

RIVM rapport 711701046/2006
RIZA rapport 2006.006
Alterra rapport 1284

Beslissen over bagger op bodem

Deel 3. Modelleren van risico's na verspreiding bagger

L. Posthuma (red.)

L. Posthuma, J. Lijzen, P.F. Otte, D. de Zwart, A. Wintersen (RIVM)
L. Osté, M. Beek (RIZA)
J. Harmsen, B.J. Groenenberg (Alterra)

Contactpersoon: L. Posthuma, Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling, RIVM
L.Posthuma@rivm.nl

ISBN 9069601532

RIZA deskundig in water



Dit onderzoek werd wat betreft het RIVM verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van VROM, Directoraat Generaal voor het Milieubeheer, mede in opdracht van het Kernteam *Bagger & Bodem*, in het kader van project M/860708, “Bagger & Bodem”, en M/711701, “Risico's in relatie tot bodemkwaliteit”, mijlpaal “Wetenschappelijke verantwoording werkzaamheden Bagger & Bodem”. Wat betreft Alterra en RIZA werd het onderzoek uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van LNV, respectievelijk V&W.

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

Rapport in het kort

Beslissen over bagger op bodem. Deel 3. Modelling van risico's na verspreiding bagger

Dit rapport beschrijft een model voor het gedrag van toxische stoffen die in bodem gebracht worden door verspreiding van baggerspecie. Regelmatig baggeren is een noodzaak in Nederland. Verontreinigingen in de bagger zorgen daarbij voor een probleem. Waar moet de verontreinigde bagger heen? Momenteel wordt een verspreidingsbeleid gehanteerd dat gebaseerd is op verontreinigingsklassen. Dit systeem voldoet niet meer. In het kader van nieuw bodembeleid moet er anders naar dit probleem worden gekeken. Duurzaam gebruik van de bodem moet centraal staan, en gebiedsspecifiek beleid moet mogelijk worden. De bestaande klassenindeling geeft hier geen mogelijkheden voor.

In een onderzoek van RIVM, RIZA en Alterra is gekeken naar de risico's die op een lokatie door verspreiding op land kunnen ontstaan. Hiervoor is een systeembenadering opgesteld: waar komen de stoffen vandaan, waar gaan ze heen, welke organismen worden daadwerkelijk blootgesteld, en wat zijn de lokale risico's na verspreiding nu eigenlijk? Hiernaar wordt in drie samenhangende rapporten gekeken.

In dit derde rapport van de serie wordt de risicobenadering technisch-wetenschappelijk beschreven. Er wordt voortgebouwd op gegevens uit het tweede rapport, waarin is beschreven of- en hoe stoffen zich ophopen in de landbodem door het verspreiden van baggerspecie. In dit rapport wordt beschreven hoe dientengevolge de risico's van de stoffenmengsels voor mens, landbouwproducten en ecosystemen kunnen veranderen. In het overzichtsrapport van de serie, het eerste rapport, wordt het ontwikkelde beslismodel als prototype gepresenteerd, en worden de gevolgen van beleidsmatige toepassing van het beslismodel verkend.

Trefwoorden: baggerspecie, verspreiding, risiconiveaus, systeembenadering, beslismodel

Abstract

Decision making on sediment deposition on land. Part 3. Modeling risks after sediment deposition

Regular removal of sediments is a necessity for proper water quantity management in the Netherlands: however, the contamination of these sediments lead to problems here. For example, where can the contaminated sediments be responsibly deposited? The new Dutch soil policy aims at the sustainable use of soils, and allows for area-specific regulatory approaches. The current approach, based on sediment classes, does not provide sufficient insight into risks of sediment deposition on land for terrestrial organisms, and does not conform to the new policy.

In a research project carried out by RIVM, RIZA (Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment). and Alterra (the Wageningen University and Research Centre institute for our green living environment), the focus was on the site-specific, integrated risk assessment of sediment deposition on land. A systems approach, designed to model where compounds come from, where they go and what risks might arise as a consequence, was used in the project. The results are reported in three consecutive reports.

In this report, the third of the series, the integrated risk assessments for humans, agricultural products and ecosystems are described similarly to the second report, in which the systems approach is outlined in a basic scientific-technical way. The first, overview, report presents the prototype of a decision-support model for sediment deposition on land, including examples of the model's application.

Keywords: Sediment, spreading, risc, systems approach, decision support system

Voorwoord

RIVM, RIZA en Alterra hebben in opdracht van het Kernteam Bagger & Bodem in 2004 en 2005 gewerkt aan de opzet van een praktijkgericht beslismodel. Toepassing van dit moest leiden tot een milieuhygiënisch verantwoord en kosteneffectief beleid voor de verspreiding van baggerspecie uit regionale wateren op land. Het Kernteam werd gevormd door vertegenwoordigers van de betrokken overheden.

Na een definitiestudie in 2003 is in 2004 gewerkt aan een prototype van dit beslismodel, dat *IRA-sed* genoemd is: *IRA* staat daarbij voor *Integrated Risk Assessment* (risicobeoordeling voor meerdere receptoren van risico, namelijk: de mens en ecosystemen, met specifieke aandacht voor landbouwproducten), en *sed* staat voor sediment.

Tot op heden zijn er officieuze producten van de uitgevoerde werkzaamheden aangeboden aan het Kernteam en de opdrachtgevers van het beleidsproject Grond en Bagger. Een deel van de producten is openbaar gemaakt. Het project heeft daardoor een rol gespeeld bij het iteratieve proces van beleidsvoorbereiding voor nieuw beleid voor grondverzet en bagger, waarbij een balans gezocht werd tussen het maximaliseren van de verspreiding op land en het voorkómen van onacceptabele risico's voor mens en ecosystemen en het voorkómen van effecten op landbouwproducten en productkwaliteit. De rolverdeling daarbij was, dat de lokale risico's van verspreiding op land via wetenschappelijke analyses in beeld worden gebracht, en dat op basis daarvan de beleidsmakers afgewogen keuzes kunnen maken voor het verspreidingsbeleid. Diverse beleidsvarianten passeerden de revue. Dit iteratieve proces vond plaats in 2004 en 2005, en is nog niet afgerond. Momenteel worden de resultaten van het onderzoek in een bredere beleidsmatige herijking van het bodembeleid ingepast. Dit proces moet op 1 januari 2007 zijn afgerond.

De producten die in de beleidsvoorbereiding een rol hebben gespeeld vatten de filosofie achter het beslismodel op hoofdlijnen samen. Ze geven ook de tussenresultaten van enkele zogenaamde Milieu-Effect Toetsingen (METs) en Bedrijfs Effect Toetsingen (BETs). METs en BETs hebben betrekking op respectievelijk de aspecten "hoe erg" (milieuhygiënische kant) en "hoe vaak" (wegwerken werkvoorraad) van mogelijke beleidsvarianten. Er was in de rapportages geen sprake van een wetenschappelijke borging van de gehanteerde methodieken. Via de huidige serie van drie rapporten wordt verantwoording afgelegd van het uitgevoerde wetenschappelijke onderzoek. Het beslismodel zal verder ontwikkeld worden voor toepassing in het specifieke beleidspoor dat inmiddels op hoofdlijnen geformuleerd is.

Inhoud

Samenvatting	9
Summary	11
1. Inleiding	13
1.1 <i>Beleidsproblematiek, beleidsvernieuwing en risico's</i>	13
1.2 <i>Risico's voor de landbodem en de klassensystematiek</i>	13
1.3 <i>Doelstelling</i>	16
1.4 <i>Beperkingen</i>	17
2. Risiconiveaus voor mens, landbouwproducten en ecosystemen en toetsing daarvan	19
2.1 <i>Algemeen</i>	19
2.2 <i>Van concentraties naar risiconiveaus</i>	19
2.3 <i>Van concentratie- en risiconiveaus naar beleidsmatige toetsing</i>	20
3. Humane risicobeoordeling	23
3.1 <i>Risicobenadering humaan: hoofdlijn</i>	23
3.2 <i>De concentraties aan stoffen in de bodem</i>	24
3.3 <i>Het gedrag van de stoffen in de bodem</i>	25
3.4 <i>Het gebruik van de bodem</i>	25
3.5 <i>Berekening van de lokale humane blootstelling</i>	26
3.5.1 <i>Algemeen</i>	26
3.5.2 <i>Blootstelling aan metalen via de consumptie van gewassen</i>	28
3.5.3 <i>Blootstelling aan organische stoffen</i>	29
3.5.4 <i>Blootstelling via directe grondingestie</i>	29
3.6 <i>Beschermdoel en toxicologisch toelaatbare inname</i>	29
3.6.1 <i>Risico-index</i>	29
3.6.2 <i>Gecombineerde blootstelling</i>	30
3.7 <i>Voorbeeldresultaten humane risico's per partij</i>	31
3.8 <i>Voorbeeldresultaten humane risico's bij beoordeling van de werkvoorraad</i>	33
3.9 <i>Opmerkingen en plausibiliteit</i>	38
3.10 <i>Conclusies, discussie en aanbevelingen humane risico's</i>	39
3.10.1 <i>Conclusies</i>	39
3.10.2 <i>Discussie</i>	40
3.10.3 <i>Aanbevelingen</i>	41
4. Risicobeoordeling voor de landbouw	43
4.1 <i>Landbouwkundige beschermdoelen</i>	43
4.1.1 <i>Voedselproductie kwantitatief</i>	43
4.1.2 <i>Voedselveiligheid en diergezondheid</i>	43
4.1.3 <i>Gezonde bodem in relatie tot ecologische beoordeling</i>	44
4.1.4 <i>Stand still als operationele doelstelling</i>	44
4.2 <i>Kwantitatieve effecten op voedselproductie</i>	44

4.2.1	Fytotoxiciteit van metalen	45
4.2.2	Fytotoxiciteit van PAKs	45
4.2.3	Fytotoxiciteit overige stoffen	45
4.2.4	Diergezondheid	45
4.2.5	Conclusie: concentratietoetsing is het gevoeligst	46
4.3	<i>Voedselveiligheid en diergezondheid</i>	46
4.3.1	Opname van verontreinigingen en voedselkwaliteit	47
4.4	<i>Voorbeeldresultaten landbouwriscico's bij toetsing aan productnormen</i>	51
4.5	<i>Voorbeeldresultaten landbouwriscico's: beoordeling voor de werkvoorraad</i>	52
4.6	<i>Opmerkingen en plausibiliteit</i>	54
4.7	<i>Conclusies, discussie en aanbevelingen landbouwriscico's</i>	54
4.7.1	Conclusies	54
4.7.2	Discussie	55
4.7.3	Aanbevelingen	57
5.	Ecologische risicobeoordeling	59
5.1	<i>Ecologische beschermdoelen</i>	59
5.2	<i>Hoofdpijnen van de ecologische risicobeoordeling</i>	60
5.2.1	Toepassing SSDs in IRA-sed	60
5.2.2	Rekening houden met mengsels	61
5.2.3	Rekening houden met blootstellingsroutes	61
5.3	<i>Berekeningsmethoden ecologische risico's</i>	62
5.3.1	Blootstellingsschatting	62
5.3.2	Gevoeligheidsschatting voor soorten	62
5.4	<i>Voorbeeldresultaten ecologisch risico's</i>	70
5.4.1	Beoordeling ecologische risico's per partij via msPAF	70
5.4.2	Beoordeling ecologische risico's van de werkvoorraad via msPAF	73
5.4.3	Beoordeling via de toegevoegd-risicobenadering (delta-msPAF)	76
5.5	<i>Conclusies, discussie en aanbevelingen ecologische risico's</i>	77
5.5.1	Conclusies	77
5.5.2	Discussie	79
5.5.3	Aanbevelingen	85
6.	Gevoeligheidsanalyse van IRA-sed	87
6.1	<i>Algemeen: het nut van gevoeligheidsanalyse</i>	87
6.2	<i>Soorten variabelen</i>	87
6.3	<i>Omgevingsvariabelen</i>	88
6.3.1	De zuurgraad	88
6.3.2	De organischstof- en lutumfracties	89
6.4	<i>Stuurvariabelen</i>	90
6.4.1	De mengverhouding van bagger en bodem	90
6.4.2	Eenmalig/meermalig verspreiden	91
6.4.3	Lokatie voor verspreiding	91
7.	Algemene discussie	93
7.1	<i>Algemeen</i>	93
7.2	<i>Modellen, meten en validatie</i>	93
7.3	<i>Balans milieuhygiënisch verantwoord en kosteneffectief</i>	94
7.4	<i>Stand still, risico's en achtergrondwaarden in IRA-sed</i>	96
7.5	<i>Bodemgebruik nu en bodemgebruik in de toekomst</i>	97

7.6	<i>Overige toepassingen van systeembenaderingen</i>	98
7.7	<i>Toetsing ontwerpcriteria en bredere MET-toetsingen</i>	99
7.7.1	De ontwerpcriteria	99
7.7.2	Risico-gerichtheid en bredere MET-toetsingen	99
7.7.3	Consistentie en modulaire opbouw	100
7.7.4	Meer lokale verantwoordelijkheid	101
7.7.5	Eenvoudiger	101
Dankwoord		107
Bijlage 1	Tabel met stofparameters toegepast bij de humane risicobeoordeling	109
Bijlage 2	Tabel CSOIL-parameters in het IRA-sed prototype	111
Bijlage 3	Tabel met gebruikte risicogrenzen voor de beoordeling van humane risico's	113
Bijlage 4	Databestanden en bewerkingen SSDs	114
Bijlage 5	Databestanden en bewerkingen SSDs	115

Samenvatting

Verontreiniging van baggerspecie vormt voor Nederland een groot probleem. Niet alleen hebben de verontreinigingen *in situ* potentieel een effect op mens, plant en dier, maar ook beperkt de verontreiniging de verspreidbaarheid op land. Verspreiding op land is vanouds gebruikelijk geweest, vanwege de dubbele voordelen: verdieping van de watergangen, en bemesting en verbetering van landbouwgrond. In de laatste jaren is de vraag gerezen of de geldende milieuregels een goede leidraad zijn voor het verspreidingsbeleid. Als de regels te streng zijn, gaat dit gepaard met hoge kosten, omdat de specie afgevoerd moet worden. Als de regels te soepel zijn leidt verspreiding tot ongewenste milieu-effecten in landbodem.

