteit, indien deze veranderingen binnen een redelijke termijn omkeerbaar of herstelbaar zijn Dit houdt voor bestrijdingsmiddelen in dat overschrijden van het niveau van geen als nadelig te waarden effecten slechts tijdelijk is toegestaan en dat binnen een redelijke termijn geen nadelige effecten meer worden uitgeoefend op flora en fauna "

De Notitie Milieucriteria stelt derhalve dat er na iedere toepassing van een bestrijdingsmiddel binnen een redelijke termijn sprake moet zijn van herstel van de flora en fauna Dit kan beschouwd worden als een eis in verband met het herstel op korte termijn

In verband met het optreden van accumulatie van bestrijdingsmiddelen ten gevolge van frequente en/of hoge dosering, mag, volgens de Notitie Milieucriteria het evenwichtsniveau dat ten gevolge van toepassing van het middel ontstaat, twee jaar na de laatste toepassing niet zodanig zijn dat de multifunctionaliteit is aangetast Strikt genomen betekent dat na twee jaar de referentiewaarden voor bestrijdingsmiddelen bereikt moeten zijn bij verandering van de bestemming van de bodem Dit kan worden beschouwd als een eis in verband met het herstel op lange termijn

KORTE TERMIJN HERSTEL: ORGANISMEN IN EEN BODEMSYSTEEM

Herstel kan gedefinieerd worden als terugkeer naar de situatie die aanwezig was voor de verstoring optrad. Om het simpel te zeggen als van een populatie van de 100 aanwezige individuen op een bepaalde plek 50 worden weggenomen, dan noemen

we de situatie hersteld als er weer 100 aanwezig zijn, ook al zijn die 50 nieuwe individuen niet dezelfde als die daarvoor aanwezig waren

In hoofdstuk vier is aangegeven dat het onder bepaalde voorwaarden mogelijk is om effecten op individuen te extrapoleren naar effecten op ecosysteemniveau. In analogie daaraan zou een extrapolatie van herstelduur van individuen naar herstel van ecosystemen wenselijk zijn. Er is echter weinig bekend over de duur van herstel van zowel populaties als levensgemeenschappen. Er zijn wel, op theoretische gronden, een aantal factoren aan te geven die de herstelsnelheid bepalen.

De tijdsduur die nodig is voor herstel van een populatie hangt af van het effect dat veroorzaakt is en de mogelijkheden van organismen om dit effect ongedaan te maken. In hoofdstuk vier bleek dat de ernst van een effect groter is naarmate de blootstelling langduriger is geweest. Omgekeerd geldt dat herstel langer zal duren naarmate het effect ernstiger is. Zo zal ontwijkend gedrag niet meer optreden zodra de stof verdwenen is. Genetisch vastgelegde veranderingen zullen echter lange tijd nadat populaties niet meer worden blootgesteld aan een stof nog aanwezig zijn. De persistentie van een stof speelt dus een belangrijke rol bij het bepalen van de ernst van het effect en de benodigde hersteltijd (op nog langere tijdschaal de frequentie van toepassing van de stof). Er is dus een relatie tussen de persistentie van een stof en de hersteltijd die nodig is.

Samengevat is de duur van herstel van een soort afhankelijk van een combinatie van

- de ontstane schade na toepassing,
- de verdwijnsnelheid van het middel,
- de reproductie-snelheid van de soort,
- de kolonisatie-snelheid van de soort,
- en de nabijheid van bronnen voor kolonisatie

Het is echter met de huidige kennis op het gebied van effecten van stoffen niet mogelijk om de relatie tussen de bovengenoemde factoren en de hersteltijd van een populatie te kwantificeren. Waaruit volgt dat ook extrapolatie naar levensgemeenschapsniveau niet mogelijk is.

HERSTELTIJD VAN POPULATIES EN LEVENSGEMEENSCHAPPEN

Aanwijzingen voor de duur van herstel na een eenmalige toepassing van een bestrijdingsmiddel zijn te verkrijgen uit onderzoek naar effecten en herstel na de toepassing van bestrijdingsmiddelen. Bij literatuuronderzoek stuit men op een aantal problemen. In het algemeen zijn er slechts weinig onderzoeken specifiek opgezet om hersteltijden van populaties van bodemorganismen na gebruik van bestrijdingsmiddelen te bepalen. Bovendien is het moeilijk om vast te stellen wat herstel is, omdat de situatie voor de verstoring niet goed is vastgelegd. Zo zijn er veel verschillende parameters beschikbaar om veranderingen van levensgemeenschappen of ecosystemen te beschrijven, maar al deze parameters zijn van nature al onderhevig aan schommelingen (6, 7 en 8). Dat zelfde geldt dus ook voor het vaststellen of er al herstel is opgetreden. In die zin is het begrip herstel ook moeilijker te interpreteren naarmate er naar hogere ecologische niveaus wordt gekeken.

In tabel 6 worden de hersteltijden van een aantal (groepen van) bodemdieren in het veld gegeven, gemeten aan het herstel van het aantal individuen.

Tabel 6 Hersteltijden van bodemdieren na het gebruik van bestrijdingsmiddelen

auteur	soort	diergroep	sector	bestrijdingsmiddel	hersteltijd
(9) Barng (1957)	parasitiformes trombidiformes sarcoptiformes	mijten	landbouw	lindaan parathion DDT	7 maanden
		mijten	landbouw		
		mijten	landbouw		
(10) Von Baudissin (1952)		mijten springstaarten	landbouw landbouw landbouw	lindaan parathion DDT	1-2 maanden
(11) Blankwaardt en V d Drift (1961)	A chlorotica A caliginosa D rubida	wormen	kas	sotmen, chloorpicrine, formaline (nematicidus)	24-30 maanden
		wormen	kas		12 maanden
		wormen	kas		30-48 maanden
(12) Edwards en Thompson (1973)		mijten	landbouw	D-D (nematicide)	24 maanden
(13) Edwards (1969)		springstaarten		D-D (nematicide) simazin	24 maanden
		springstaarten			10 maanden
(14) Edwards en Brown (1982)	L terrestris L festivus	wormen	grasland	benomyl benomyl	> 12 maanden
		wormen	grasland		< 12 maanden
(15) Keller (1951)		mijten	landbouw	DDT	0,75 maanden
(16) Stringer en Lyons (1974)		wormen	boomgaard	benomyl	24 maanden
(17) Thomas (1988)	O apicatus	spinnen		deltamethrin	2 maanden
(18) Voronova (1968)		diptera larven	bos	malathion	12 maanden
		elateride larven	bos	malathion	12 maanden
		wormen	bos	malathion	12 maanden
(19) Way en Scopes (1968)		springstaarten	landbouw	menazon	16 maanden
		mijten	landbouw	menazon	16 maanden
		springstaarten	landbouw	phoraat	> 16 maanden
		mijten	landbouw	phoraat	> 16 maanden
(20) Weber (1953)		enchytraeën	landbouw	zie Von Baudissin	± 1 maand
		wormen	landbouw	zie Von Baudissin	± 1 maand
		diplopoden	landbouw	zie Von Baudissin	± 0,75 maanden
		kevers	landbouw	zie Von Baudissin	1-1,5 maanden

De gegevens uit de tabel zijn verzameld uit de literatuur. Bij de interpretatie moet bedacht worden dat de gegevens onnauwkeurig zijn vanwege de eerder genoemde redenen en omdat in de onderzoeken zelden naar herstel werd gekeken, meestal was het onderzoek opgezet om neveneffecten van bestrijdingsmiddelen te bepalen. De definitie van herstel verschilt ook per onderzoek, hetgeen kan leiden tot verschil in hersteltijd bij dezelfde diergroep en stof. Het maakt bijvoorbeeld uit of het herstel van de aantallen individuen per taxonomische groep of het herstel van de soorten-samenstelling binnen een taxonomische groep is bestudeerd. Het eerste verloopt in de regel sneller dan het tweede.

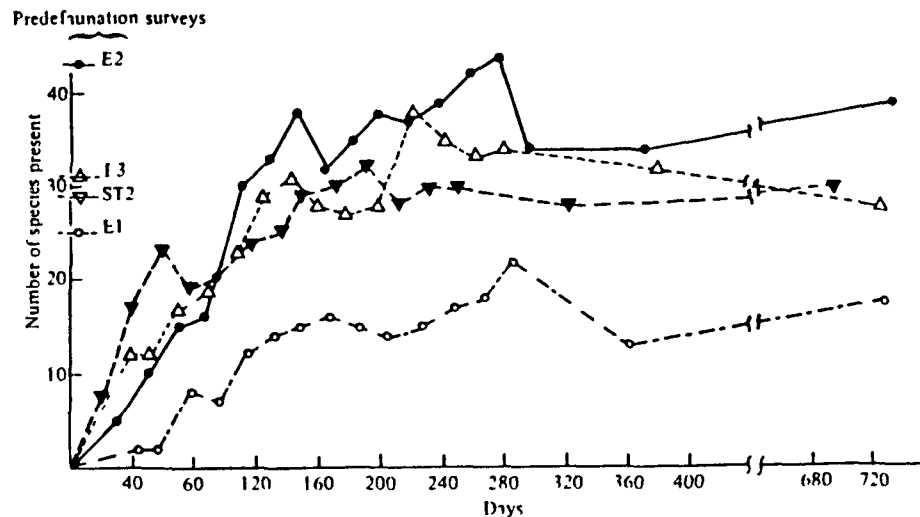
Rekening houdend met deze punten kan uit de tabel geconcludeerd worden dat, afhankelijk van het bestrijdingsmiddel, hersteltijden kunnen variëren van enkele weken tot een aantal jaren. Een systematisch verband tussen de eigenschappen van het bestrijdingsmiddel en de hersteltijd valt met name door de aard van de gegevens niet af te leiden.