Het bodembeleid wordt op dit moment vernieuwd, en er wordt meer dan voorheen gekeken naar de risiconiveaus die op een lokatie optreden. Op een lokatie kan het risiconiveau namelijk hoger of lager zijn dan het risiconiveau dat op basis van algemene milieuregelgeving nagestreefd wordt. Door vast te stellen hoe hoog de risico's op de verschillende verspreidingslokaties zijn, kan vastgesteld worden of er minder of meer baggerspecie verspreidbaar is dan nu, uitgaande van vastgestelde niveaus voor onacceptabel risico.

In opdracht van de landelijke overheid hebben RIVM, RIZA en Alterra een methodiek voor de lokatiespecifieke risicobeoordeling van verspreiding van baggerspecie op land opgezet. Over dit werk verschijnen drie rapporten. Eén rapport (deel 1) beschrijft de methodiek op hoofdlijnen, en geeft voorbeelden van toetsing in de praktijk. Een tweede rapport (deel 2) beschrijft de wetenschappelijke details van de aanpak die gevolgd wordt voor het voorspellen van de blootstelling van organismen aan stoffen. Het voorliggende rapport (deel 3) beschrijft de wetenschappelijke details van de aanpak voor het voorspellen van lokale risiconiveaus die door de berekende externe concentraties ontstaan. Dit rapport geeft voor de humane-, landbouwkundige- en ecologische risicobeoordeling de daartoe benodigde formularia inclusief parameterwaarden.

Bij de humane risicobeoordeling wordt de bodemconcentratie omgerekend naar een lokaal blootstellingsniveau. Dat niveau is afhankelijk van de vorm van bodemgebruik. De berekende lokatiespecifieke blootstelling wordt beoordeeld tegen toxicologisch bepaalde grenswaarden voor onacceptabele effecten, voor afzonderlijke stoffen en/of voor mengsels.

Bij de landbouwkundige risicobeoordeling wordt geconstateerd dat de beoordeling op basis van productconcentraties de meest gevoelige beoordeling oplevert. De bodemconcentratie wordt daarom omgerekend in lokale productconcentraties voor verschillende landbouwproducten. Deze productconcentraties worden beoordeeld aan de hand van warenwet- en diergezondheidsnormen, dit alles voor afzonderlijke stoffen.

Bij de ecologische risicobeoordeling wordt de lokale toxische druk van de afzonderlijke stoffen en van de aanwezige mengsels voor ecosystemen berekend, en gemaximeerd op een beleidsmatig gekozen beschermingsniveau. Vanouds is dit het zogenaamde 95%-beschermingscriterium, op welk niveau het ecosysteem structureel volledig beschermd is.

De toegepaste risicobeoordelingsmethodiek bestaat voor alle drie de beschermdoelen uit een technisch-wetenschappelijke voorspelling van blootstellings- of risiconiveaus, welke vergeleken kunnen worden met vrij te kiezen beleidsmatige acceptatiegrenzen. Bij de landbouwkundige risico's zijn de product- en diergezondheidsnormen relatief "harde" criteria, en deze zijn dan ook in dit rapport in de voorbeelden toegepast. Het zelfde geldt voor de humane risicobeoordeling, waarbij risicogrenzen zijn afgeleid voor levenslange blootstelling. Het vanouds geldende ecologische beschermdoel is het 95%-beschermingscriterium voor de bescherming van ecosysteem-structuur. In dit rapport wordt in de voorbeelden gebruik gemaakt van deze waarde, voor zowel de beoordeling per stof als de beoordeling van mengsels. De beoordeling van de ecologische risico's van mengsels wordt als meest relevante beoordelingsgrondslag gehanteerd. In het tweede rapport van deze serie is samengevat op welke stoffen de beoordelingen zich richten.

Aan het eind van dit rapport wordt geconcludeerd dat de voorgestelde beoordelingsmethodiek toegepast kan worden als beoordelingssysteem voor de verspreiding van bagger. De methodiek is momenteel in de vorm van een prototype beschikbaar, en kan op punten vervolmaakt worden (zoals bijvoorbeeld uitbreiding aantal stoffen). De methodiek voldoet aan de belangrijkste criteria die bij de beleidsvernieuwing voor bodem geformuleerd zijn. Namelijk: (1) de methodiek is meer dan voorheen op lokatiespecifieke risico's gericht, (2) de methodiek geeft een basis om het streven naar consistentie in de risicobeoordeling en het beleid bij het omgaan met andere bodembeleidsproblemen te bereiken, (3) door de lokale risico-afweging is het mogelijk de bedoelde verhoging van de lokale beheersverantwoordelijkheid te realiseren, en (4) de methodiek kan vereenvoudigd worden voor dagelijkse toepassing.

Summary

Sediment contamination is a current risk management problem in the Netherlands. Not only poses sediment contamination problems *in situ*, also it reduces the options for sediment deposition on land, which was the daily practice for decades. A question that has been posed over the past few years is, whether the current sediment classification system provides good guidance to recognize potential harm to terrestrial life. When the classification rules are too strict, less sediment than possible will be deposited on land and costs will be higher than necessary, and when the rules are too weak environmental risks for soil organisms will occur.

The Dutch government is currently modernizing their soil policies. The aims are to simplify soil risk management, to reduce management costs, to delegate responsibilities for risk management to local authorities, and to improve consistency amongst different management problems. This should be made possible by a sound and consistent scientific supporting framework, amongst which focusing on site-specific risks of sediment deposition on land. This report describes the scientific approaches of a decision model for site-specific risk assessment. The model makes use of existing regulatory criteria for unacceptable risk.

This is the third report of three linked reports. It describes the characteristics of a decision model for site-specific risk assessment of sediment deposition on land. This is a key management problem, since there is a significant backlog in the removal of contaminated sediments from ditches in rural areas. This report (report 3) focuses specifically on the prediction of local risk levels after (repeated) deposition of sediment on land. The second report (report 2) describes the scientific methods to predict local compound concentrations in soil, as resulting from sediment deposition on land. The first report (report 1) describes the methodology's main reasoning, and examples to weight environmental impacts against sediment management costs.

For the human risk assessment, predicted soil concentrations are recalculated into predicted human exposure concentrations, in dependence of the type of soil use by man. The predicted human exposure is judged against toxicology-based critical exposure levels, for separate compounds and/or for mixtures.

Agriculture-related risk assessments focused on product quality, since it is argued that product-quantity effects are far less sensitive as relevant management parameter. Predicted soil concentrations were therefore re-calculated into product concentrations, which were judged against legal maximum product concentration values.

In the ecological risk assessment, the concept used in the derivation of ecotoxicological risk limits, the Species Sensitivity Distributions approach, was used inversely, to calculate the

local toxic pressure of compounds or compounds mixtures. The predicted toxic pressure was judged against the so-called 95%-protection limit value for toxic pressure, the level that was previously used to calculate the Maximum Tolerable Risk level for ecosystem. At this level, the structural integrity of ecosystems is considered fully protected.

In all three types of risk assessment, the results can be presented as the local total risk (caused by soil and sediment quality) or by the local change of risk (associated with sediment deposition). In the latter case, the added-risk approach is used.

The risk assessment in all three cases consists of predicting local soil concentrations and, consequently, risk levels. These risk levels can be, conceptually, judged against any chosen limit value. For the risk assessment of agricultural products, the limit values are, however, rather “hard”, and the current legal values are therefore used in the examples presented. The same holds for the human risk assessment, for which the risk limits have been set for lifelong exposure. Also here, the existing toxicological limit values were applied, be it with the addition of mixture-risk assessment for some compound groups (PAKs and PCBs). The ecological risk assessment is considered most relevant when based on the net toxic pressure imposed by the predicted concentrations of all compounds in the local mixture. A summary of the compounds for which the methods was designed is given in the second report.

At the end of this report, it is concluded that the proposed sediment-deposition evaluation method can be applied in practice, upon development of the current prototype into a user-friendly system. Evidently, the prototype can be improved as to, for example, the number of compounds considered. However, the method currently fits the major criteria formulated for the new Dutch soil policies, in that: (1) the method is, more than before, focusing on local risk levels, (2) the method can be a basis for the scientific underpinning of policy solutions for various risk management problems (consistency), (3) local policy responsibilities for risk management are possible, and (4) the prototype can be provided as a user-friendly program.

1. Inleiding

1.1 Beleidsproblematiek, beleidsvernieuwing en risico's

Er wordt momenteel nieuw beleid ontwikkeld voor het verspreiden van baggerspecie op land. In het eerste deel van een serie van drie rapporten over verspreiding van baggerspecie (Posthuma et al. (pagina 57 van Posthuma et al. 2006)) wordt een overzicht gegeven van de beleidsproblematiek rond baggerspecie, de richting van de beleidsvernieuwing, en het onderzoek dat uitgevoerd is om de beleidsvernieuwing in te vullen. De beleidsvernieuwing wordt aangestuurd vanuit een uitvoeringsprogramma dat gevolgd is uit de Beleidsbrief Bodem van december 2003 (VROM 2003). In die brief wordt aangekondigd dat er een beslismodel voor de verspreiding van baggerspecie zal worden ontwikkeld. Dit beslismodel zal invulling moeten geven aan het nieuwe beleid, dat op hoofdlijnen door de volgende kernwoorden gekenschetst kan worden:

- eenvoudiger (waar mogelijk);
- meer op lokale risico's gericht;
- meer lokale verantwoordelijkheid;
- consistentie in de risicobeoordeling en het beleid bij het omgaan met andere bodembeleidsproblemen.

Het beslismodel zal door de landelijke overheid aan de lokale gebiedsbeheerders ter beschikking wordt gesteld.

1.2 Risico's voor de landbodem en de klassensystematiek

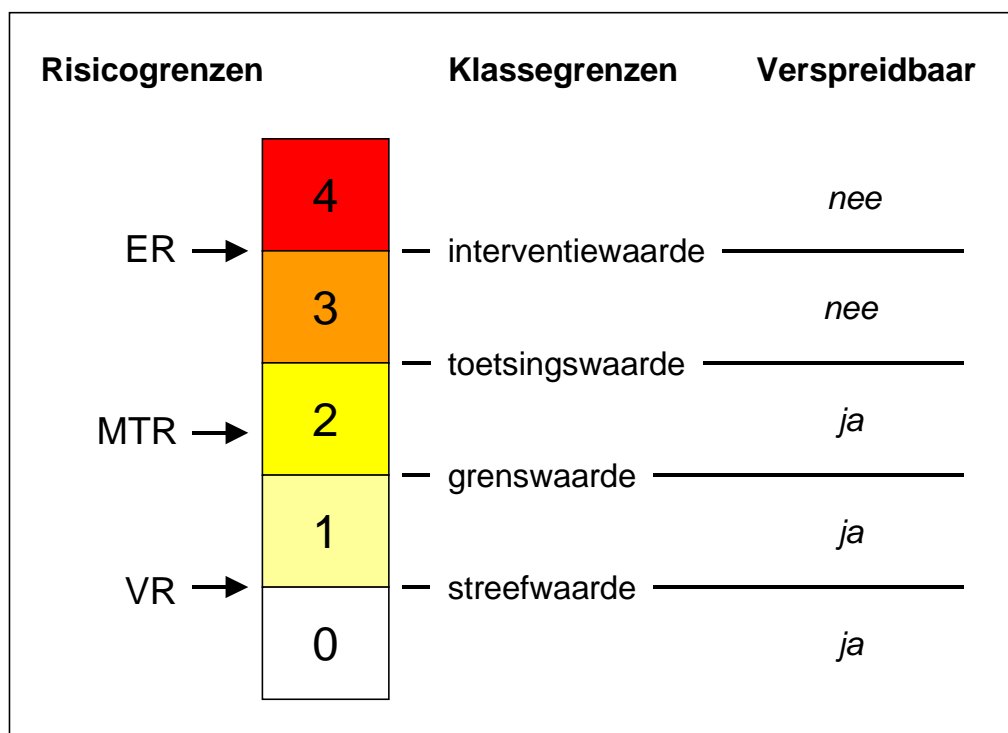
Thans wordt de verspreidbaarheid van baggerspecie bepaald door de uitslagen van een toetsing aan de klassensystematiek. In deze systematiek spelen weliswaar risico-overwegingen een rol, maar dit zijn overwegingen voor de waterbodem *in situ*. De risico-overwegingen hebben namelijk betrekking op waterbodempnormen voor toxische stoffen, die op hun beurt weer voornamelijk gerelateerd zijn aan ecotoxicologische risicogrenzen voor sedimenten (zie Figuur 1). De waterbodempnormen zijn niet representatief voor de risico's die na verspreiding in landbodem kunnen optreden. Redenen hiervoor zijn de verschillende in chemische condities boven en onder water (aëroob versus anaëroob), verschillen in stofgedrag, en verschillen in de gevoeligheden van de blootgestelde organismen.

In de klassensystematiek bestaat een beperkte aandacht voor het omgaan met mengsels, er is geen aandacht voor de lokale landbodemkwaliteit en het lokale landbodemgebruik, en er is geen aandacht voor de lokale dynamiek van de stoffen die via de bagger op de bodem worden gebracht.