Kolonisatie

Herstel van een populatie kan het gevolg zijn van reproductie van de individuen die de behandeling hebben overleefd. Vaak treedt er echter herstel op door kolonisatie van buiten het behandelde gebied. Indien een populatie lokaal is uitgestorven zal het herstel afhankelijk zijn van de snelheid waarmee individuen vanuit naburige gebieden het behandelde gebied weer kunnen koloniseren. Dit kan plaats vinden via de lucht (met de wind, bijvoorbeeld bij springstaarten, mijten en spinnen), via eigen locomotorische activiteit of bijvoorbeeld via het opbrengen van organische bemesting (wormen). De snelheid waarmee een gebied gekoloniseerd zal worden hangt af van de afstand tussen het centrum van het aangetaste gebied en de gebieden waar de betreffende soorten nog aanwezig zijn, de wijze van kolonisatie en de snelheid waarmee het bestrijdingsmiddel uit het gebied verdwijnt. Bij sommige organismen is het kolonisatievermogen gering. Bij introductie van twee soorten regenwormen in de Flevopolder (die daar toen nog niet aanwezig waren) bleek na een jaar dat de aantallen individuen van de soorten met een factor 80 respectievelijk 50 waren toegenomen. De horizontale verspreiding van de soorten bedroeg echter slechts respectievelijk zes en vier meter (21).

Een klassiek voorbeeld van herkolonisatie na defaunatie door bestrijdingsmiddelen wordt gegeven door Simberloff en Wilson (22). Een aantal kleine eilandjes werd met behulp van methylbromide (grondontsmetting) volledig vrij gemaakt van fauna

Daarna werd gedurende twee jaar de herkolonisatie door arthropoden gevolgd (zie figuur 11). Bij de interpretatie van deze gegevens moet worden bedacht dat er waarschijnlijk geen residuen van bestrijdingsmiddelen zijn achtergebleven die de herkolonisatie konden belemmeren.



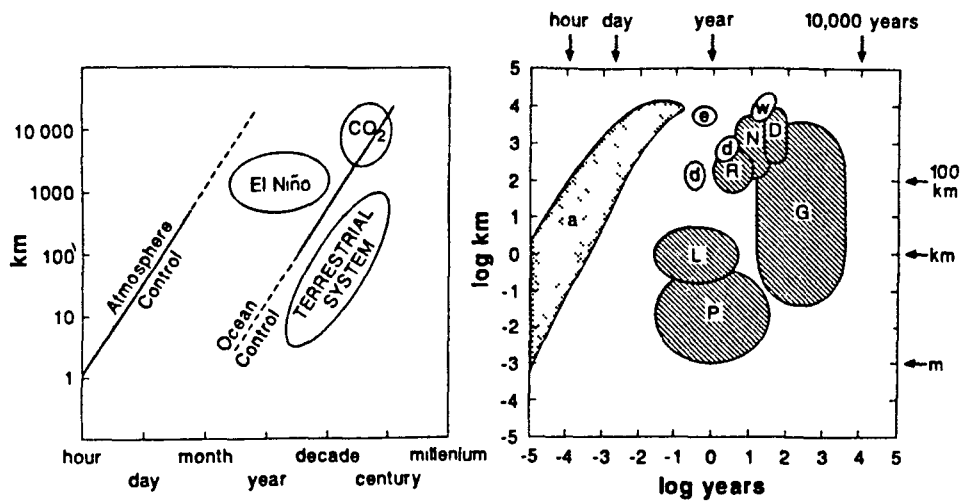
Figuur 11 Kolonisatie van vier kleine mangrove eilanden in de "lower Florida Keys". Het oorspronkelijke aantal soorten is aangegeven naast de y-as van de figuur. Dit aantal is eiland specifiek. De eilanden werden gedefauneerd met methylbromide (22).

Een ander voorbeeld van kolonisatie wordt gegeven in een onderzoek naar herstel van de bodemfauna in bouwland (23), eveneens na behandeling van de grond met methylbromide. Ten gevolge hiervan was het overgrote deel van de bodemfauna verdwenen. Zodra het middel uit de grond was verdwenen, begon de herkolonisatie van buitenaf. Na een half jaar begon er duidelijk herstel op te treden. Eerst verschenen bewegelijke soorten, zoals de meer bovengronds levende springstaarten. Van de mijten koloniseerden het eerst de soorten met zogenaamd foretrisch gedrag, waarbij een bepaald ontwikkelingsstadium van het dier zich vasthecht aan andere dieren (bijvoorbeeld aan vliegen, hommels en mestkevers) en zich zo verspreiden. De langzaam bewegende soorten, vooral die hoofdzakelijk ondergronds leven, vestigden zich pas veel later; dit kon langer dan een jaar duren. De snelheid van kolonisatie hing sterk af van de grootte van het behandelde oppervlak. Zelfs in proefveldjes van vier m², die aan alle kanten open stonden voor immigratie, vond kolonisatie van typische ondergrondse bodembewoners pas na een half jaar tot een jaar plaats.

De mate van overeenkomst van het soorten bestand tussen het wel en niet behandelde proefveld was na ongeveer twee en een half jaar weer normaal (23)

In verband met herkolonisatie van landbouwgebieden, die zijn behandeld met bestrijdingsmiddelen, wordt door sommige onderzoekers gepleit voor het behoud of creëren van refugia voor organismen, die als "stroken" tussen de landbouwpercelen liggen en gevrijwaard worden van behandeling met bestrijdingsmiddelen, (kunst)mest en mechanisch beheer. Onderzoek naar de bruikbaarheid van deze methode is gaande (24)

Uit het bovenstaande blijkt dat de schaal waarop een bestrijdingsmiddel wordt toegepast een rol speelt bij de herstelmogelijkheden, omdat herstel deels afhankelijk is van herkolonisatie. Hoe groter het gebied is dat behandeld is, des te moeilijker zal herstel door kolonisatie zijn. Het idee dat effecten op grotere schaal een langere hersteltijd vergen heeft post gevat bij ecologen, en thans is er sprake van theorie ontwikkeling op dat gebied. Figuur 12 (25) illustreert dat gebeurtenissen op grote schaal over het algemeen gerelateerd zijn aan lange tijdsduur.



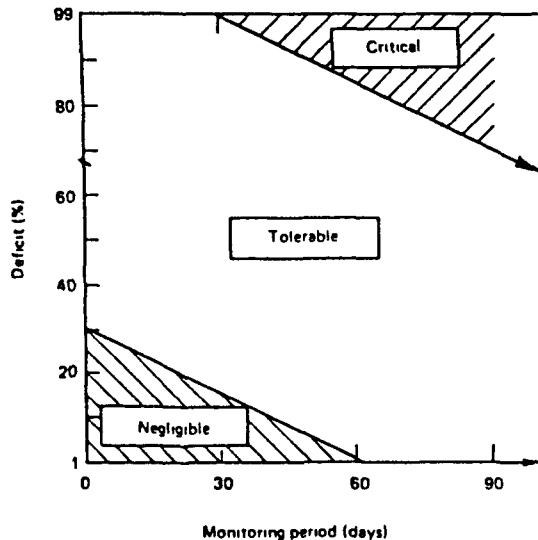
Figuur 12 Schaal gekoppeld aan tijd. Gebeurtenissen op grote schaal (oppervlak) zijn over het algemeen gerelateerd aan lange tijdschalen: (a) atmosferische verschijnselen, (e) El Niño, (d) droogte, (w) opwarming van de atmosfeer; (P) ecologische processen op populatieniveau, (G) ecologische processen op grotere geografische schaal, bijvoorbeeld op landschaps- of regionaal niveau, (L) lokale agrarische activiteit, (R) regionale agrarische activiteit, (N) nationale industriële activiteit, (D) veranderende wereldwijde patronen van politieke of demografische activiteiten (Naar 25)

Beoordeling van hersteltijden

Volgens de Notitie Milieucriteria zou de schade die ontstaat aan de bodemorganismen binnen een redelijke termijn hersteld moeten zijn. De vraag hierbij is wat een "redelijke termijn" is met betrekking tot het functioneren van bodemorganismen. De redelijkheid van een termijn kan niet wetenschappelijk worden vastgesteld. In principe zou er helemaal geen schade moeten worden aangericht aan de bodemorganismen. Omdat er echter voor gekozen wordt om dat wel te doen, door gebruik te maken van bestrijdingsmiddelen, moet er een keuze gemaakt worden voor een hersteltijd die toelaatbaar wordt geacht.

Door Domsch et al. (26) is een concept ontwikkeld voor de bepaling van een redelijke hersteltijd voor de microflora (bacteriën en schimmels) in de bodem. Als maat voor de maximaal toelaatbare schade en hersteltijd werd gekozen voor de in de natuur voorkomende fluctuaties in aantallen of functies en herstelcapaciteit ten ge-

volge van natuurlijke stress factoren (zoals extreme temperaturen, vochtomstandigheden, pH, voedselgebrek etc) Deze benaderingsmethode is dus alleen geschikt voor stoffen die een reversibel effect hebben, doordat ze afbreekbaar zijn Ook voor het vaststellen van het feit of er sprake is van een reversibel of een persistent effect hebben Domsch *et al* een criterium ontwikkeld (zie figuur 13)



Figuur 13

De relatie tussen de tijd (uitgedrukt in "monitoring period") en de mate van herstel (uitgedrukt als percentage van de controle) In de figuur zijn drie categorieën aangegeven voor de ecologische significantie van de effecten (naar 26)

Aan deze methode kleven een aantal nadelen In principe is de methode ontwikkeld voor micro-organismen Daarbij wordt voorbij gegaan aan het feit dat niet alleen herstel optreedt omdat de stof verdwijnt, maar ook doordat de functie van eventuele verdwenen of beïnvloede soorten wordt overgenomen door andere soorten Ook de ontwikkeling van resistentie kan daarbij een rol spelen Effecten op individuele soorten worden niet bepaald Bij dit herstelconcept wordt, voor zover het gaat om micro-organismen, met name de functie beschermd, zoals bijvoorbeeld bodemademhaling, maar niet de individuele soorten die daaraan een bijdrage leveren

Ten tweede wordt met behulp van deze methode de ernst van een effect dat een stof heeft in een laboratoriumexperiment zonder meer afgemeten aan de grootte van effecten die door natuurlijke stress in het veld optreden Er is veel discussie over de vraag of de situatie voor een organisme onder toetsomstandigheden beter of slechter is dan de veldsituatie In ieder geval is het discutabel om laboratoriumomstandig-

heden en veldomstandigheden zonder meer met elkaar te vergelijken, hetgeen in deze methode gebeurt

Het derde bezwaar tegen de methode is van meer fundamentele aard. Op zich is er weinig op tegen om de ernst van een effect van een bestrijdingsmiddel af te meten aan fluctuaties die van nature optreden. Dat bepaalt echter niet of het toelaatbaar is om stoffen toe te passen die een effect van dezelfde orde van grootte veroorzaken. In de natuur lopen organismen een bepaald risico om ten gevolge van een stress factor een nadelig effect te ondervinden (dood, in groei of reproductie geremd etc.). Naast dit risico krijgen bodemorganismen door het toelaten van middelen die dezelfde effecten veroorzaken te maken met de zekerheid dat ze een aantal malen per tijdsperiode met deze schade geconfronteerd zullen worden.

Een versimpeld voorbeeld: als een populatie van een bodemorganisme per jaar het risico loopt om twee maal voor 80 % gereduceerd te worden (één maal door vorst, één maal door droogte) en het duurt dan twee maanden voordat de populatie hersteld is, dan is er een risico dat maximaal vier maanden "gemist" worden. Bij de introductie van een bestrijdingsmiddel op grond van bovenstaand criterium (effect middel mag maximaal gelijk zijn aan het gemiddelde effect dat van nature voorkomt) en wanneer het middel twee keer per jaar wordt toegepast, dan is er naast het risico van vier "gemiste" maanden ook nog een zekerheid van vier "gemiste" maanden. Of een extra stress factor toelaatbaar is, kan niet beoordeeld worden op grond van natuurlijke fluctuaties.

RAB-methode gekoppeld aan herstel

Op grond van het bovenstaande is te constateren dat het vaststellen van een redelijke hersteltermijn na gebruik van een bestrijdingsmiddel op wetenschappelijke gronden niet mogelijk is. Bovendien zijn er geen kwantitatieve relaties bekend tussen milieuchemische eigenschappen van stoffen en de benodigde hersteltermijn. In ieder geval speelt persistentie van de stof een belangrijke rol bij herstel. Om toch enige schatting te maken van de hersteltijd die nodig is, kan worden uitgegaan van het principe dat herstel in ieder geval mogelijk is als de concentratie van het bestrijdingsmiddel beneden bijvoorbeeld de referentiewaarde is gedaald. Dit kan opgevat worden als "chemisch herstel". Het spreekt voor zich dat het daadwerkelijke herstel altijd zal nalijen op het chemische herstel. De mate van nalijng is echter moeilijk te kwantificeren.

Uitgaande van de RAB-methode ter beoordeling van risico's van bestrijdingsmiddelen is het mogelijk om de persistentie, uitgedrukt in de verdwijnsnelheid van het middel, te verwerken in de RAB-methode

De modificatie van de RAB-methode in verband met persistentie van bestrijdingsmiddelen houdt het volgende in. De formule die de fractie soorten geeft die enig effect van een bepaald bestrijdingsmiddel ondervindt, luidt (27)

$$p = \frac{1}{1 + \exp\left\{\frac{\pi^2(x_m - \ln C)}{3 \times s_m \times d_m}\right\}}$$

waarin

- p = fractie bedreigde soorten
- x_m = gemiddelde ln (NOEC)
- C = concentratie van het bestrijdingsmiddel
- s_m = standaarddeviatie van ln (NOEC)
- d_m = factor voor correctie schattingsfouten

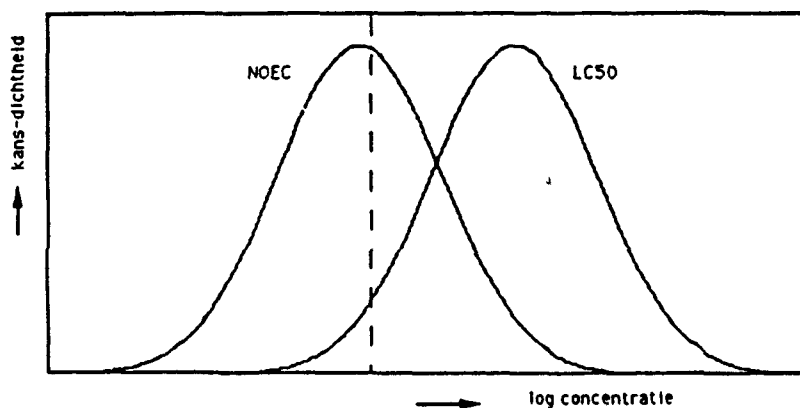
De concentratie van een bestrijdingsmiddel neemt af in de tijd tengevolge van afbraak en toelaatbare vervluchtiging en uitspoeling. Wanneer kan worden aangenomen dat dit eerste orde processen zijn dan neemt de logaritme van de concentratie lineair af in de tijd. De snelheid waarmee dit gebeurt is b . Dit leidt tot de volgende aanpassing van de formule van het aantal bedreigde soorten voor het verloop in de tijd (afname van de concentratie) van het aantal bedreigde soorten na toepassing van een middel (met een beginconcentratie C_0)

$$p(t) = \frac{1}{1 + \exp\left\{\frac{\pi^2(x_m - (\ln C_0 - b \times t))}{3 \times s_m \times d_m}\right\}}$$

waarin

- $p(t)$ = fractie bedreigde soorten in de tijd
- C_0 = begin concentratie bestrijdingsmiddel
- b = specifieke afnamesnelheid bestrijdingsmiddel (per maand)
- t = tijd (maanden)

Herstel van organismen is ondermeer afhankelijk van de ernst van het effect. De RAB-methode werkt met een verdeling van No Observed Effect Concentrations (NOEC's). Bepaald wordt welk percentage soorten te maken krijgt met een overschrijding van de NOEC bij een zekere concentratie van een bestrijdingsmiddel. Bij het accepteren van een laag percentage soorten waarvan de NOEC mag worden overschreden, is het inderdaad aannemelijk dat dat percentage te maken krijgt met een zeker effect op de parameter waarop de NOEC is gebaseerd. Hoe groter echter het percentage soorten dat te maken krijgt met een overschrijding van deze NOEC, des te groter is ook de kans dat een gedeelte van dit percentage te maken krijgt met ernstiger effecten. Dit kan worden geïllustreerd aan de hand van figuur 14.



Figuur 14 Theoretisch voorbeeld van de log-normale verdeling van de effect parameter NOEC (reproductie) en LC₅₀ van een toxische stof voor bodemdieren. Bij overschrijding van de NOEC voor 50 % van de organismen, is er voor een aanzienlijk, maar kleiner percentage overschrijding van de LC₅₀ (in dit voorbeeld).

Volgens de Brochure "Omgaan met risico's" (28) zal voor gebieden waar bestrijdingsmiddelen worden toegepast een tijdelijke overschrijding van Maximaal Toelaatbare Risico's (MTR) worden geaccepteerd. Deze MTR komt overeen met het accepteren van een overschrijding van de NOEC bij 5 % van de soorten. Bij over

schrijding van de MTR moet echter ook rekening gehouden worden dat de kans op ernstiger effecten dan overschrijding van de NOEC van de betreffende parameter ook toeneemt. De mate waarin dit gebeurt hangt af van de onderlinge afstand van de verschillende verdelingen van effect parameters (NOEC's, LC₅₀, LC₉₀). Zie figuur 14. Dit is een reden te meer om rekening te houden met het feit dat daadwerkelijk herstel van populaties lang kan najlen op chemisch herstel, en dat dit erger wordt naarmate er een grotere overschrijding van de MTR heeft plaats gevonden.