Hiernaast geldt dat norm-*onderschrijding* voor een stof wel *beleidsmatig* heldere inzichten verschaft (bijvoorbeeld bij concentraties onder de Streefwaarde worden de risico's van de lokaal aanwezige stoffen, gegeven hun lage concentraties, beleidsmatig acceptabel geacht),

maar dat norm-overschrijding geen inzicht geeft in de lokale risiconiveaus.

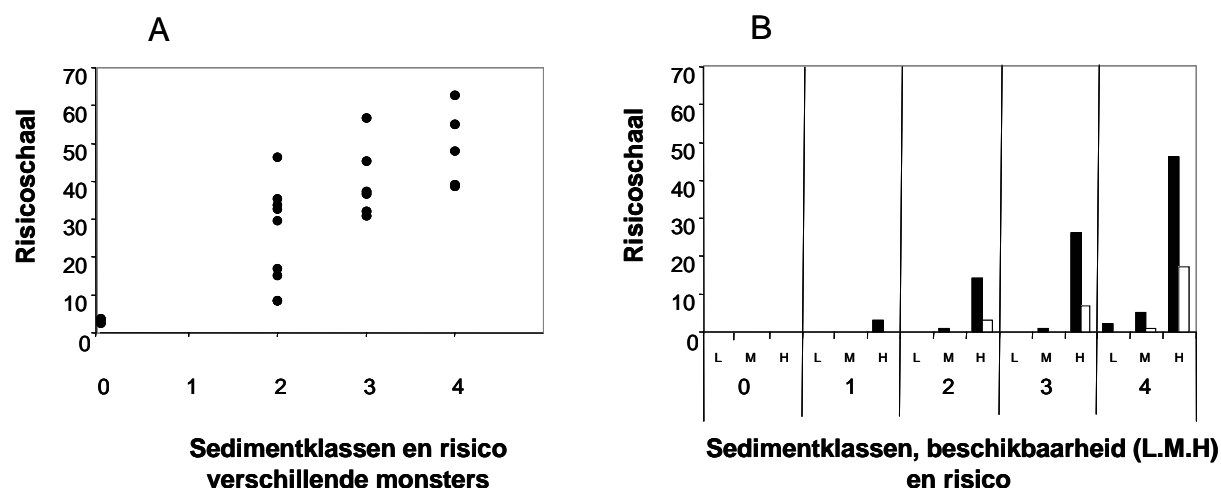
Normoverschrijding betekent alleen dat niet-acceptabele risico's niet uit te sluiten zijn, niet "hoe erg" die zijn. Deze beperkte interpretatie komt voort uit het feit dat de vele processen die bepalend zijn voor het risico op een lokatie meestal niet-lineair zijn. De curves die het verband geven tussen concentratie en risico hebben vaak voor verschillende stoffen verschillende hellingen. De gevoeligheden van de daadwerkelijk aanwezige en blootgestelde receptoren verschillen zeer sterk tussen die receptoren.



Figuur 1. De huidige systematiek.

Baggerspecie wordt op basis van concentraties van stoffen in de baggerspecie ingedeeld in 5 klassen. Baggerspecie wordt in een hogere klasse ingedeeld zodra er ecologische- of humaan-toxicologische risicogrenzen of beleidsmatige grenswaarden voor sedimenten zijn overschreden, waarbij in beperkte mate rekening wordt gehouden met de aanwezigheid van meerdere stoffen. Boven klasse 2 mag baggerspecie niet verspreid worden. De klassen 0, 1 en 2 zijn verspreidbaar, al dan niet met beperkingen.

De lokale risiconiveaus die in de landbodem ontstaan na verspreiding zijn slechts als grove benadering in te schatten via de klassen. Figuur 2 geeft een voorbeeld van de spreiding in risico's voor terrestrische ecosystemen van het verspreiden van baggerspecie van verschillende klassen op land. Deelfiguur A toont de variatie in (ecologische) risiconiveaus die per klasse kunnen ontstaan. Deelfiguur B toont de invloed van beheersvarianten (wel of niet mengen) en lokale bodemfactoren op het lokale risiconiveau.



Figuur 2. Resultaten van twee quick-scan onderzoeken naar de risico's van verspreiding van baggerspecie voor landbodemorganismen.

A. De relatie tussen sedimentklassen en de ecologische risico's die voorspeld worden na verspreiding van baggerspecie op land (voor uitleg van de schaal: zie hoofdstuk 5). De punten representeren verschillende speciemonsters. Er is een verband tussen klassen en risico, maar specie van klasse-4 kan lagere risico's voor landbodemorganismen veroorzaken dan klasse-2 specie. Dit kan bijvoorbeeld komen dooreen verschillend aantal aanwezige stoffen. B. Risico's voor organismen in de landbodem zijn afhankelijk van beheer en van sortatie van stoffen aan de bodem. De donkere balken geven het risiconiveau dat bereikt wordt zonder menging met schone bodem (bagger wordt bodem), de lichte balken geven het risico na 1:4 menging met schone bodem (realistische landbouwpraktijk). L=Lage beschikbaarheid (= hoge sorptie), M=Midden beschikbaarheid en H=Hoge beschikbaarheid van stoffen in het bagger-bodemmengsel.

Zoals in Rapport 1 van deze rapportenserie (Posthuma et al. 2006) omschreven wordt, kan vernieuwd specieverbreidingsbeleid zich in principe baseren op de volgende soorten beoordelingen:

- beoordeling van concentraties per stof aan de hand van normen;
- beoordeling van concentraties per stof aan de hand van stand still;
- beoordeling via bagger- en bodemklassen, waarin het totale mengsel beoordeeld wordt via klassen die afgeleid zijn van generieke normen;
- beoordeling van lokale risiconiveaus aan de hand van toelaatbare risiconiveaus voor de mens, landbouwproducten en ecosystemen;
- combinaties van deze beoordelingswijzen, zoals bijvoorbeeld stand still als eerste lijns oordeel, en zonodig een direct op risico's gerichte beoordeling.

Al deze vormen van beoordeling hebben een relatie met risico's, één van de criteria voor het nieuwe beleid. Toch zijn er wezenlijke verschillen tussen de beoordelingen. De relatie tussen de soort beoordeling en risico's is voor een lokatie sterker naarmate de risiconiveaus direct getoetst worden, en minder wanneer de risico's via de meer generieke werkwijzen (normen, klassen) worden benaderd. Zowel normen als klassen zijn immers indirect afgeleid van risicogrenswaarden, waarbij de laatste meestal voor algemene, niet-lokatie-specifieke toepassingen bedoeld waren. Lokatie-specifieke condities, die invloed hebben op de beschikbaarheid, worden daarin niet meegenomen, waardoor het risico minder accuraat wordt ingeschat. Het generieke gebruiksdoel heeft in deze gevallen, bijvoorbeeld bij de afleiding van normen, geleid tot een aantal generieke worst-case aannames, waardoor de normen ook

in worst-case veldcondities afdoende bescherming zouden bieden. Bij directe beoordeling van lokale risiconiveaus worden de generieke worst-case aannames in feite vervangen door de lokale waarden van de variabelen die het risico bepalen. Door deze verandering is de uitslag van een generieke risicobeoordeling anders (en vaak conservatiever) dan die van een lokatiespecifieke beoordeling.

In dit derde deel van de rapportenserie wordt de technisch-wetenschappelijke onderbouwing gegeven van de beoordeling van het verspreiden van baggerspecie op land via het beoordelen van lokale risiconiveaus. In de Rapporten 1 (Posthuma et al. 2006) en 2 (Van Noort et al. 2006) wordt ingegaan op de concentratie-, klassen-, of normgebaseerde beoordelingen. Dit derde rapport geeft dus de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van het criterium “meer op risico’s gericht zijn” van het beoogde nieuwe beleid. Voor de beoordeling van risico’s wordt gebruik gemaakt van de resultaten van de blootstellingsmodellen zoals die in Rapport 2 (Van Noort et al. 2006) van deze rapportenserie worden beschreven. Via blootstellingsmodellen worden de lokale concentraties van stoffen voorspeld als functie van de baggerpraktijk (herhaald opbrengen, mengen, diverse aan- en afvoer termen), de tijd en de stoffeigenschappen en lokale bodemeigenschappen.

Door alle aspecten van risico (concentraties, mengsels, dynamiek, sorptie en blootstelling, lokale aanwezigheid van “receptoren” van risico in relatie tot landgebruik, ruimte en tijd) wetenschappelijk te omschrijven werd voor het risico-onderzoek eerst nagegaan hoe hoog de lokale risiconiveaus voor de mens, voor landbouwproducten en voor ecosystemen zouden worden (wetenschappelijke risico-analyse). Deze beoordelingen zijn momenteel uitvoerbaar met het prototype van het ontwikkelde beslismodel. Zodra het beslismodel volledig operationeel is, waarbij alle beleidsmatig gewenste beoordelingen kunnen worden uitgevoerd tegen een vastgestelde set van besliscriteria, zal nog gewerkt moeten worden aan de vereenvoudiging naar een praktisch toepasbaar beslismodel, in lijn met de eerste ambitie zoals boven omschreven. De stappen die daarvoor ondernomen moeten worden zijn vastgelegd in de aanvankelijk uitgevoerde Definitiestudie.

1.3 Doelstelling

Het onderzoek voor dit rapport had tot doel om een wetenschappelijk onderbouwd inzicht te verkrijgen in de lokale risiconiveaus voor mens, landbouwproducten en ecosystemen die zouden kunnen ontstaan na (eenmalige of herhaalde) verspreiding van verontreinigde baggerspecie op land.

De doelstellingen van dit rapport zijn:

1. het beschrijven van de wetenschappelijke werkwijzen om de lokale risiconiveaus voor de mens, voor landbouwproducten en voor ecosystemen te bepalen;
2. het toepassen van deze werkwijzen op afzonderlijke gevallen of op de werkvoorraad (of deelverzamelingen daarvan) van baggerspeciepartijen van Nederland om de lokaal te verwachten risiconiveaus te kwantificeren, en

3. het toepassen van voorlopige beleidsmatige besliscriteria op de verkregen resultaten, om te illustreren op welke wijzen de verkregen resultaten kunnen worden gebruikt voor de beoordeling van concrete situaties.

1.4 Beperkingen

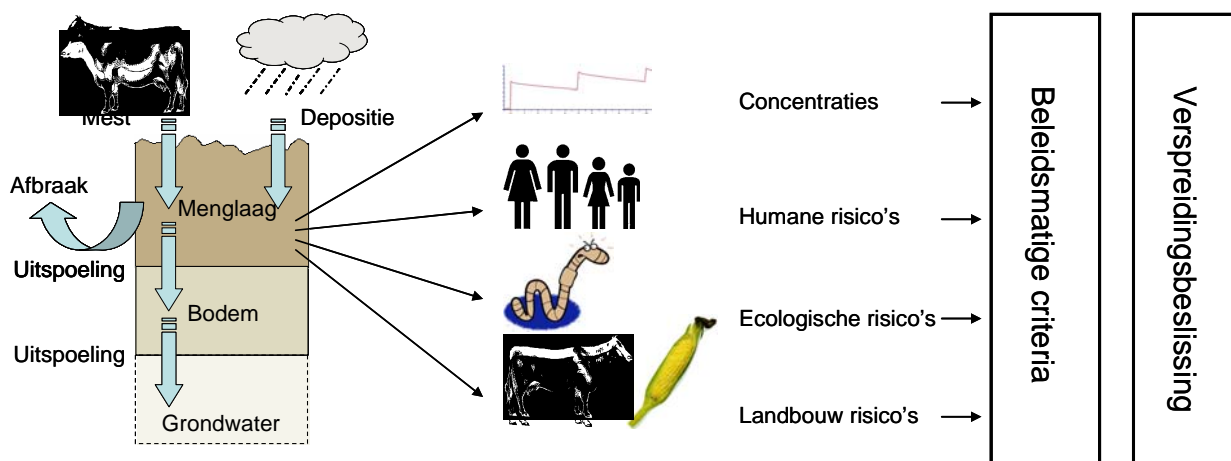
De resultaten van de uitgevoerde risicobeoordelingen worden geïllustreerd met voorbeelden, zowel voor afzonderlijke partijen en situaties, als voor de Nederlandse werkvoorraad, of deelverzamelingen daarvan. De figuren die bij dit onderzoek werden gemaakt en in dit rapport getoond worden hebben uitsluitend tot doel om te tonen welke mogelijkheden het beslismodel biedt, qua in- en uitvoermogelijkheden. De figuren zijn niet bedoeld als einduitslag. Dit is zo, omdat (1) de beleidsmatige besliscriteria nog niet zijn vastgesteld, (2) het databestand, waarin de werkvoorraad-gegevens zijn vastgelegd alleen klassen-gegevens en geen concentratiegegevens van alle stoffen bevatte, en (3) er *ad hoc* geïnterpoleerde landbodem-databestanden zijn gebruikt voor de situatiebeoordelingen.

Concrete toepassing op situaties zullen vergelijkbare *soorten* resultaten geven, maar dan uiteraard gebaseerd op vastgestelde (en geen voorlopige) beleidsmatige besliscriteria, op lokaal gemeten partijgegevens, en op lokale bodemgegevens.

2. Risiconiveaus voor mens, landbouwproducten en ecosystemen en toetsing daarvan

2.1 Algemeen

Het nieuwe beleid legt meer nadruk op lokale beslissingen. Voor beoordeling van verspreidbaarheid van baggerspecie betekent dat een sterkere nadruk op lokatiespecifieke risicobeoordeling. Met andere woorden: als uitgangspunt wordt een lokaal systeem genomen. Dit lokale systeem is conceptueel vastgelegd. In deel 1 van deze rapportenserie (Posthuma et al. 2006) wordt het conceptuele model getoond, op basis waarvan verschillende lokale risiconiveaus worden bepaald, en op basis waarvan beleidsmatige toetsingen zouden kunnen plaatsvinden. Voor de duidelijkheid is dit model weergegeven in Figuur 3.