Tot slot moet opgemerkt worden dat daadwerkelijk herstel in veel gevallen verstoord zal worden door een volgende toepassing van een bestrijdingsmiddel. Wat dit voor consequenties kan hebben wordt geïllustreerd met het volgende voorbeeld. In een onderzoek van Edwards *et al.* (29) werd eerst dichloorpropeen-dichloorpropaan (DD, grondontsmetting) in de bodem geïnjecteerd. Dit had een sterfte van 98 % van de bodemfauna tot gevolg. Vervolgens werd om de twee maanden met aldrin (insecticide) gespoten. Twee maanden na de toepassing van DD trad er al rekolonisatie op van vliegen en kevers, maar deze werden gedood door het toepassen van aldrin. Ten opzichte van de oorspronkelijke situatie bleek slechts 7 % van de bodemfauna zich te kunnen herstellen.

LANGE TERMIJN HERSTEL

Multifunctionaliteit van de bodem houdt in dat de bodem de potentie moet behouden om alle mogelijke functies te kunnen blijven vervullen. Een aantal functies van de bodem kunnen tegelijkertijd vervuld worden, er zijn er ook die elkaar uitsluiten. Er dient daarom rekening gehouden te worden met een bepaalde termijn, waarbij er sprake is van overgang van de ene functie naar de andere. Het huidige gebruik van de bodem moet van dien aard zijn dat deze overgangstermijn niet onredelijk verlengd wordt, anders is er geen sprake van multifunctionaliteit. Concreet betekent dit dat als een landbouwgrond verlaten wordt, er sprake moet zijn van een redelijke termijn waarbinnen de overgang van de functie landbouw naar een andere functie plaats kan vinden. Niet iedere overgang vergt evenveel tijd. Het bouwrijp maken van een perceel landbouwgrond zal veel minder tijd vergen zijn dan het veranderen van landbouwgrond in een natuurgebied (zonder natuurbouw). In de Notitie Milieucriteria (1) wordt een termijn van twee jaar voorgesteld, waarin geaccumuleerde residuen van bestrijdingsmiddelen verdwenen moeten zijn, na het

veranderen van de bestemming van de bodem. Het spreekt voor zich dat de "redelijkheid" van deze twee jaar niet los gezien kan worden van het type overgang dat aan de orde is. Bij overgangen die in principe snel kunnen verlopen kan de termijn van twee jaar te lang zijn. Zo worden bepaalde overgangen van de ene op de andere teelt vertraagd door residuen van met name herbiciden (Van Faassen, IB, Boesjen, IOB, *mondelinge mededelingen*). In dit advies gaat het met name om criteria ter bescherming van het milieu en daarom zal hier vooral ingegaan worden op de betekenis van de voorgestelde termijn voor de overgang van landbouwgrond naar een natuurlijk systeem.

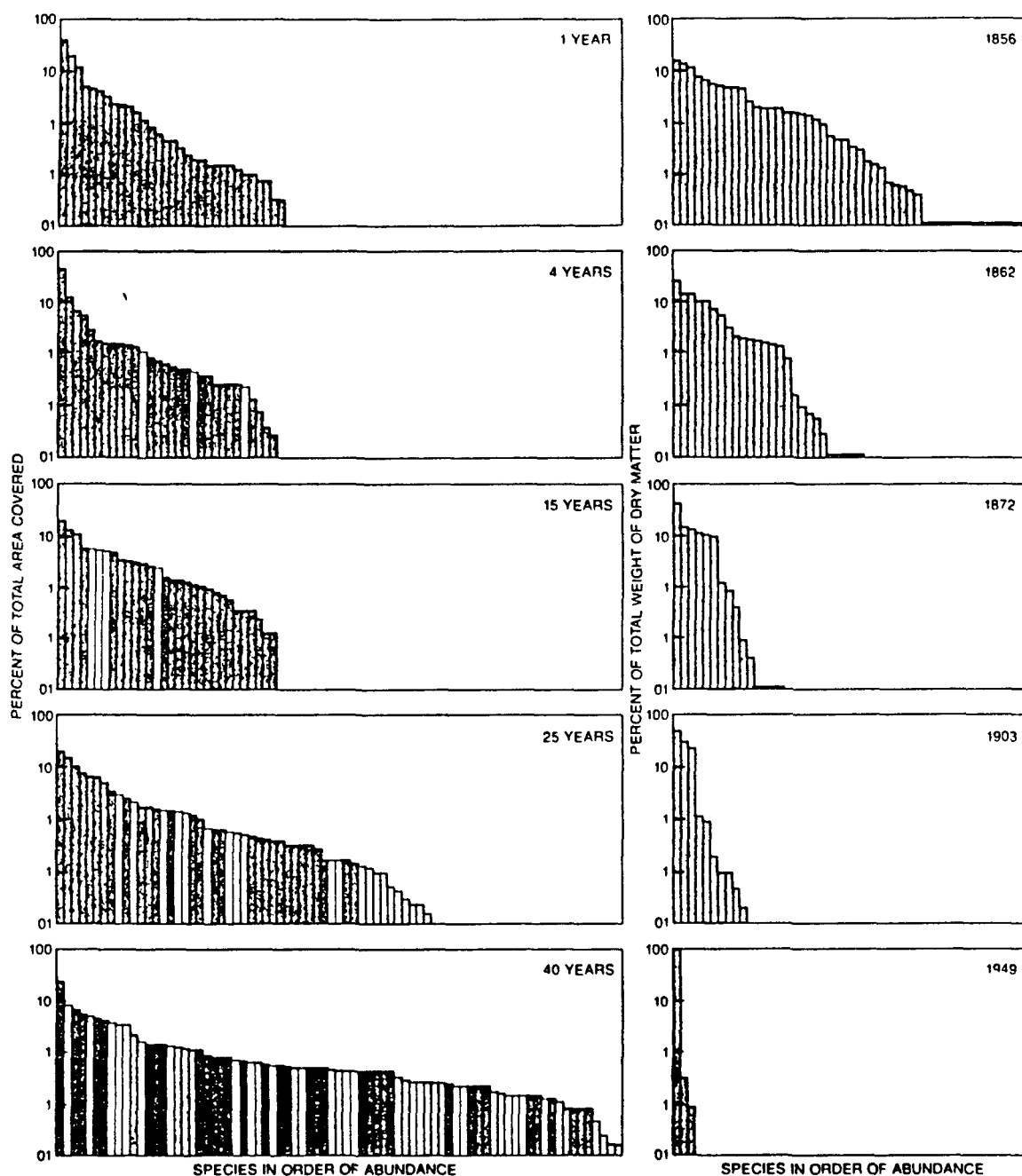
Overgang van landbouwgrond naar een natuurlijk systeem

De duur van deze overgang kan onder normale omstandigheden worden afgeleid uit de tijdschaal van successie. Successie is een voortgaand proces waarbij het ecosysteem steeds complexer van aard wordt. Successie van een terrestrisch ecosysteem begint met een vrijwel kale bodem (bijvoorbeeld een lage kwelder, jonge duinen, een pas droog gevallen polder) waarop zich organismen vestigen. In eerste instantie vestigen zich soorten die in grote aantallen voorkomen en weinig bijzondere eisen stellen aan hun leefomgeving. In het algemeen echter, stellen organismen diverse, zeer specifieke eisen aan hun omgeving. Naarmate een milieu complexer wordt kan aan meer van deze eisen voldaan worden. Daarom verschijnen er na verloop van tijd steeds meer soorten, in het algemeen in lagere aantallen per soort en met hogere eisen aan de omgeving. Interacties tussen organismen nemen toe en worden complexer (concurrentie, predatie, symbiose, parasitisme). Uiteindelijk ontstaat er een levensgemeenschap die qua complexiteit en diversiteit volledig is uitgegroeid en bij vegetatie bekend staat als de climax-vegetatie. Het soort climax vegetatie dat ontstaat is afhankelijk van de bodem, het klimaat en omgevingsfactoren.

Er is in het verleden veel discussie geweest over het al dan niet bestaan van "vaste climaxen" (monoclimax hypothesen), en de rol van "toeval" en "noodzakelijkheid" in natuurlijke successies. Het ligt niet in de bedoeling om deze discussie nieuw leven in te blazen, van belang is hier dat "successie" in het algemeen van soortenarm naar soortenrijk verloopt, de complexiteit van het systeem toeneemt en er in de praktijk meestal een bos ontstaat, als de abiotische omstandigheden het groeien van bomen mogelijk maken.

Voorts kan onderscheid gemaakt worden tussen primaire en secundaire successie. Bij primaire successie is "kale bodem", zonder organismen, de uitgangssituatie. Successie en bodemvorming gaan dan als het ware gelijk op. Bepaalde planten kunnen zich slechts vestigen als de milieufactoren daar gunstig voor zijn geworden. De organismen die als "pionier" in dergelijke situaties optreden, maken het gebied geschikt voor vestiging van organismen die tot latere successiestadia behoren. Secundaire successie treedt op als een ecosysteem verstoord wordt. Als de bron van verstoring wordt weggenomen, kan er weer successie gaan optreden. De uitgangssituatie is, in tegenstelling tot de situatie bij primaire successie geen kale bodem, er is al een basis, waardoor de tijd die secundaire successie in beslag neemt aanzienlijk korter is dan in het geval van primaire successie.

Uit onderzoek blijkt dat de verandering van landbouwgrond in min of meer natuurlijk bos zich in enkele tientallen jaren kan voltrekken. Figuur 15 (links, 30) illustreert de situatie voor een verlaten akker, tevens laat deze figuur zien dat een verstoring in principe leidt tot een "teruggang" in successie (rechts).



Figuur 15

Patronen van relatieve abundantie van soorten in twee verschillende systemen. De linker diagrammen laten de situatie zien voor een systeem in een vroeg stadium van successie, in dit geval een verlaten akker in zuid Illinois (U.S.A.). Weergegeven zijn de waargenomen relatieve abundanties van plantesoorten, uitgedrukt in het percentage van het totale oppervlak van bedekking, dat door een soort bedekt werd. De soorten werden uitgezet van de meest abundante (links in het diagram) naar het minst abundante (rechts). In de rechter reeks diagrammen wordt de situatie gegeven van een volwassen systeem dat verstoord is. Het gaat om een grasland in Rothamsted (U.K.) dat vanaf 1856 werd bemest met stikstof (naar 30).

Uit deze figuur kan worden afgeleid dat herstel van landbouwgrond tot een climax-vegetatie een lange periode van minstens enige tientallen jaren in beslag neemt. Bij natuurbouw, bijvoorbeeld door het planten van bomen, kan dit proces echter veel sneller verlopen.

Bij de overgang van landbouwgrond naar een natuurlijk terrestrisch ecosysteem is er sprake van secundaire successie. Een kenmerk hiervan is dat organismen die bij de natuurlijke situatie behoren, soms nog aanwezig zijn - zij het dan soms in "rustvorm", bijvoorbeeld als zaadbank - of zich relatief snel vestigen. Tenzij

- 1 De bodemkwaliteit zich daar tegen verzet
- 2 De "bron" voor kolonisatie is uitgeput (organismen zijn uitgestorven of de afstand naar de plaats waar ze vandaan moeten komen is te groot)

Als de bovengenoemde overgang zonder ingrepen van de mens verloopt, dan houdt de termijn van twee jaar in dat de duur van successie maximaal met twee jaar verlengd wordt. In dit geval kan geconcludeerd worden dat, gezien de lange termijn waarop de overgang van landbouwgrond tot natuurterrein zich voltrekt, de discussies over persistentie van bestrijdingsmiddelen van hooguit enkele jaren van ondergeschikt belang zijn. Dit zou echter inderdaad het geval zijn wanneer het om relatief geïsoleerde situaties zou gaan.

Aangezien een groot deel van het oppervlak van Nederland in gebruik is door de landbouw, is ook een groot deel van de Nederlandse planten en dieren voor hun voortbestaan direct afhankelijk van de omvang van het landbouwareaal en de wijze waarop dit wordt gebruikt. Naarmate het areaal dat een successie moet doorlopen groter is, wordt de uitgangssituatie belangrijker voor het tempo waarin successie zich voltrekt. Bij kleine gebieden is immers snelle hervestiging van soorten uit de omgeving mogelijk, bij grotere arealen duurt, vanwege de afstanden die vanuit de bron van kolonisatie moeten worden overbrugd, de successie veel langer. Bij het grootschalige gebruik van bestrijdingsmiddelen, waar in Nederland sprake van is, kan de multifunctionaliteit van de bodem wel degelijk in gedrang komen. Alleen als het algemene "kwaliteitsniveau" van grote oppervlakken landbouwgrond relatief hoog is, komen de herstelmogelijkheden voor landbouwgronden niet in gevaar. Het zou dus voor een geïsoleerd perceel landbouwgrond, vanuit het oogpunt van herstelmogelijkheden, theoretisch geen bezwaar als veel bodemorganismen daar tijdelijk uit verdwijnen ten gevolge van het gebruik van een bestrijdingsmiddel. Maar juist

omdat bestrijdingsmiddelen op zulke grote oppervlakken worden gebruikt, moeten er met name strenge eisen gesteld worden aan bestrijdingsmiddelen die op grote schaal worden toegepast om herstel mogelijkheden te garanderen. Omdat bestrijdingsmiddelen zijn gebonden aan een bepaalde teelt(en) kan de schaal van toepassing worden afgeleid uit de schaal van de teelt(en).

De schaal van toepassing kan theoretisch in verband gebracht worden met de RAB-methode. Met behulp van een soorten-areaal curve kan namelijk geschat worden welk percentage van het totaal in het Nederlandse landbouwareaal aanwezige soorten verwacht kan worden in het gebruiksgebied. In wezen is dit een correctie voor de blootstelling, de RAB-methode gaat immers uit van een blootstellingsrisico van één. Het belang van de soorten-areaal curve in de risico beoordeling is reeds door Kooijman onderkend (31).

Soorten-areaal curve

De relatie tussen het totale aantal soorten in het landbouwgebied (S_T) en het totale oppervlak (A_T) wordt beschreven door

$$S_T = c \times A_T^z \quad (1)$$

De relatie tussen het aantal soorten (S_G) in het gebruiksgebied (A_G) van een bestrijdingsmiddel en het oppervlak van dat gebied is

$$S_G = c \times A_G^z \quad (2)$$

Daaruit volgt

$$S_G = \left(\frac{A_G}{A_T} \right)^z \times S_T \quad (3)$$

De relatieve soortenrijkdom s_a (%) in gebruiksgebied G is

$$s_a = \left(\frac{A_G}{A_T} \right)^z \quad (4)$$

waarin

- S = aantal soorten
- A = areaal (km^2)
- T = index voor totale landbouwareaal
- G = index voor gebruiksareaal
- c = constante
- z = exponent die relatie tussen areaal en aantal soorten geeft

De soorten-areaal curve is een tamelijk globale beschrijving, die afwijkingen zal vertonen bij relatief kleine en bij zeer grote oppervlakken. Dit houdt verband met de grootte van de organismen en het daarmee samenhangende verspreidingspatroon. Voorwaarde voor het opstellen van formule 3 is dat de waarde van z in het totale landbouwareaal en het gebruiksgebied gelijk moet zijn. De exponent z is onder andere afhankelijk van de grootte van het gebied dat in beschouwing wordt genomen en wordt mede bepaald door de soorten waarop z betrekking heeft. De exponent z kan variëren tussen de $\pm 0,1$ en $0,4$. Op het vasteland ligt z meestal tussen de $0,12$ en $0,17$ (32), op eilanden ligt z dicht bij $0,4$. Veel waarden van z zijn geschat in onderzoeken naar aantallen vogel- en landplantsoorten in relatie tot oppervlakken van eilanden (zie tabel 7). Specifieke gegevens voor kleinere bodemdieren, die in landbouwgronden het overgrote deel van de totale bodemfauna vormen, zijn voor een paar groepen bekend en dan slechts voor eilanden. In tabel 7 wordt een z -waarde van $0,34$ gegeven voor kevers en $0,30$ voor mieren. In andere onderzoeken zijn voor landslakken, loopkevers en mieren op eilanden z -waarden van respectievelijk $0,156$, $0,316$ en $0,407$ geschat (33, 34). Deze waarden zijn consistent met het idee dat z -waarden op eilanden over het algemeen hoger zijn dan op het continent.

Tevens geldt als voorwaarde bij het opstellen van formule 3 dat de constante c gelijk is voor beide gebieden. Deze constante hangt vooral af van de monstergrootte.

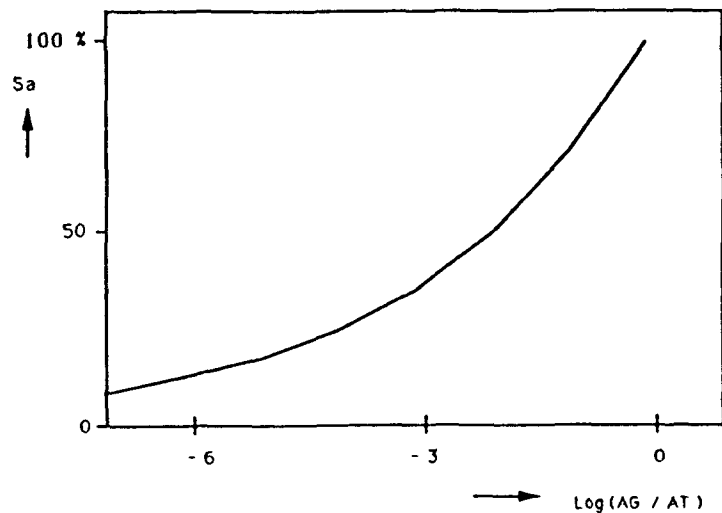
De commissie stelt voor om voor de bodemfauna op het vaste land (in landbouwgronden) voorlopig uit te gaan van een z -waarde van $0,15$. Deze waarde draagt een

enigszins arbitrair karakter, maar dit weegt niet op tegen het feit dat (eco)toxicologische risico's groter worden naarmate een groter gebied met een bestrijdingsmiddel wordt behandeld. Het incorporeren van een algemeen verband tussen het aantal soorten en het oppervlak in de risico beoordeling doet hier recht aan.