Figuur 3. Conceptueel systeemmodel, met daaraan gekoppeld het gebruik in relatie tot beleidsmatige besliscriteria.

Het conceptuele systeemmodel is een uitwerking van de beleidskeuze om lokatiespecifieke risicobeoordeling toe te passen waar dat nodig is voor de oplossing van beleidsproblemen. Het model levert informatie over lokale concentraties van stoffen, en van de risiconiveaus voor mens, ecosystemen en landbouwproducten. De concentratie- en risiconiveaus kunnen getoetst worden aan beleidsmatige besliscriteria. Afhankelijk van de resultaten van de toetsing kan de specie verspreid worden, of niet. Het conceptuele model heeft in het huidige stadium betrekking op de bovenste bodemlaag (aangegeven als menglaag). Uitbreiding naar beoordeling van grondwater, of zelfs naar het gehele systeem van land- en waterbodem en oppervlaktewater is mogelijk.

Vanuit dit conceptuele model is een wetenschappelijk model afgeleid. Dit wetenschappelijke model wordt *IRA-sed* genoemd, waarbij *IRA* staat voor het begrip *Integrated Risk Assessment* (het gaat immers om drie verschillende receptoren van risico), en *sed* voor sediment.

2.2 Van concentraties naar risiconiveaus

In Rapport 2 van deze serie (Van Noort et al. 2006) wordt beschreven op welke wijze de lokale concentraties van stoffen worden berekend, zoals die kunnen ontstaan na verspreiding

van baggerspecie op land. Die rapportage geeft aan dat (herhaalde) verspreiding van baggerspecie zal leiden tot concentratiewijzigingen voor de bestudeerde stoffen als functie van de tijd, en bovendien dat de lokale concentraties beschreven kunnen worden in termen van totaal-concentraties en opgeloste concentraties en/of verschillende (metaal)species. Alle berekeningen van het (abiotische) gedrag van stoffen in de landbodem na verspreiding vinden plaats in de zogenaamde PEC-module van het *IRA-sed* model. PEC staat hierbij voor *Predicted Environmental Concentration*.

Het bepalen van de lokale risiconiveaus is gebaseerd op de resultaten van de *PEC*-module. Voor details over het voorspellen van stofgedrag in de lokale systemen wordt naar het voornoemde rapport verwezen.

De huidige rapportage behandelt de risiconiveaus die samenhangen met de voorspelde concentraties, voor drie typen risicoreceptoren:

1. de mens
2. landbouwproducten
3. ecosystemen

Er is een verschil tussen de receptoren “mens” en “ecosystemen”, versus de receptor “landbouwproducten”, aangezien voor beide eerstgenoemde receptoren de berekening van risiconiveaus met name gericht is op het netto-risiconiveau dat door het lokale mengsel veroorzaakt wordt. De risiconiveaus kunnen daarbij overigens wel afzonderlijk per stof bepaald worden, maar de acceptatie van risiconiveaus heeft slechts de bedoelde beleidsbetekenis indien het netto-risico van het mengsel wordt getoetst. Bij landbouwproducten wordt er daarentegen uitsluitend per stof getoetst, omdat de gevoeligste werkwijze hierbij een toetsing aan productconcentratie normen is. Deze normen hebben als doel te zorgen voor veilig voedsel, waarmee indirect een relatie gelegd wordt met de humane risico's. Toetsing is alleen mogelijk per afzonderlijke stof. Er is uitgegaan van het verschijnsel dat beoordelingen van effecten op landbouwproductie (veel) minder gevoelig zijn dan de beoordelingen op basis van productconcentraties.

2.3 Van concentratie- en risiconiveaus naar beleidsmatige toetsing

Bij de wens om de beoordeling meer op lokale risico's te richten is het mogelijk om beleidsmatig een aantal risicogerichte besliscriteria te hanteren voor het al dan niet verspreiden van baggerspecie.

Er bestaan vanouds al criteria voor risiconiveaus, voor mens en ecosystemen, die direct gerelateerd zijn aan de oorspronkelijke beleidsmatige beschermdoelen voor goede bodemkwaliteit:

- voor de mens is als beleidsmatige grens voor de acceptabele blootstelling aan carcinogene stoffen een extra kans op kanker van 1 : 1.000.000 (10^{-6}) bij levenslange

blootstelling als maximum acceptabel vastgesteld. Voor niet-carcinogene stoffen is het acceptabele blootstellingsniveau het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR, rekening houdend met achtergrondconcentraties). Dit geeft het blootstellingsniveau waar, bij levenslange blootstelling, geen negatieve effecten worden verwacht;

- voor landbouwproducten wordt per stof de lokale blootstelling voorspeld, en wordt de daaruit afgeleide voorspelde concentratie in landbouwproducten getoetst aan productnormen;
- voor ecosystemen is het beschermdoel voor risico's van stoffen geoperationaliseerd via het begrip Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau. Dit is gedefinieerd als die blootstelling die 95% van de soorten beschermt tegen enig nadelig effect (het 95%-beschermingscriterium), waarbij aangenomen wordt dat dit niveau de structuur van ecosystemen volledig beschermt.

In tegenstelling tot de operationalisatie van beleidsmatige toetscriteria via (generieke of specifieke) normen is de toetsing van het lokale blootstellingsniveau aan de kritische blootstellingsniveaus heel direct: er zijn geen tussenstappen tussen de mate waarin risico acceptabel wordt geacht en de toetsingsgrootte "lokaal risiconiveau". Bij toetsing aan normen blijft het onduidelijk of het beschermdoel wordt gehaald (bijvoorbeeld, indien er een partij wordt verspreid waarin veel stoffen aanwezig zijn), of blijft onduidelijk of er minder verspreid wordt dan mogelijk is (bijvoorbeeld omdat de stoffen snel afgebroken worden). Juist omdat de generieke normen vaak een preventief doel hadden, bestaat er de mogelijkheid dat ze voor bepaalde lokaties te stringent zijn (ten opzichte van het optreden van risico's), waardoor er minder baggerspecie verspreid kan worden dan voor een lokatie mogelijk zou zijn op basis van de lokale risiconiveaus. Omdat het tot de onderzoeksopdracht behoorde om te onderzoeken waar de balans tussen milieuhygiënisch verantwoord verspreiden en kosteneffectiviteit zou liggen werd de lokatiespecifieke toetsing via lokale blootstellingsniveaus (humaan en voedselveiligheid) of risiconiveaus (ecologisch) ontworpen.

De details over de afleiding van mogelijke toetscriteria wordt verder behandeld in het eerste Rapport (Posthuma et al. 2006). De keuze van beleidsmatige toetsingswijze en toetsingsniveaus is momenteel nog in ontwikkeling.

In de navolgende hoofdstukken worden daarom achtereenvolgens de afleiding van humane risiconiveaus, risico's voor landbouwproducten, en ecologische risiconiveaus behandeld. De werkwijzen worden geïllustreerd door de verkregen resultaten te vergelijken met de mogelijk te kiezen beleidsmatige besliscriteria.

3. Humane risicobeoordeling

De mens gebruikt de bodem en kan daardoor in principe blootgesteld worden aan de stoffen die zich in de bodem bevinden. Bij het opbrengen van baggerspecie op de droge bodem ontstaat een nieuwe situatie waarbij zowel de concentraties als het gedrag van stoffen in de bodem veranderen. Daarmee kunnen ook de blootstelling van de mens en de daarmee samenhangend risico's veranderen. De risico's voor de mens bij het op de kant zetten van baggerspecie worden in *IRA-sed* beoordeeld, via de module Humane Risico's. De humane risico's worden getoetst aan het uitgangspunt dat het gebruik van de bodem niet leidt tot beleidsmatig onacceptabel geachte humane risico's.

3.1 Risicobenadering humaan: hoofdlijn

De humane risico's van verhoogde concentraties in de bodem worden op lokatiespecifieke wijze bepaald door de lokale blootstelling te toetsen aan de (toxicologisch) maximaal toelaatbare inname van die stof. Deze waarde is voor diverse stoffen vastgesteld. In het bodembeleid wordt in het curatieve spoor (bodemsanering) getoetst aan het zogenaamde Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) bij levenslange gemiddelde blootstelling. In het beheersspoor bodem wordt voor de beoordeling van de gewenste bodemkwaliteit getoetst aan het MTR minus de achtergrondblootstelling voor drempelwaardestoffen (niet-carcinogene stoffen); voor carcinogene stoffen wordt getoetst aan een lager risiconiveau dan het MTR, het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR), ook bij levenslange blootstelling (Lijzen et al. 2002).

Uitgangspunt voor het berekenen van de levenslang gemiddelde blootstelling was de benadering die is gevolgd voor de afleiding van bodemgebruikswaarden (BGWs, Lijzen et al. 2002; Lijzen et al. 1999). Hierbij wordt de blootstelling van de mens berekend met behulp van het CSOIL model, versie 2000 (Lijzen et al. 2002; Rikken et al. 2001; Rikken et al. 2000). Het CSOIL-model is als module aan het model *IRA-sed* gekoppeld.

Voor de modellering van de blootstelling zijn de volgende aspecten van belang:

- De concentraties aan stoffen in de bodem (totaalconcentraties)
- Het gebruik van de bodem
- Het gedrag van de stoffen in de bodem

Voor de risicobeoordeling is van belang:

- 1) De levenslanggemiddelde blootstelling van de mens, uitgedrukt als de dagelijkse inname in mg stof per kg lichaamsgewicht per dag;
- 2) Het humaan toxicologische toetscriterium, zijnde het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) voor drempelwaardentoffen, of het extra risico van 1 : 1.000.000 bij levenslange blootstelling voor carcinogenen;
- 3) De niet-bodemgerelateerde achtergrondblootstelling (Lijzen et al. 2002).

Het lokatiespecifieke risico voor de mens bij het actuele of voorgenomen bodemgebruik wordt uitgedrukt als risico-index. Deze is als volgt gedefinieerd:

Vergelijking 1: $RI = \text{blootstelling} / \text{risicogrens}$

RI=Risico-index, MTR=maximaal toelaatbaar risiconiveau, VR=verwaarloosbaar risiconiveau, AB=achtergrondblootstelling

Indien de risico-index kleiner is dan één ($RI < 1$) spreekt men van een acceptabel risico.

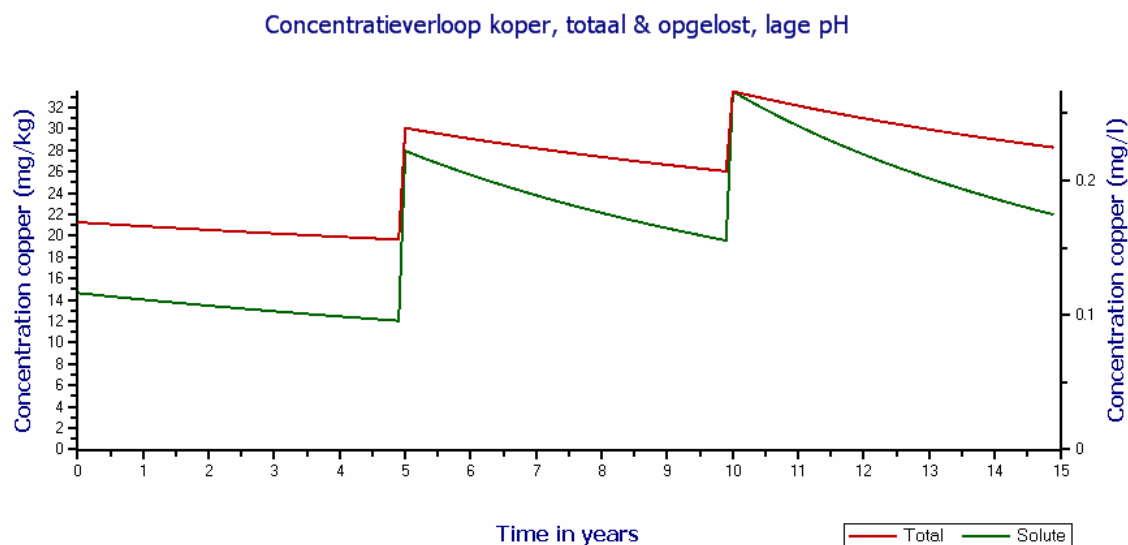
3.2 De concentraties aan stoffen in de bodem

De totaalconcentraties van metalen en organische verontreinigingen worden voor verschillende tijdstippen en op basis van diverse “baggerscenario’s” berekend door de PEC-module van het *IRA-sed* model, zie Van Noort et al. (2006).

Deze PEC-module gaat uit van de volgende lokale abiotische condities:

- 1) De bodemconcentratie op een bepaald tijdstip na opbrengen (en menging) van de bagger;
- 2) Het organisch stofgehalte in de bodem (OM) op tijdstip t ;
- 3) Het lutumgehalte (L) van de bodem op tijdstip t ;
- 4) De pH van de bodem op tijdstip t .

Deze lokatiespecifieke gegevens zijn de invoer voor de beoordeling van de humane risico’s met CSOIL. Figuur 4 geeft een voorbeeld van de uitvoer van de PEC-module voor een willekeurige partij bagger na regelmatige verspreiding op land. Regelmatige verspreiding van verontreinigde baggerspecie leidt, zoals geïllustreerd, tot tijdsafhankelijke verandering van de bodemconcentratie en daarmee de humane blootstelling. Dit kan vervolgens leiden tot een beslissing tot het al dan niet verspreiden van baggerspecie. De lokale humane blootstelling zal immers hoger of lager blijken te zijn dan de grenswaarde voor acceptabele blootstelling.



Figuur 4. Voorbeeld van de uitvoer van een PEC-module: voorspelde totaal- en opgeloste concentraties (bovenste en onderste lijn) als functie van de tijd, bij driemaalig verspreiden van baggerspecie.

3.3 Het gedrag van de stoffen in de bodem

Voor de blootstelling van mensen zijn twee aspecten belangrijk, te weten: (1) wat is de relatie tussen de bodemconcentratie en de inname van de stof via één of meerdere van de blootstellingsroutes (voedsel, inhalatie, enzovoorts, deze paragraaf), en (2) op welke wijze gebruikt de mens de bodem op een bepaalde lokatie (paragraaf 3.4).

Een stof die zich in de bodem bevindt verdeelt zich over de verschillende bodemfasen (vast, water en lucht). De verdeling over de fasen wordt bepaald door de fysisch-chemische stoffeigenschappen en de lokale bodemeigenschappen: pH, lutum- en organische stofgehalte (zie ook Van Noort et al. 2006). Een overzicht van de fysisch-chemische stoffeigenschappen die in CSOIL gebruikt worden is gegeven in Bijlage 1.

Het voor de lokale toepassing van *IRA-sed* aangepaste CSOIL-model berekent de verdeling over de bodemfasen (vast, water en lucht) op basis van totaalconcentraties in de bodem. Een voorbeeld van de verdeling van een stof tussen vaste- en vloeibare bodemfase zoals voorspeld met *IRA-sed* is gegeven in Figuur 4. In het *IRA-sed* model wordt bij de berekeningen van de verdeling dus geen gebruik gemaakt van de vaste partiticoëfficiënten van CSOIL-versie 2000, maar van de lokale verdelingen zoals gemodelleerd in de PEC-module van *IRA-sed* (Van Noort et al. 2006).

3.4 Het gebruik van de bodem

Naast het gedrag van de stoffen in de bodem bepaalt het lokale bodemgebruik door de mens de blootstelling. Hiervoor zijn in het verleden een aantal standaardscenario's beschreven, waarin de lokatiespecifieke blootstelling zo goed mogelijk benaderd wordt. Bodemgebruik

wordt dus in *IRA-sed* beschreven door het toepassen van verschillende standaard-blootstellingsscenario's (de relevante scenario's van CSOIL).

De volgende blootstellingsscenario's worden onderscheiden (Lijzen et al. 1999; Van Wezel et al. 2003):

- 1) Wonen met moestuin;
- 2) Wonen met tuin (standaardscenario);
- 3) Natuur / Groenvoorziening;
- 4) Maatschappelijk.

Met de bodemgebruiksvorm "landbouw" is in deze studie dus niet specifiek gerekend voor wat betreft de humane blootstelling. De blootstellingsscenario's voor groenvoorziening en natuur zijn hierdoor identiek. Tabel 1 geeft een overzicht van de blootstellingsscenario's voor de verschillende bodemgebruiksvormen waarvan de risico's zijn beoordeeld.

Tabel 1 Blootstellingsscenario's voor verschillende bodemgebruiksvormen (uit CSOIL 2000).

<i>Gebruiksparameter</i>	<i>Scenario</i>	<i>Wonen met moestuin</i>	<i>Wonen met tuin</i>	<i>Natuur/ Groenvoorziening</i>	<i>Maatschappelijk</i>
Algemeen					
Blootstelling via drinkwater		Ja	Ja	Nee	Nee
Fractie verontreinigde aardappels (uit eigen tuin)		0,5	0,1	0	0
Fractie verontreinigde groenten (uit eigen tuin)		1	0,1	0	0
Kind					
Dagelijkse inname grond (kg ds/dag)		1x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴	2x10 ⁻⁵
Inhalatietijd binnen (uren)		21,14	21,14	0	6
Inhalatietijd buiten (uren)		2,86	2,86	1	1
Tijd blootstelling contact grond binnen (uren)		9,14	9,14	0	6
Tijd blootstelling contact grond buiten (uren)		2,86	2,86	1	1
Volwassene					
Dagelijkse inname grond (kg ds/dag)		5x10 ⁻⁵	5x10 ⁻⁵	5x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁵
Inhalatietijd binnen (uren)		22,86	22,86	0	6
Inhalatietijd buiten (uren)		1,14	1,14	1	1
Tijd blootstelling contact grond binnen (uren)		14,86	14,86	0	6
Tijd blootstelling contact grond buiten (uren)		1,14	1,14	1	1

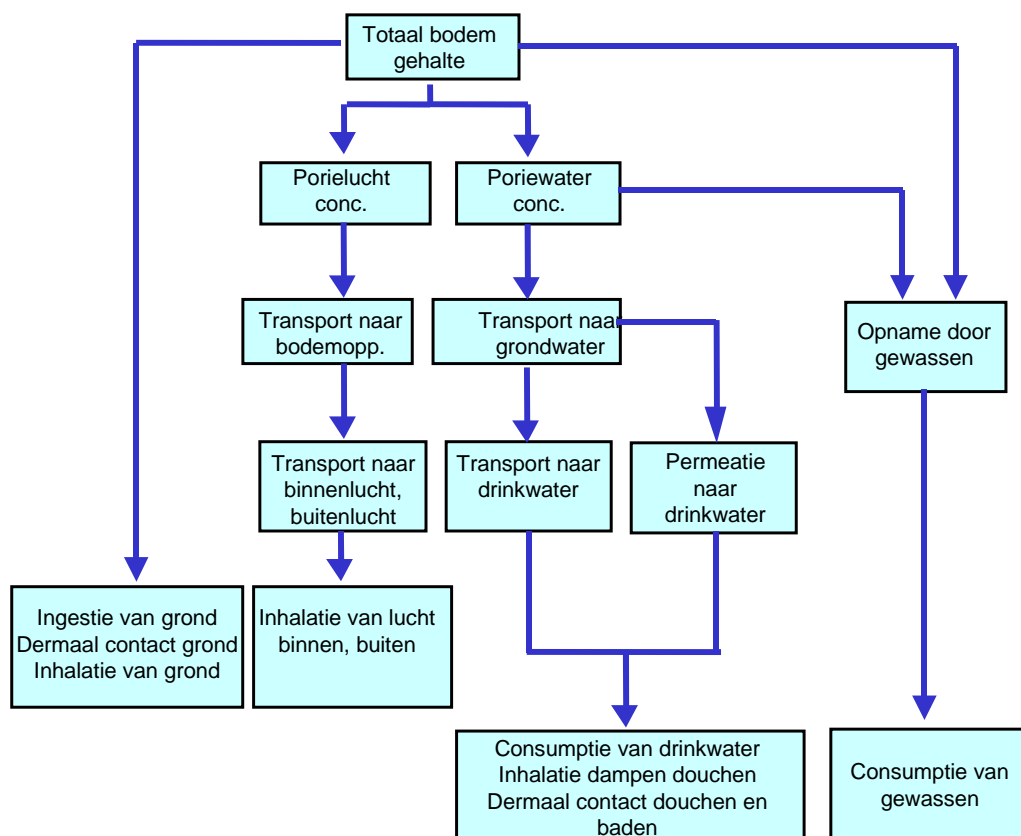
Met het blootstellingsmodel CSOIL kunnen ook voor andere bodemgebruiksvormen blootstellingsscenario's worden opgesteld.

3.5 Berekening van de lokale humane blootstelling

3.5.1 Algemeen

Bij de risicobeoordeling voor mensen gaat het om de lokatiespecifieke risico's voor mensen. De mens wordt blootgesteld door stoffen uit de bodem via verschillende blootstellingsroutes.

Deze zijn onderverdeeld in directe blootstelling en indirecte blootstelling. Figuur 5 geeft een overzicht van de blootstellingsroutes die door het CSOIL model worden gekwantificeerd. Bijlage 2 geeft alle relevante parameters van de CSOIL-modellering die in *IRA-sed* plaatsvindt. De blootstellingsroutes betreffen de bodemgebruiksvormen genoemd in paragraaf 3.4.



Figuur 5. Blootstelling routes humaan voor standaard bodemgebruiksvormen (CSOIL 2000).

In het kader van de risicobeoordeling bij het opbrengen van baggerspecie op de kant zijn niet alle blootstellingsroutes relevant. Belangrijke routes zijn:

- 1) Blootstelling via de consumptie van gewassen geteeld op deze bodem
- 2) Blootstelling via directe grondingestie door kinderen en volwassenen bij gebruik (verblijf) op deze bodem

De route vervluchtiging naar binnenlucht is voor het baggerbeleid niet relevant vanwege de aard van de verontreinigingen en het ontbreken van bebouwing. Dat geldt ook voor de blootstelling via drinkwater na permeatie van verontreinigingen door drinkwaterleidingen.

Een soms wel relevante blootstellingsroute is de consumptie van vis uit het regionale water en blootstelling tijdens het zwemmen. Dit is onderdeel van het blootstellingsscenario recreatie en sportvisserij bij de beoordeling van de humane risico's van waterbodemverontreiniging (AKWA/RIZA 2002). In het kader van het opbrengen van baggerspecie op de kant zijn deze risico's buiten beschouwing gebleven omdat alleen de risico's van de droge bodem worden beoordeeld.

3.5.2 Blootstelling aan metalen via de consumptie van gewassen

Voor opname van metalen in gewassen (ten behoeve van de blootstellingsroute via gewasconsumptie) wordt gebruik gemaakt van relaties tussen bodem- en gewasconcentraties, welke afhankelijk zijn van het bodemtype (pH, organisch stof, klei) en de metaalconcentratie in de bodem volgens Vergelijking 2:

$$\text{Vergelijking 2: } \log(\text{Me}_p) = a + b \cdot \text{pH} + c \cdot \log(\text{org. stof}) + d \cdot \log(\text{klei}) + n \cdot \log(\text{Me}_b)$$

met

Me_p = metaalconcentratie in plant ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ d.s.)

Me_b = metaalconcentratie in bodem (grond) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ d.s.)

De gebruikte coëfficiënten zijn gewasafhankelijk.

Dergelijke vergelijkingen zijn voor enkele metalen en gewassen beschikbaar (Versluijs en Otte 2001), maar nog niet voor lokatiespecifieke risicobeoordeling toegepast (zie ook rapport 2, Bijlage 8). Deze bodem-plant relaties hebben een intrinsieke spreiding welke onder andere veroorzaakt wordt door het feit dat de onderliggende data afkomstig zijn van verschillende matrices en bodemtypen. Op basis van deze bodem plant relaties zijn bioconcentratiefactoren (BCFs) afgeleid die een gemiddelde consumptie reflecteren. Deze BCFs zijn gebruikt voor de afleiding van de bodemgebruikswaarden voor landbouw natuur en waterbodem (Van Wezel et al. 2003). Deze laatste benadering wordt in *IRA-sed* toegepast.

In Tabel 2 zijn de bioconcentratiefactoren opgenomen die in deze studie gebruikt zijn, naast de BCFs die gebruikt zijn bij de afleiding van interventiewaarden (generieke toepassing) en de BGWs. In de tabel is aangegeven hoe deze BCF factoren kunnen variëren afhankelijk van de spreiding van de bodemeigenschappen (pH, lutumgehalte, organischstof gehalte) in de gebruikte datasets.

Tabel 2. BCF waarden (consumptie gemiddeld) voor de generieke risicobeoordeling en ranges voor verschillende bodemtypen (Versluijs en Otte 2001). Met de laatste twee kolommen is gerekend.

	<i>Geometrisch gemiddelde</i>	<i>Generieke BCF voor standaard bodem</i>	<i>Range voor verschillende bodemtypen*</i>	<i>Generieke BCF aardappel</i>	<i>Generieke BCF groenten</i>
As	0.009	0,009*	0,009	0,0011	0,016
Cd	0.51	0,31	0,31-0,36	0,078	0,294
Cr	0.011	0,011	-	0,011	0,011
Cu	0.32	0,20	0,20-0,33	0,156	0,297
Hg	0.15	0,15*	0,15	0,102	0,479
Pb	0.009	0,017	0,15-0,24	0,0017	0,044
Ni	0.025	0,028	0,028-0,30	0,015	0,056
Zn	0.22	0,18	0,18-0,33	0,031	0,359

* Bij niet significante relaties voor een gewas is het geometrisch gemiddelde van de data voor dat gewas gebruikt voor de berekening van de consumptiegemiddelde BCF. Dit zorgt voor een beperkte range voor verschillende bodemtypen.

3.5.3 Blootstelling aan organische stoffen

Voor de opname van organische stoffen door gewassen (ten behoeve van gewasconsumptie) is een opnamemodel (Trapp en Matthies 1995) zoals dat is opgenomen in het herziene CSOIL gebruikt (Rikken et al. 2000).

3.5.4 Blootstelling via directe grondingestie

Voor de ingestie van grond zijn schattingen beschikbaar van de dagelijkse ingestie door volwassenen en kinderen. Voor volwassenen wordt uitgegaan van gemiddeld 50 mg/dag en voor kinderen van 100 mg/dag (Otte et al. 2001), behalve voor de bodemgebruiksvorm “maatschappelijk” (zie Tabel 1). Daarbij wordt ervan uitgegaan dat stoffen in grond net zo beschikbaar zijn als de stoffen in het medium waarmee de toxicologische studie is uitgevoerd. De relatieve biobeschikbaarheid van stoffen uit grond in het menselijk lichaam is niet als variabele in *IRA-sed* meegenomen. Bij een lokatiespecifieke beoordeling zou met een aanvullende meting hiermee rekening kunnen worden gehouden.