Tabel 7 Waarden van de exponent z (in de tabel gegeven als x), afgeleid uit veldwaarnemingen (35)

Source	Observations		x
	Flora or fauna	Location	
Darlington 1943	beetles	West Indies	0.34
Darlington 1957	reptiles and amphibians	West Indies	0.30
Hamilton Barth and Rubinoff 1964	birds	West Indies	0.24
Hamilton Barth and Rubinoff 1964	birds	East Indies	0.28
Hamilton Barth and Rubinoff, 1964	birds	East-Central Pacific	0.30
MacArthur and Wilson 1967	ants	Melanesia	0.30
Preston 1962	land vertebrates	Lake Michigan Islands	0.24
Diamond Chapter 14, Figure 2	birds	New Guinea Islands	0.22
Diamond Chapter 14, Figure 3	birds	New Britain Islands	0.18
Cody Chapter 10	birds	Mediterranean habitat gradients	0.13
Preston 1962	land plants	Galapagos	0.32
Hamilton Barth and Rubinoff 1963	land plants	Galapagos	0.33
Johnson and Raven 1973	land plants	Galapagos	0.31
Preston 1962	land plants	world wide	0.22
Johnson and Raven 1970	land plants	British Isles	0.21
Usher 1973	land plants	Yorkshire nature reserves	0.21
Johnson Mason and Raven 1968	land plants	California Islands	0.37

In figuur 16 wordt een voorbeeld gegeven van een soorten-areaal curve, waarbij de relatieve soortenrijkdom wordt uitgezet tegen de relatieve areaal grootte



Figuur 16 Verband tussen de logaritme van het percentage areaal ten opzichte van het totale areaal en de relatieve soortenrijkdom. Voor de berekening werd uitgegaan van $z=0,15$

Er is een kanttekening te maken bij de bovenstaande benaderingswijze. In de berekeningen wordt er vanuit gegaan dat in de arealen die worden behandeld met bestrijdingsmiddelen, alle voorkomende soorten evenredig en homogeen verspreid zijn. Nu zijn er algemene en zeldzame soorten. Met name de zeldzame soorten lopen door deze benaderingswijze een groter risico, vooral als zeldzame soorten gemiddeld gevoeliger zijn voor bestrijdingsmiddelen dan algemene soorten. Het grotere risico wordt veroorzaakt doordat zeldzame soorten, als ze getroffen worden door een bestrijdingsmiddel, ook meteen kunnen uitsterven op die plek, omdat kolonisatie van buitenaf niet mogelijk is.

Gelijktijdige toepassing van meerdere bestrijdingsmiddelen

Bij gelijktijdige toepassing van meerdere bestrijdingsmiddelen kan onder bepaalde voorwaarden een schatting worden gemaakt van het percentage soorten dat effect

van deze bestrijdingsmiddelen zal ondervinden met de boven voorgestelde methode Dit wordt aan de hand van het onderstaande rekenvoorbeeld geïllustreerd In een bepaalde teelt worden drie middelen (i , j en k) toegepast, waarbij met de op bovenstaande wijze gemodificeerde RAB-methode is geschat dat respectievelijk 80 %, 70 % en 50 % van de soorten bodemorganismen enig effect ondervinden Met gelijktijdige toepassing wordt in dit verband bedoeld de toepassing binnen hetzelfde jaar (hetzelfde groeiseizoen van bodemorganismen) Net zoals bij de bepaling van het gebruiksareaal, ligt het ook hier voor de hand om effecten van meerdere middelen te beoordelen per teelt De teelt beslaat 1 % van het totale landbouwareaal De fractie effect vrije soorten is

$$q_i \times q_j \times q_k = 0,2 \times 0,3 \times 0,5 = 0,03$$

De fractie bedreigde soorten is

$$p = 1 - 0,03 = 0,97$$

De aannames zijn hierbij dat er geen additieve effecten zijn van de bestrijdingsmiddelen en dat de gevoeligheid van bodemorganismen voor de verschillende bestrijdingsmiddelen onafhankelijk zijn van elkaar

Door deze fractie te vermenigvuldigen met de relatieve soortenrijkdom in het overlappende gebruiksgebied van de bestrijdingsmiddelen (s_a) kan het percentage bedreigde soorten in het gebruiksgebied worden berekend Uitgaande van $z=0,15$ als exponent van de soorten-areaal curve en een gebruiksgebied van 1 % van het totale landbouwareaal

$$s_a = 0,01^{0,15} = 0,5$$

$$p \times s_a = 97\% \times 0,5 = 48,5\%$$

Met andere woorden 48,5 % van de soorten ondervindt effecten ten gevolge van de toediening van middelen i , j en k in het gebruiksgebied Wanneer de teelt een beperkter oppervlak zou beslaan, bijvoorbeeld 0,1 % dan is het resultaat 34 % De algemene formule voor het percentage soorten v_a is.

$$v_a = \left[1 - \prod_i (1 - p_i) \right] \times s_a$$

CONCLUSIES

Door de ontbrekende kennis over het veelvoud aan relaties tussen eigenschappen van bestrijdingsmiddelen en de mogelijk daaruit voortvloeiende neveneffecten op de bodemorganismen is het onmogelijk om vanuit eigenschappen (zoals de persistentie) van bestrijdingsmiddelen te kunnen voorspellen of herstel binnen "redelijke termijn" verwacht mag worden

De situatie wordt nog aanzienlijk gecompliceerd door het herhaald toepassen van hetzelfde of andere bestrijdingsmiddelen, waardoor neveneffecten van middelen kunnen optreden in de herstelperiode van het vorige middel. In de gangbare landbouwpraktijk betekent dit dat bodemorganismen onder een voortdurende stress van neveneffecten van bestrijdingsmiddelen kunnen verkeren, zodat er van korte termijn herstel nauwelijks sprake kan zijn.

Ten gevolge van het grote oppervlak dat in Nederland wordt behandeld met bestrijdingsmiddelen, komen zeer veel organismen binnen hun leefareal met deze middelen in aanraking. Voor de instandhouding van deze organismen is het noodzakelijk om ook binnen het landbouwareaal organismen te beschermen. Daarbij geldt dat iedere verkorting van de halfwaardetijd van een bestrijdingsmiddel gunstig is voor bodemorganismen. In verband daarmee verdient het koppelen van de verdwijnsnelheid van bestrijdingsmiddelen aan de RAB-methode aanbeveling.

In verband met de bescherming van bodemorganismen binnen het areaal waarop bestrijdingsmiddelen worden toegepast, verdient het aanbeveling om aan bestrijdingsmiddelen die op een grote schaal gebruikt worden strengere toelatingseisen te stellen. Het verdient dan ook aanbeveling om bij een ecotoxicologische risico beoordeling rekening te houden met het oppervlak waarop neveneffecten kunnen optreden, zoals in dit hoofdstuk voor de RAB-methode is uitgewerkt.

In de Notitie Milieucriteria wordt gesteld dat residuen van bestrijdingsmiddelen binnen een termijn van twee jaar tot op een zodanig niveau moeten zijn afgebroken dat de multifunctionaliteit van de bodem is hersteld. Deze termijn dient naar het oordeel van de commissie in verband te worden gebracht met de tijd die de overgang van de ene vorm van bodemgebruik naar een andere gewoonlijk kost. Zo is de termijn van twee jaar voor het aanwezig blijven van residuen van bestrijdingsmiddelen relatief kort als het gaat om overgang van een landbouwgrond naar een natuurlijk ecosysteem. De kwaliteit van het perceel vormt dan wat bestrijdingsmiddelen

betreft nauwelijks belemmering voor hervestiging van natuurlijke populaties, gezien de relatief lange tijdsduur die de overgang van landbouwgrond naar bijvoorbeeld bos in beslag neemt. De beperkende factor in bovengenoemde overgang is dan ook eerder gelegen in de aanwezigheid van populaties van planten en dieren in de omgeving van het te koloniseren gebied. Om deze reden is het handhaven van een zo hoog mogelijke "biologische kwaliteit" in het landelijk gebied noodzakelijk. Overgangen die van nature een kortere tijdsduur vergen, zoals de overgang naar een andere teelt, kunnen echter wel vertraagd worden door de aanwezigheid van residuen gedurende de gestelde termijn van twee jaar.

LITERATUUR

- 1 Nottitie "Milieucriteria ten aanzien van stoffen ter bescherming van bodem en grondwater", 1989 VROM, L & V
- 2 Voorlopig Indicatief Meerjaren Programma Bodem 1984-1988, 1983 Tweede Kamer, zitting 1982-1983, 17600 hoofdstuk XI, nr 130
- 3 Discussienotitie Bodemkwaliteit, 1986 VROM
- 4 Advies Bodemkwaliteit, 1986 Voorlopige technische commissie bodembescherming, Leidschendam
- 5 Milieuprogramma 1988-1991, voortgangsrapportage, 1987 Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20202 nrs 1- 2, Staatsuitgeverij, Den Haag
- 6 Ecologische normen waterbeheer, beschrijving van de parameters (derde deeladvies), 1989 Gezondheidsraad, Den Haag
- 7 Eijsackers, H., C.F. van de Bund, P. Doelman & W. Ma, 1988 Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen RIN-rapport 88/33, Arnhem
- 8 Kwaliteitskenmerken ten behoeve van bodembescherming, 1983 Reeks Bodembescherming nr 26 Staatsuitgeverij, Den Haag

- 9 Baring, H H , 1957 Die Milbenfauna eines Ackerbodens und ihre Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel *Journal of applied entomology* 41 17-51
- 10 Baudissin, F G von, 1952 Die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Collembolen und Milben in verschiedenen Boden *Zoologische Jahrbucher, abteilung fur Systematik, Okologie und Geographie der Tiere* 47-90
- 11 Blankwaardt, H F H en Drift, J van der, 1961 Invloed van grondontsmetting in kassen op regenwormen *Meded Dir Tuinb* 24 49-496
- 12 Edwards, C A en Thompson, A R , 1973 Pesticides and the soilfauna *Residue Rev* 45 1-79
- 13 Edwards, C A , 1969 Soil pollutants and soil animals *Sci Amercian* 220(4) 88-99
- 14 Edwards, P J en Brown, S M , 1982 Use of grassland plots to study the effects of pesticides on earthworms *Pedobiologia* 24 145-150
- 15 Keller, H , 1951 Uber die Wirkung einer Bodenbegiftung mittels DDT und Hexa-Mitteln auf die Kleinarthropoden, insbesondere Collembolen *Naturwissensch* 38 480
- 16 Stringer, A & C H Lyons, 1974 The effect of benomyl and thiophanate methyl on earthworm populations in apple orchards *Pest Sci* 5 189-196
- 17 Thomas, C F G , 1988 *Aspects Appl Biol* 17 269-271
- 18 Voronova, L D , 1960 The effect of some pesticides on the soil invertebrate fauna in the South Taiga Zone in the perm region (USSR) *Pedobiologia* 8 507-525
- 19 Way, M J. en Scopes, N E A ,1968 Studies on the persistence and effects on soil fauna

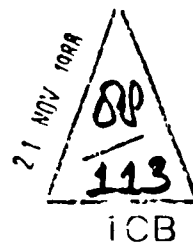
- 20 Weber, G , 1953 Die Makrofauna leichter und schwerer Ackerboden und ihre Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 107-118
- 21 Rhee, J A , 1969 Inoculation of earthworms in a newly drained polder Pedobiologia 9 128-132
- 22 Simberloff, D S & E O Wilson, 1970 Experimental zoo-geography of islands A two-year record of colonization Ecology 51 934-937
- 23 Van de Bund, C F , 1980 De bodemfauna van bouwland in verband met neveneffecten bij gebruik van bestrijdingsmiddelen in de praktijk Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen
- 24 De Snoo G R & K J Canters, 1987 Neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische vertebraten CML-mededelingen 35a en 35b, Leiden
- 25 Powell, T M ,1989 Physical and biological scales of variability in lakes, estuaries and coastal ocean In Roughgarden, J , R M May & S A Levin (eds), Perspectives in ecological theory Princeton University Press, Princeton, New Jersey
- 26 Domsch, K H , G Jagnow & T H Andersson, 1983 An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms Residue Reviews 86 65-105
- 27 Van Straalen, N M & C A J Denneman, 1989 Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria Ecotoxicol Environ Saf 18 241-251.
- 28 Brochure "Omgaan met risico's", 1989. VROM.
- 29 Edwards, C.A , D.E Reichle & D A Crossley, 1969 Experimental manipulation of soil invertebrate populations for trophic studies Ecology 50 495-498
- 30 May, R M , 1978 The evolution of ecological systems Sci Am , Sept issue, p 119-133

- 31 Kooijman, S A L M , 1987 A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species Water Res 21 269-276
- 32 Nys, R J V , 1987 Ecologie theorie en praktijk, derde druk Stichting leefmilieu, Antwerpen, 358 pagina's
- 33 Nilsson, S G , J Bengtsson & S Ås, 1988 Habitat diversity or area *per se*? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands J Anim Ecol 57 685-704
- 34 Boomsma, J J , A A Mabelis, M G M Verbeek & E C Los, 1987 Insular biogeography and distribution ecology of ants on the Frisian islands J Biogeogr 14 21-37
- 35 May, R M, 1975 Patterns of species abundance and diversity In Cody, M L & J M Diamond (eds), Ecology an evolution of communities The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge



Ministerie van Volkshuisvesting
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Postbus 20951 2500 EZ s Gravenhage
Telefoon (070) 26 42 01 van Alkemadeaan 85
Telex 34429 voro nl



DIRECTORAAT-GENERAAL MILIEUBEHEER

De voorzitter van de Technische commissie
bodembescherming
dhr. ir. H. Haverkate
Postbus 150
2260 MB LEIDSCHENDAM

Directie: DWB
Hoofdafdeling: BO

Uw kenmerk

Uw brief van

Kenmerk 2588424

Datum

Onderwerp

VERZONDEN OP: 18 NOV. 1988

Advies toelatingscriteria bestrijdingsmiddelen
met het oog op effecten op (bodem)organismen

Geachte heer Haverkate,

De Nederlandse landbouw kent een intensief gebruik van bestrijdingsmiddelen. Per jaar wordt een hoeveelheid van ca. 22 miljoen kg actieve stof in de landbouw toegepast, waarvan ongeveer de helft bestaat uit grondontsmettingsmiddelen die direct in de bodem worden gebracht. Dit komt neer op een gemiddelde belasting van ongeveer 25 kg per hectare. Ter vergelijking: in Duitsland is het gebruik ongeveer 5 kg per hectare.

Deze intensieve toepassing kan een zodanige belasting van de bodem en het zich daarin bevindende grondwater betekenen dat daardoor de multifunctionaliteit van de bodem in gevaar kan komen. Mobiele bestrijdingsmiddelen kunnen in het grondwater terecht komen en onder andere problemen met betrekking tot de bereiding van het drinkwater veroorzaken. Middelen die weinig mobiel zijn en langzaam afbreken kunnen bij herhaald gebruik in de bovengrond accumuleren. Ook kunnen grondgebonden residuen worden gevormd, dat wil zeggen residuen die in bodemstructuren worden ingebouwd en niet met de gangbare extractiemethoden te extraheren zijn. Het gebruik van bestrijdingsmiddelen zal gepaard gaan met effecten op het bodemecosysteem. Een belangrijke vraag hierbij is in hoeverre de multifunctionaliteit van de bodem in het geding komt.

Mede om deze redenen wordt in het kader van het meerjarenplan gewasbescherming gestreefd naar een verminderde afhankelijkheid van chemische middelen en een substantiële reductie van het bestrijdingsmiddelen-gebruik.

Bijlagen

De toelating van bestrijdingsmiddelen is geregeld in de Bestrijdingsmiddelenwet en wordt beoordeeld door de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen. Deze commissie hanteert ten aanzien van de bodem criteria voor de toelating van bestrijdingsmiddelen welke betrekking hebben op de uitspoeling en de persistentie. In grondwaterbeschermingsgebieden mag geen uitspoeling van bestrijdingsmiddelen vanuit de bewortelingszone (1 m onder maaiveld) naar het grondwater optreden.

Daarnaast geldt voor het gehele land dat tengevolge van het gebruik van bestrijdingsmiddelen, gemeten over een aantal jaren en tengevolge van jaarlijkse toepassingen, geen accumulatie van actieve stoffen of de relevante metabolieten in de bodem mag optreden (Persistentienota TK '85-'86 19200, hfdst XIV, nr. 59).

Ten aanzien van criteria met betrekking tot effecten van bestrijdingsmiddelen op het bodemecosysteem, volgt de commissie in hoofdzaak een functie-benadering. Hierbij worden effecten op de belangrijkste processen zoals bodemademhaling en stikstofomzettingen beoordeeld.

Momenteel beperkt de vraagstelling zich tot gegevens over de stikstofomzetting bij toepassing van bodembehandelingsmiddelen.

Ten aanzien van het effect op organismen worden van alle middelen gegevens over de invloed op regenwormen verlangd.

De onderhavige adviesaanvraag aan uw commissie richt zich op de vraag of, en zo ja welke andere toelatingscriteria nodig en mogelijk zijn. Hierbij wordt tevens aandacht gevraagd voor de rol van grondgebonden residuen.

Effecten op (bodem)organismen

Bestrijdingsmiddelen hebben behalve op het te bestrijden object tevens effecten op andere organismen. In eerste instantie betreft het hier organismen die in direct contact komen met het bestrijdingsmiddel. Daarnaast kunnen, via de voedselketen, andere organismen effecten ondervinden.

Door het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de landbouw treedt aantasting op van het bodemleven van landbouwbodems. De vraag kan worden gesteld of en zo ja in hoeverre hierbij een vergelijking met andere landbouwkundige activiteiten, zoals ploegen, waarbij beïnvloeding van bodemleven en bodemstructuur plaatsvindt, op zijn plaats is. Om de multifunctionaliteit van de bodem in stand te houden en voor de toekomst wijziging van het landbouwkundig gebruik mogelijk te houden, geldt als voorwaarde dat de aantasting op een redelijke termijn herstelbaar is. Het gaat hierbij zowel om het verdwijnen van de stof als om het herstel van bodemleven (door middel van herkolonisatie) en bodemstructuur.

Met name bij het herstel van weinig beweeglijke soorten met een lange generatieduur speelt de schaal waarop het bestrijdingsmiddel wordt toegepast een belangrijke rol. Herkolonisatie zal worden bemoeilijkt indien de aantasting zich uitstrekt over een groot aaneengesloten gebied.

Daarnaast dient de beïnvloeding van de omgeving in ogenschouw te worden genomen. Te denken valt hierbij aan verwaaiing (van de spuitnevel maar ook van bodemstof met geadsorbeerd bestrijdingsmiddel) en uitspoeling naar de omgeving, waarbij bijvoorbeeld natuurgebieden worden beïnvloed, en aan effecten op (hogere) organismen via de voedselketen.

Mede namens de Minister van Landbouw en Visserij wil ik de volgende vragen aan u voorleggen:

- Is het mogelijk met behulp van bestaande of nog te ontwikkelen toetsen te bepalen wat de effecten zijn van een bestrijdingsmiddel op organismen, zowel in als buiten het landbouwperceel waar het middel wordt toegepast?