3.6 Beschermdoel en toxicologisch toelaatbare inname

3.6.1 Risico-index

De berekende lokale blootstelling wordt uitgedrukt als een risico-index (RI, zie paragraaf 3.1) ten opzichte van een toxicologisch criterium. Voor het berekenen van de indices is gekozen de berekende lokale blootstelling uit te drukken als fractie ten opzichte van het MTR (maximaal toelaatbaar risico) minus de achtergrond blootstelling (AB) voor drempelwaardenstoffen, en het risico voor carcinogene stoffen van $1 \cdot 10^{-6}$ bij levenslange blootstelling. De humane risicogrenzen zijn weergegeven in Bijlage 3.

Voor niet-carcinogene stoffen wordt als grens voor de acceptabele blootstelling uitgegaan van het MTR minus de achtergrondblootstelling. Voor de hoogte van de achtergrondblootstelling (AB: in voedsel, dranken, lucht, enzovoorts) wordt verwezen naar

Baars et al. (2001). De blootstelling mag volgens de uitgangspunten in de BGW-rapportage niet groter zijn dan het Maximaal Toelaatbaar Risico minus de werkelijke achtergrondblootstelling ($MTR-AB_{\text{werkelijk}}$). Beleidsmatig zou ook voor andere referenties gekozen kunnen worden (bijvoorbeeld het gebruiken van een generieke achtergrondblootstelling (AB) van $0,5 \cdot MTR$, zoals gehanteerd bij de afleiding van de vigerende BGW cluster I en cluster II (Lijzen et al. 1999).

3.6.2 Gecombineerde blootstelling

De risico's van carcinogene PAKs en andere stoffen met eenzelfde carcinogene werking moeten in feite worden opgeteld om het totale risico van een mengsel op een lokatie te kennen. Er wordt om deze reden waar mogelijk rekening gehouden met gecombineerde blootstelling van verschillende stoffen binnen een groep, mits er sprake is van overeenkomstige werkingsmechanismen.

Binnen het blootstellingsprogramma CSOIL is het niet mogelijk de risico-indices voor verschillende stoffen op te tellen. Dit is buiten dit programma gedaan voor de stoffen waarvoor dit mogelijk en verantwoord geacht wordt. In het kader van een project over lokatiespecifieke humane risicobeoordeling is in een (interne RIVM-) notitie (Baars 2005) aangegeven hoe hier voor verschillende stoffen mee omgegaan zou moeten worden. Op basis van deze notitie gelden de volgende aanbevelingen:

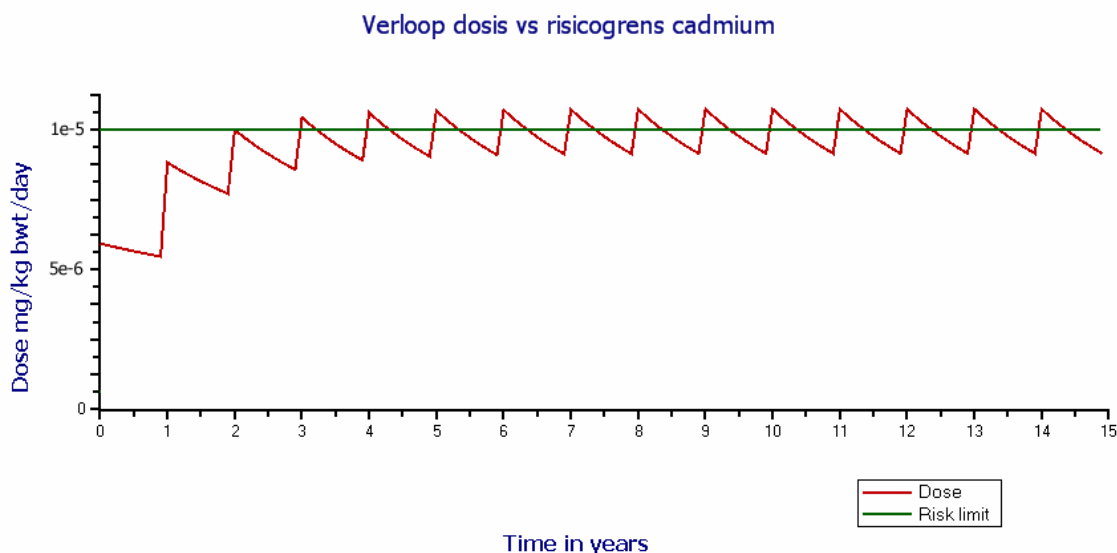
1. Voor de carcinogene PAKs wordt uitgegaan van concentratie-additiviteit (dit zijn 6 van de 10 VROM-PAKs: benz(a)antracene, benzo(a)pyreen, benzo(k)fluorantheen, chryseen, fluorantheen, indeno(1,2,3-cd)pyreen. Ook voor de niet carcinogene PAK kan uitgegaan worden van concentratie-additiviteit). De bestudeerde PAKs zijn een selectie van het totaal aantal voorkomende PAKs.
2. Voor PCBs (7 indicator PCBs) geldt vanuit een pragmatisch oogpunt concentratie-additiviteit.
3. De dioxine-achtige PCBs moeten gezamenlijk worden beoordeeld (ook in combinatie met dioxines), maar in de huidige stoffenlijst komt maar 1 dioxineachtige PCB voor (PCB 118).
4. Voor drins kan uitgegaan worden van concentratie-additiviteit, in combinatie met de MTR van aldrin en dieldrin.
5. Voor DDT, DDE en DDD kan ook uitgegaan worden van additiviteit. Zij hebben dezelfde MTR.
6. Voor de HCHs kan uitgegaan worden van additiviteit, maar dit kan tot overschatting van de toxiciteit leiden omdat de toxicologische effecten slechts deels vergelijkbaar zijn. Daarom zal het dit kader buiten beschouwing blijven.
7. Voor heptachloor en heptachloorepoxide geldt ook concentratie-additiviteit.

Deze aanbevelingen worden in *IRA-sed* toegepast om de risico's van gecombineerde blootstelling te verdisconteren voor zover er gegevens aanwezig waren (zoals aangegeven bij de resultaten wordt dit dus momenteel in *IRA-sed* gedaan voor de PAKs en de PCBs).

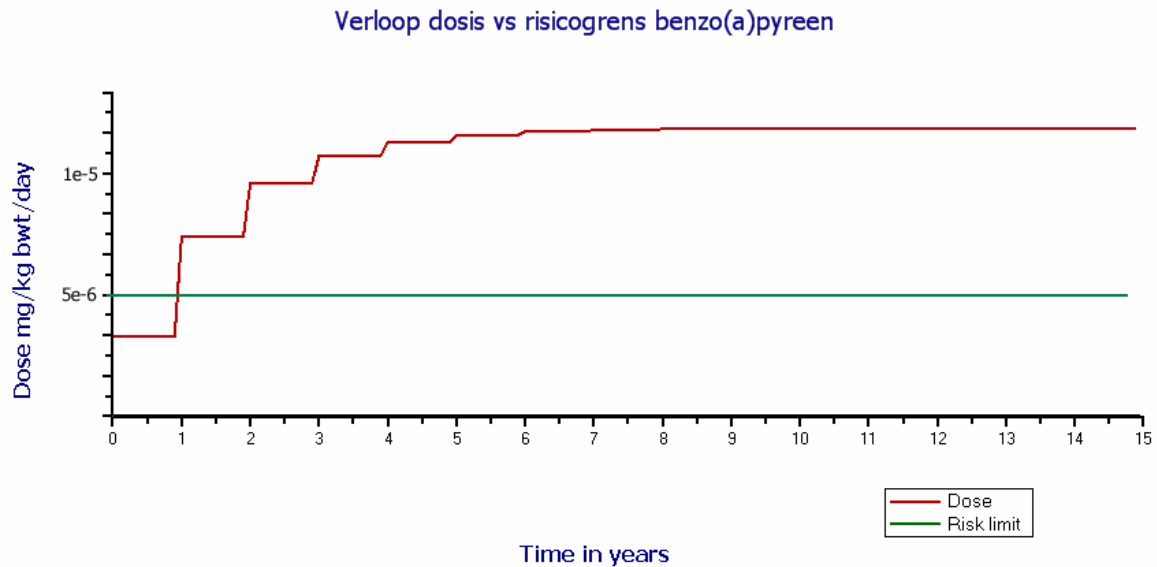
3.7 Voorbeeldresultaten humane risico's per partij

De module *humane risicobeoordeling* van *IRA-sed* kan voor elke afzonderlijke situatie de risiconiveaus per stof berekenen. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 6 voor een drempelwaardenstof, en in Figuur 7 voor een niet-drempelwaardenstof. Merk op, dat de figuren alleen bedoeld zijn als illustratie van de mogelijkheden van *IRA-sed*, en dat de beleidsbeslissingen over criteria nog moeten worden genomen.

In beide figuren wordt geïllustreerd dat verspreiding van deze voorbeeldpartij zou leiden tot een variatie van de lokale humane blootstellingsconcentraties in de tijd, net als de lokale bodemtotaal- en opgeloste concentraties (zie Figuur 4). De in beide figuren getoonde voorbeelden hebben betrekking op een concrete lokatie (uit het bestand PROSPECT) waar ieder jaar gebaggerd wordt; waarschijnlijk is in dit geval sprake van schonen van de sloten. In beide figuren blijkt dat de lokale blootstellingsconcentratie de (momenteel) beleidsmatig geaccepteerde grenswaarde voor blootstelling zou overschrijden (tenminste bij piekbelasting), waardoor de Risico Index groter wordt dan 1 (respectievelijk $RI_{MTR,Cd} > 1$ en , $RI_{VR, BaP} > 1$), wat (bij toepassing van dit criterium) vervolgens zou leiden tot de beslissing deze partij niet te verspreiden. Het patroon bij cadmium zal vaker voorkomen, en duidt er op dat er een keuze gemaakt moet worden over de toepassing van het beslis criterium (al dan niet op piekbelasting). Het patroon zou met name kunnen voorkomen tijdens rijping, als tijdens de rijping de blootstelling hoger is dan in gerijpte bagger.

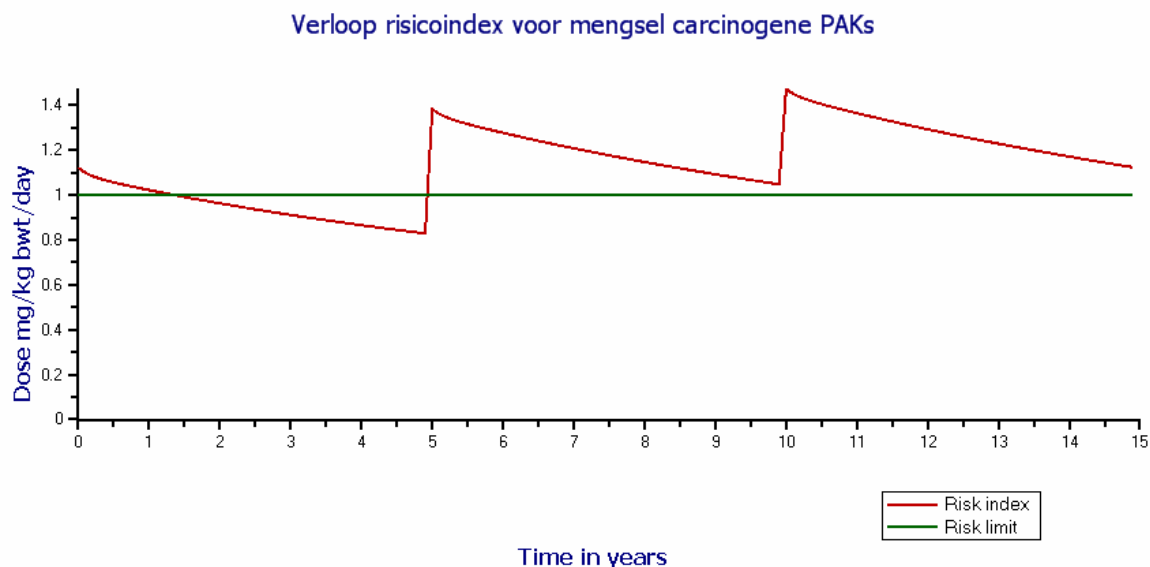


Figuur 6. Voorbeeldresultaat van een concrete situatie, waarin de variatie in blootstellingsconcentratie voor een drempelwaardenstof (in dit geval cadmium) in de tijd wordt getoond, in vergelijking met de acceptatiegrens voor blootstelling van 1×10^{-5} mg/kg lichaamsgewicht/dag. In evenwicht is de uitspoeling even groot als de aanvoer. De evenwichtskoncentratie leidt tot een herhaalde afwisseling van over- en onderschrijding van de grenswaarde. Beoordeling op piekbelasting levert in dit specifieke voorbeeld een ander eindoordeel over verspreiden op dan beoordeling op levenslang gemiddelde blootstelling.



Figuur 7. Voorbeeldresultaat van een concrete situatie waarin de variatie in blootstellingsconcentratie voor een niet-drempelwaardenstof in de tijd getoond wordt (in dit geval de PAK benzo(a)pyreen), in vergelijking met de acceptatiegrens van 5×10^{-6} mg/kg lichaamsgewicht/dag (VR-beschermingsniveau). In dit voorbeeld overschrijdt de voorspelde inname de criteriumwaarde. De afvoertermen zijn voor deze situatie veel kleiner dan de aanvoerterm (baggerverspreiding).

Voor sommige stofgroepen wordt in *IRA-sed* rekening gehouden met mengselrisico's (zie paragraaf 3.6.2). In dit geval worden de risico-indices, zoals per stof berekend, bij elkaar opgeteld tot een som-RI, en deze wordt vergeleken met de RI-grenswaarde van 1. Een voorbeeldresultaat dat de werkwijze illustreert, wordt gegeven in Figuur 8. In het voorbeeldgeval zou de partij vanwege de afzonderlijke PAKs *niet* worden afgekeurd voor verspreiding. Het cumulatieve effect van deze stoffen op de toename van de kans op kanker is echter boven de grenswaarde. Dit voorbeeld is een geval waarbij beoordeling via mengsels leidt tot hogere innameniveaus dan bij beoordeling van de inname van afzonderlijke stoffen (zodat de partij uiteindelijk niet verspreidbaar zou zijn). Het toepassen van het mengselprincipe in het kader van verspreidingsbeslissingen voorkómt mogelijk situaties waarin risico's zouden bestaan; toepassing werkt als een soort veiligheidsfactor. Op dit punt zijn de wetenschappelijke en beleidsmatige discussies nog gaande.



Figuur 8. Voorbeeldresultaat van de netto-waarde van de berekende mengsel Risico-Index voor een mengsel van carcinogene PAKs (benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen, benzo(k)fluorantheen, chryseen, fluorantheen, indeno(1,2,3-cd)pyreen in een partij bagger). Hierbij worden de Risico-Indices berekend per stof (zie Figuur 7), en vervolgens opgeteld. Dit resulteert in de zaagtand-grafiek. De waarde van de som van de risico-indices moet kleiner zijn dan de gekozen grenswaarde van 1.

Aan de hand van de voorspelde concentraties per stof kunnen dus lokale blootstellingsniveaus per stof en/of per stofgroep worden berekend, en deze kunnen worden gebruikt voor de beslissing over verspreidbaarheid. *IRA-sed* kan voor de beoordeling van afzonderlijke baggerpartijen worden ingezet, gegeven vastgestelde beleidsgrenzen.

3.8 Voorbeeldresultaten humane risico's bij beoordeling van de werkvoorraad

Naast de toepassing van *IRA-sed* voor de beoordeling van partijen werd in het eerste rapport over *IRA-sed* (Posthuma et al. 2006) gemeld dat het beslismodel ook gebruikt kan worden voor het toetsen van het nieuwe beleid ten opzichte van de landelijke werkvoorraad. In dit geval bestaat die toetsing uit het onderzoeken van de balans tussen milieuhygiënische (humane) effecten en kosteneffectiviteit. Voor deze toetsing werd de humane risicobeoordeling toegepast op de gehele Nederlandse werkvoorraad (Joziassse et al. 2001). De volgende beleidsmatige acceptatiegrenzen voor humane blootstelling zijn hierbij toegepast: toetsing aan het $MTR_{\text{humanaan-AB}}$ voor niet-carcinogene stoffen en aan het 10^{-6} -criterium voor carcinogene stoffen. Bij de beoordeling van de subselectie van de zogenaamde onderhoudspartijen baggerspecie gaat het om regelmatige verspreiding.

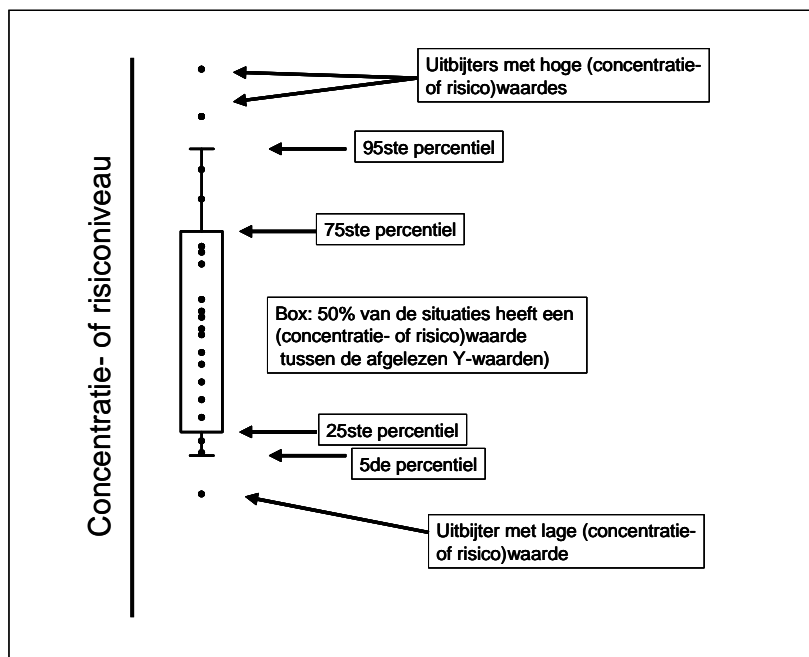
Voor de zogenaamde Milieu-Effect en Bedrijfs Effect toetsingen (= MET respectievelijk BET) zijn – naast de baggergegevens – ook bodemgegevens nodig. De soorten gegevens die nodig zijn, en hun bronnen, worden vermeld in Tabel 3. Een verdere uitleg over dit onderwerp wordt gegeven in Rapport 1, Posthuma et al. (2006).

Tabel 3. De bronnen voor de lokatiegegevens voor bodems ten behoeve van de landelijke BET en MET toetsingen.

Variabele	Waarde/afkomstig uit
Concentraties bodem	Geïnterpoleerde data landelijk meetnet (ad hoc RIVM)
Concentraties bagger	PROSPECT database
pH, Organischstofgehalte, Lutumfractie Bodem	Geïnterpoleerde data landelijk meetnet (ad hoc RIVM)
Organisch stofgehalte, Lutumfractie Sediment	PROSPECT database
pH sediment	Gelijk gesteld aan pH bodem
Frequentie van baggeren	PROSPECT database
Stofeigenschappen	Diverse bronnen
Verspreidingslokatie	Aangrenzend aan te baggeren lokatie
Mengverhouding bagger en bodem	1:1
Gemodelleerde periode	15 jaar

Een voorbeeldresultaat dat met *IRA-sed* verkregen is bij de toetsing van de werkvoorraad (betrekking hebbend op de partijen onderhoudsbagger) is getoond in Figuur 9 en Figuur 10. De uitleg van het begrip Boxplot, dat in de Figuren gehanteerd wordt, is gegeven in Box 1.

Box 1. Uitleg van het begrip Boxplot. De voorspellingen die met behulp van *IRA-sed* worden afgeleid (concentratie- of risicowaarden op een lokatie) van een groot aantal monsters worden berekend (de punten in het schema) in dit rapport vaak voor 1356 of meer partijen. Om dit samen te vatten wordt een beeld van de *ligging van de variatie in concentratie- of risicowaarden* gegeven, door de Box van de Boxplot (binnen het Y-waarden bereik ligt 50% van de uitslagen) en de Whiskers (binnen het bereik van de Whiskers ligt 90% van de uitslagen. Met andere woorden: de resterende 10% van de uitslagen ligt boven de bovenste en onder de onderste Whisker (elk 5%). In dit schema worden deze uitbijters getoond. In de figuren van het rapport ontbreken deze.



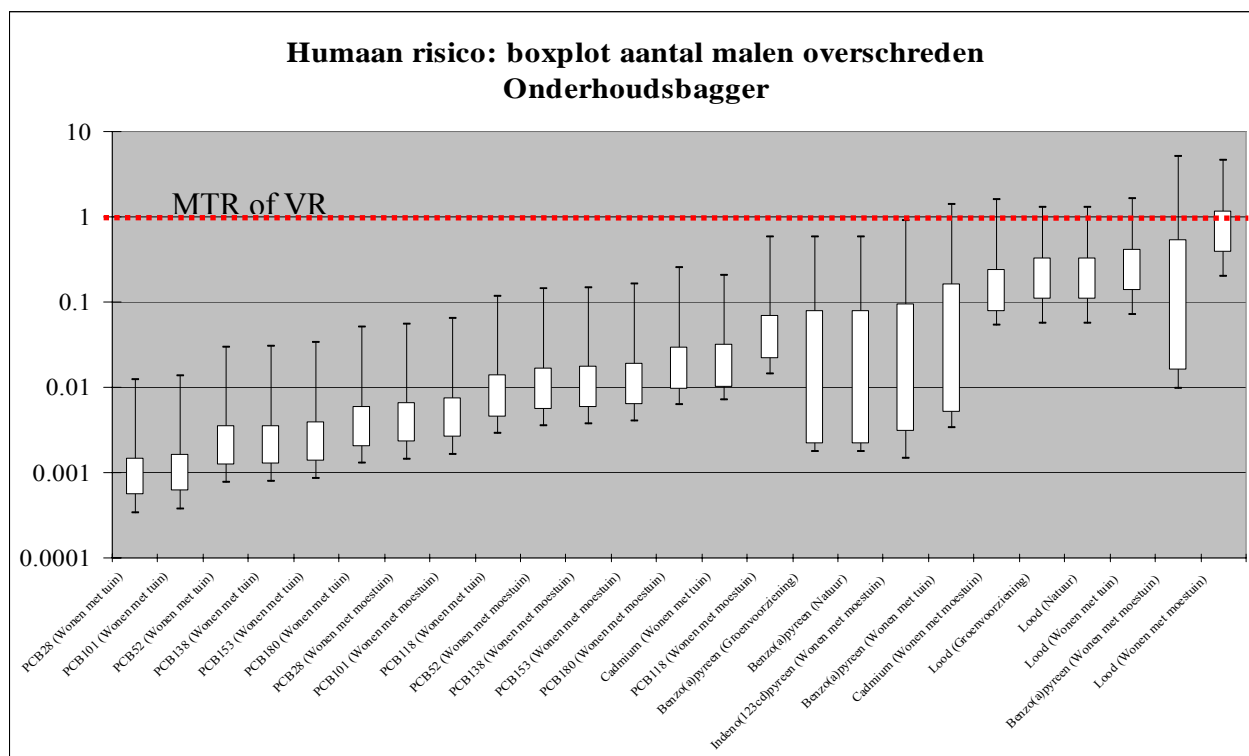
In Figuur 9 wordt via de Boxplots een overzicht gegeven van de mate waarin het voorspelde lokale blootstellingsniveau de acceptatiegrens zou overschrijding. Daartoe zijn alle lokale

blootstellingsconcentraties uitgedrukt als fractie van de grenswaarde. Die is hiertoe op de waarde “één” gesteld. Omdat dit voor zowel de MTR en de VR afzonderlijk gedaan is, en de blootstelling als fractie daarvan getoond wordt, is het presentatievoordeel hiervan dat beide soorten stoffen in 1 figuur op vergelijkbare wijze toonbaar zijn. De uitslagen van de stof-bodemgebruikscombinaties zijn van links naar rechts geordend van “lagere box” naar “hogere box”.

Bij de gehanteerde grenswaarden voor acceptabele blootstelling is er tussen de situaties “PCB28/Wonen met tuin” en “Indeno(123cd)pyreen/wonen met moestuin” sprake van een gradueel oplopend risico, waarbij het risico voor meer dan 75% van de partijen een factor 10 onder de grenswaarde blijft. Boven het laatste scenario worden er risico's boven de grenswaarde voorspeld voor meer dan 25% van de beoordeelde partijen. Bij enkele stof/bodemgebruikscombinaties is meer dan 5% van de partijen zodanig verontreinigd, dat de grenswaarde bij levenslange blootstelling overschreden kan worden (bijvoorbeeld voor lood/wonen met moestuin). Voor 95% van de PROSPECT-partijen blijft de overschrijding, onafhankelijk van de stof/bodemgebruikscombinatie altijd geringer dan een factor 10 boven MTR of VR. Bij het scenario “lood, wonen met moestuin” treedt in meer dan 25% van de partijen overschrijding van de blootstellingsgrenswaarde op indien deze partijen inderdaad op moestuinen verspreid zouden worden. In dit geval lijkt dit veroorzaakt te worden door de blootstellingsgrenswaarde voor lood, die gerelateerd is aan de gevoeligheid van kinderen voor lood.