- Indien voornoemde vraag bevestigend wordt beantwoord, hoe dienen deze effecten dan te worden beoordeeld, uitgaande van herstelmogelijkheden van de bodem binnen een redelijke termijn?
- Hoe zou een toelatingscriterium ten aanzien van effecten op organismen kunnen worden ingevuld met meetbare grootheden; is de schaal waarop toepassing van een bestrijdingsmiddel plaatsvindt (mede) als criterium te hanteren?

Grondgebonden residuen

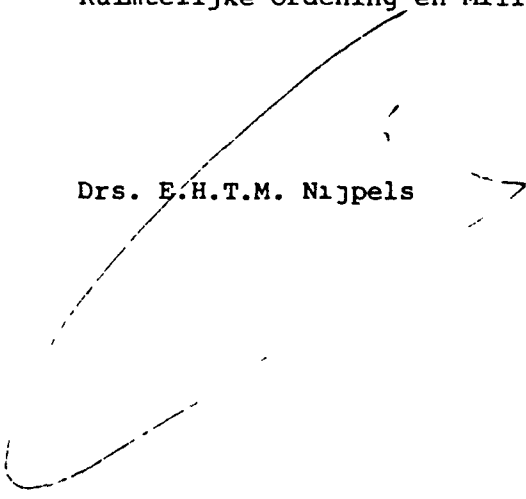
Bij het huidige toelatingscriterium met betrekking tot de persistentie worden grondgebonden residuen buiten beschouwing gelaten. Over de invloed van grondgebonden residuen is weinig bekend. Wel is uit recent onderzoek van TNO gebleken dat bepaalde grondgebonden residuen in zekere mate biologisch beschikbaar zijn. Mede namens de Minister van Landbouw en Visserij wil ik de volgende vragen aan u voorleggen.

- Kan in zijn algemeenheid worden gesteld dat grondgebonden residuen op enig moment biologisch beschikbaar kunnen komen?
- Hoe zou een eventueel toelatingscriterium getalsmatig kunnen worden ingevuld?

Ik verzoek u uw advies over bovenstaande aspecten uiterlijk in het voorjaar van 1989 uit te brengen. Uw advies kan voor beoordeling worden ingebracht in de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen.

Hoogachtend,
De Minister van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer,

Drs. E.H.T.M. Nijpels



Hieronder volgt een lijst van algemene kritiekpunten op de toelatingsprocedure van bestrijdingsmiddelen, zoals die in grote lijnen op de workshop "Toelating" zijn gepresenteerd (20 april 1988 te Utrecht) De TCB kan veel kritiekpunten onderschrijven De verantwoording voor de inhoud van deze bijlage berust bij de auteurs van de geciteerde publicatie

Uit Canters, K J , G R de Snoo, F M W de Jong & J van der Linden, 1989

Neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische evertrebraten en aquatische fauna CML-mededeling 46, Leiden

Allereerst moet worden opgemerkt dat, *de overgrote meerderheid van de deelnemers aan de workshop de huidige toelatingsprocedure onvoldoende vond om de neveneffecten van het gebruik van bestrijdingsmiddelen aan het licht te brengen* Hierbij zijn de twee belangrijkste kritiekpunten

- 1 Het gebruik van "single species"-toetsen en de interpretatie ervan De nadelen van de "single species"-toetsen zijn de geringe representativiteit voor de veldsituatie en het niet verkrijgen van inzicht in de effecten op interacties, bijvoorbeeld in voedselketens De extrapolatie van de gegevens uit de "single species"-toetsen in het laboratorium naar het niveau van de levensgemeenschap in het veld geeft dan ook problemen Knelpunt in dit verband is o a de biologische beschikbaarheid Er werd voorgesteld de toetsen aan te vullen met eenvoudig, gestandaardiseerd voedselketen-onderzoek (= "multi species"-toetsen) Veldonderzoek ontbreekt op dit moment grotendeels en uitbreiding is zeker gewenst De huidige "single species"-toetsen voldoen wel om de middelen onderling te vergelijken ("ranking"), mede door de standaardisatie ook in internationaal verband
- 2 De gebruikte toetsorganismen De kritiek op de huidige toetsorganismen spitst zich toe op de volgende vier aspecten
 - i) Alleen die organismen worden getoetst, die vanuit landbouwkundig-economisch oogpunt gezien een bepaald nut hebben (bijen, wormen, nuttige insecten en mijten) maar overigens niet allemaal en ook niet altijd Men acht het wenselijk om de neveneffecten van bestrijdingsmiddelen te koppelen aan het referentiekader "gevolgen voor maatschappelijke functies via indicatorsoorten" (zie bovengenoemde publicatie).
 - ii) De in de huidige procedure gebruikte toetsorganismen zijn niet gekozen op basis van blootstelling Een aanvulling van de huidige toetsen is goed mogelijk door meer gebruik te maken van functionele groepen in relatie tot blootstellingswijze Dit is vooral voor het terrestrisch milieu van belang Wel

wordt aangegeven dat de verschillen tussen soorten onderling waarschijnlijk kleiner zijn dan de verschillen tussen de laboratorium- en de veldsituatie

- iii) De toetsen hebben te weinig ecologische achtergrond. Op basis van de huidige enkelsoorts-toetsen wordt geen inzicht verkregen in het "ecotoxicologisch profiel" van een middel. Voor het aspect risicobeheersing is daardoor onvoldoende relevante ecologische informatie uit de toetsen af te leiden. Ook de onderlinge samenhang tussen de toetsen ontbreekt. De gehanteerde aquatische organismen worden voor hun milieu representatiever geacht dan de terrestrische soorten. Toch moet er ook in het aquatisch milieu meer aandacht komen voor chronisch toxiciteitsonderzoek. Verder is gepleit voor het uitbreiden van de toetscondities (subletale effecten).
- iv) Er zijn te weinig toetsen voorhanden, met name voor het terrestrisch milieu. Het is noodzakelijk om te beschikken over de resultaten van nu nog ontbrekend fundamenteel onderzoek voor het kiezen van geschikte nieuwe toetsorganismen voor dit compartiment.

Andere kritiekpunten zijn

- Ecologische neveneffecten

Het ontbreken van voldoende aandacht voor ecologische neveneffecten. Aan het mogelijk optreden van dergelijke effecten wordt in de huidige procedure geen aandacht besteed.

- Ondoorzichtigheid

De toelatingsprocedure als geheel is erg ondoorzichtig. Het is niet duidelijk waarop beslissingen zijn gebaseerd, vaak lijken beslissingen een sterk ad hoc karakter te hebben. Op veel plaatsen wordt de wens tot standaardisatie geuit.

- Standaard onderzoek

De toxiciteit van de middelen wordt in het terrestrisch milieu op dit moment alleen standaard onderzocht voor regenwormen. De overige toetsen worden slechts uitgevoerd indien het middel een speciale toepassing of tijd van toepassing heeft.

- Waterkwaliteitsbeheerders

De waterkwaliteitsbeheerders, c.q. het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, zijn nauwelijks betrokken bij de toelating, het Ministerie van Landbouw en Visserij, daarentegen, lijkt oververtegenwoordigd. Een aanvrager van een toelating kan wel bezwaar aantekenen tegen het niet toelaten, bezwaar aantekenen door een ander tegen een toelating is onmogelijk.

- Incidenten-registratie

De incidenten-registratie vindt niet centraal plaats er is nauwelijks aandacht voor zoogdieren en vissen en zeker niet voor evertibraten. Ook ontbreekt een goed gedocumenteerd en beheerd overzicht van alle incidenten met bestrijdingsmiddelen.

- Controle op neveneffecten achteraf

Hoewel in de praktijk blijkt dat er hoge concentraties bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater en in de bodem worden aangetroffen, is er geen controle op neveneffecten achteraf.

- Illegaal gebruik

Bij de toelating wordt geen aandacht besteed aan het voorkomen van mogelijk illegaal gebruik; controle op naleving van de gebruiksvoorschriften ontbreekt grotendeels.

- Betere middelen

Nieuwe, en met het oog op het minimaliseren van neveneffecten, betere middelen (bijv. selectief) komen niet op de markt, omdat de kosten, verbonden aan het leveren van de gegevens noodzakelijk voor de aanvraag van een toelating, te hoog zijn. Dit probleem speelt vooral bij de kleinschalige teelten. Hierbij speelt ook een rol dat de ontwikkeling van deze middelen al nauwelijks economisch haalbaar is.

- Alternatieve behandelingen

Bij de toelating wordt geen rekening gehouden met alternatieve behandelingen, wat is bijvoorbeeld beter, één maal spuiten met een persistent middel of tien maal met een kortwerkend middel.

- Synergisme

Synergisme van middelen wordt niet bij de toelating betrokken. Zowel met toxische als met ecologische neveneffecten van het gebruik van meerdere middelen, wordt geen rekening gehouden.

- Paradox in toelatingsprocedure

Er lijkt een paradox in de toelatingsprocedure te zitten, als een stof in een eerste globale toets niet giftig is, dan vindt geen verder gedetailleerd onderzoek plaats. Dit lijkt wel gewenst, omdat anders subtiele effecten niet worden gevonden.

- Open literatuur

Bij de herevaluatie van stoffen, door het RIVM, worden alleen gegevens van de fabrikant gebruikt. Gegevens uit de open literatuur worden niet gebruikt, behalve als deze door de fabrikant worden geleverd. Voorheen verrichtte het RIVM wel eigen literatuur-onderzoek, maar nu, bij de "inhaaloperatie", waarbij de toelating van verreweg de meeste in Nederland gebruikte stoffen opnieuw wordt bezien, dus niet!