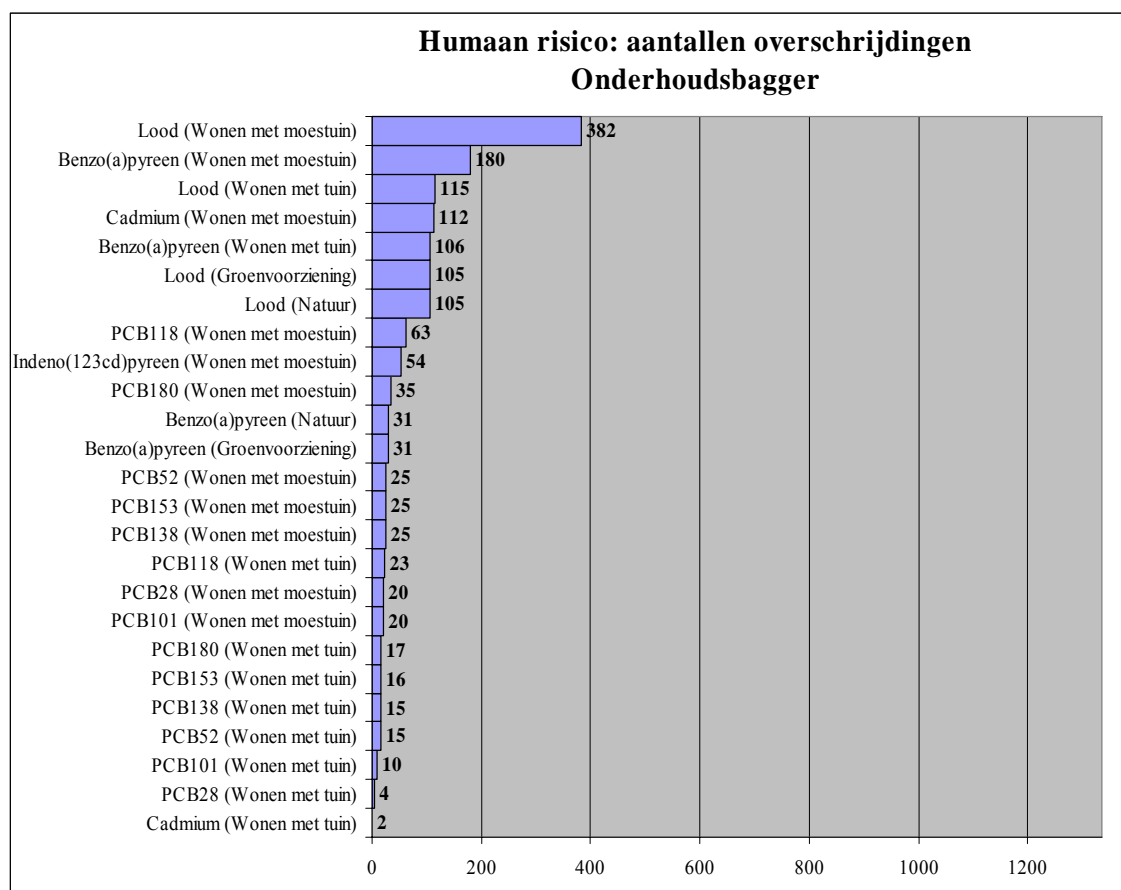
Voor veel stoffen is er dus geen sprake van onacceptabele risico's (linkerdeel van de figuur). Voor een aantal stof/bodemgebruikscombinaties kan het risico in een bepaald percentage van de partijen boven de grenswaarde komen. Op basis van dergelijke gegevens kunnen deze partijen worden afgekeurd met *IRA-sed*. Het percentage afgekeurde partijen kan afgeleid worden uit Figuur 10. Tezamen zijn deze figuren te karakteriseren als “hoe erg” (MET) en “hoe vaak” (BET) figuren. De figuren hebben betrekking op de als onderhoudsbagger gekwalificeerde partijen in PROSPECT. Merk op dat dit een verkennende beoordeling is voor de werkvoorraad van Nederland, en dat in de praktijk de milieuhygiënische toetsing van een situatie aanleiding zal zijn voor de beslissing over de lokale partij.

De figuur toont verder met name dat verschillende stoffen aanleiding geven tot verschillende overschrijdingspatronen, maar ook dat eenzelfde stof bij een ander blootstellingsscenario aanleiding geeft tot een ander patroon. Cadmium leidt bijvoorbeeld tot enkele gevallen van overschrijding van de grenswaarde bij het scenario “wonen met moestuin”, maar niet tot overschrijdingen bij het scenario “wonen met tuin”.



Figuur 9. Mate van overschrijdingen humane risicogrenzen (MTR of VR, gesteld op de waarde 1). De figuur toont zogenaamde Boxplots. Deze plots geven een samenvatting van de voorspellingen voor alle onderzochte partijen. De "box" geeft de 25^{ste} en 75^{ste} percentielen van de voorspelde verzameling blootstellingsconcentraties weer, de "whiskers" de 5^{de} en 95^{ste} percentielen (ofwel: vrijwel de hoogste en laagste voorspelde blootstellingsconcentratie).

In Figuur 10 wordt het effect of de verspreidbaarheid van de werkvoorraad onderhoudsbagger aangegeven. Voor lood zijn er relatief veel overschrijdingen, met name bij het scenario "wonen met moestuin" (door de eerdergenoemde gevoeligheid van kinderen). Verder is duidelijk dat de carcinogene PAKs tot vermindering van verspreidbaarheid leiden en niet-carcinogene PAKs niet (als gevolg van beoordeling op basis van VR in plaats van MTR).

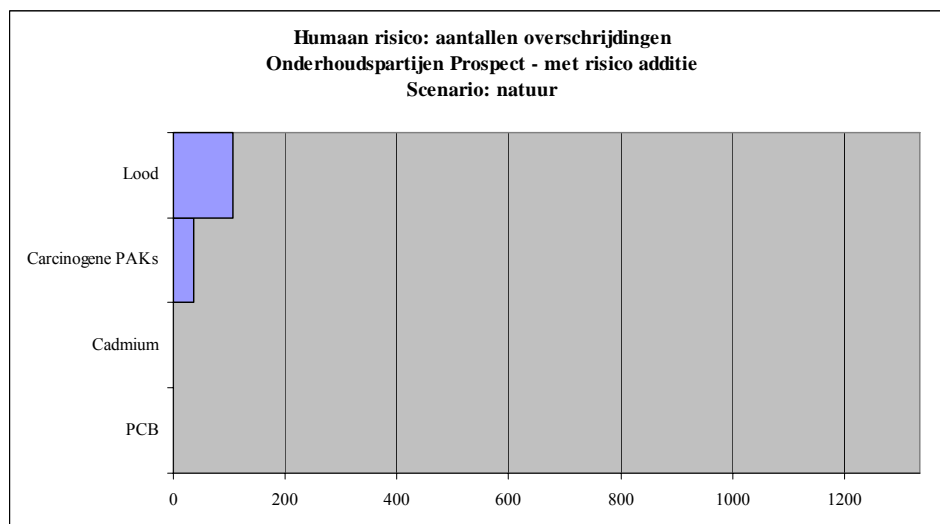
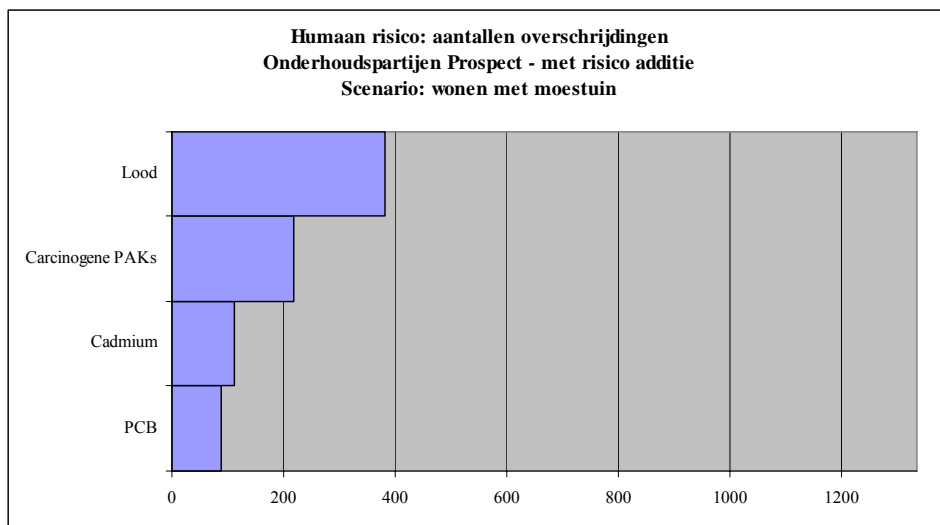


Figuur 10. Overschrijdingen van de humane risicogrens bij toetsing van het scenario waarin alle 1356 onderhoudspartijen uit PROSPECT verspreid zouden worden, en het bodemgebruik van het aanliggende perceel de aangegeven functie is.

Merk op dat het beeld van Figuur 10 uitsluitend relevant is indien de bodemgebruiksvorm op het perceel dat grenst aan de lokatie van de te verspreiden partij de gebruiksvorm is die in het scenario in de figuur is weergegeven. In werkelijkheid zal er in kwantitatieve zin slechts in een enkel geval sprake zijn van percelen die gebruikt worden voor “wonen met moestuin”, zodat de afkeuring die uit de figuren zou volgen in dergelijke gevallen hypothetisch is. Bij verspreiding zouden die percelen ongeschikt kunnen worden voor de genoemde functie. Als de lokale functie echter (veel) ongevoeliger is dan de kritische functie zou verspreiding niet leiden tot overschrijding van de grenswaarde bij het actuele bodemgebruik.

Bij de humane risicobeoordeling kan gebruik gemaakt worden van een analyse van mengselrisico's voor stoffen waarvoor een vergelijkbaar werkingsmechanisme wordt verondersteld. Dit leidt per definitie tot een scherpere beoordeling dan getoond in Figuur 10, omdat nu de blootstelling aan bijvoorbeeld de groep van carcinogene PAKs wordt gemaximeerd op de toxicologische grenswaarde, in plaats van de blootstelling per afzonderlijke PAK. Figuur 11 illustreert dit effect. Bij mengselbeoordeling van de PCBs worden bijvoorbeeld de 7 afzonderlijke beoordeling voor “wonen met moestuin” uit Figuur 10 samengevat in 1 beoordeling in Figuur 11 (boven). De afkeuring van de partijen vanwege vermoedelijke humane risico's door PCBs neemt daardoor toe van maximaal 63 van de

onderzochte onderhoudspartijen (vanwege PCB118) naar 89 van de onderzochte partijen (vanwege alle PCBs).



Figuur 11. Overschrijdingen van de humane risicogrens indien er rekening wordt gehouden met de effecten van mengsels, bij twee blootstellingsscenario's; vergelijk met de gegevens uit Figuur 10.

3.9 Opmerkingen en plausibiliteit

De uitkomsten van de humane blootstellingsmodule geven een resultatenbeeld dat overeenkomt met praktijkervaringen op RIVM, RIZA en Alterra. Wel moet worden aangetekend dat een aantal stoffen (bijvoorbeeld arseen) die in het kader van deze exercitie nog niet konden worden gemodelleerd mogelijk nog een bijdrage zouden kunnen leveren aan het humaan risico. Zie voor beperkingen in analyses per stof het tweede Rapport in de serie (Van Noort et al. 2006).

Lood leidt in de uitgevoerde analyses tot de meeste overschrijdingen. Aangezien kinderen een risicogroep zijn, wordt voor lood niet de levenslange blootstelling, maar de blootstelling voor een kind afgezet tegen het MTR. Na lood leiden carcinogene PAKs tot de meeste

overschrijdingen. Dit is mede het gevolg van het hanteren van het VR voor carcinogene stoffen. Figuur 9 geeft weer dat de mate van risico voor het merendeel van de partijen onderhoudsbagger in de werkvoorraad onderhoudsspecie voor de meeste stoffen ruim onder de grenswaarde blijft.

Indien de beoordeling plaats zou vinden door het bodemgebruik op het naastliggende perceel van een baggerpartij te verdisconteren, zal duidelijk zijn dat er niet overal in Nederland sprake kan zijn van “wonen met moestuin” en zal dan ook de verspreidbaarheid toenemen ten opzichte van de figuren. Hoe schaarser een vorm van bodemgebruik is, hoe minder de partij in werkelijkheid als niet-verspreidbaar zal worden geoormerkt. Het effect op de verspreidbaarheid kan substantieel zijn.

3.10 Conclusies, discussie en aanbevelingen humane risico's

3.10.1 Conclusies

Over de humane risicobeoordeling in *IRA-sed* kan het volgende geconcludeerd worden:

- De werkwijze voor de humane risicobeoordeling voldoet aan de eisen die in de Beleidsbrief Bodem gesteld zijn, namelijk dat de beoordeling gericht moet zijn op de lokale risico's, die mede bepaald worden door lokaal bodemgebruik en lokale bodemcondities;
- De werkwijze maakt gebruik van een systeemgerichte beschrijving om lokale concentraties en oplosbare concentraties van stoffen af te leiden, en van een bestand model (CSOIL) voor bodemgebruikspecifieke risicobeoordeling;
- De werkwijze is operationeel voor de beperkte set van stoffen waarvoor de PEC-modellering mogelijk was (zie stoffenselectie in Rapport 2 van deze serie);
- Als beleidsmatige besliscriteria kunnen de gebruikelijke criteria gehanteerd worden (zoals in de voorbeelden de MTR en VR), al dan niet gecorrigeerd voor achtergrondblootstelling. De aanname bij de gebruikelijke beoordelingen is daarbij levenslang gemiddelde blootstelling. Omdat er sprake is van een zaagtandpatroon voor de lokale concentraties is er geen sprake van constante levenslange blootstelling. De beoordeling zou kunnen plaatsvinden aan de hand van de voorspelde gemiddelde evenwichtsconcentratie. Bij de standaardaanname van levenslange blootstelling levert *IRA-sed* op dit punt mogelijk een conservatieve schatting indien er in werkelijkheid sprake is van kortere blootstellingsduur;
- De humane risicobeoordeling kan worden gedaan, rekening houdend met eventuele gecombineerde blootstelling. In principe kan dit doorgevoerd worden voor toepassing binnen stofgroepen met een vergelijkbaar werkingsmechanisme (zoals binnen de PCBs, en binnen de carcinogene PAKs), of zelfs over alle stofgroepen heen. Hoe meer er rekening wordt gehouden met mogelijke mengseffecten, hoe conservatiever de uitslag van de beoordeling van een partij zal uitpakken (keuze voor beleidsmatige bescherming in geval van wetenschappelijke onzekerheid over werkingsmechanismen). Vooralsnog zijn dergelijke berekeningen, in lijn met de

bevindingen van Van Raaij et al. (2005), alleen uitgevoerd binnen een beperkt aantal stofgroepen (zie: Baars 2005).

- De humane risicomodellering in *IRA-sed* is opgebouwd uit een aantal bestaande modules (bijvoorbeeld de PEC-module die de lokale concentraties voorspelt en CSOIL die de lokale blootstelling modelleert). Deze combinatie van modules kan voor verschillende doeleinden worden gebruikt, zoals voor het stellen van Lokale Maximale Waarden voor bodemkwaliteit.
- In vergelijking met de beoordeling van verspreidingsbeperkingen door ecologische risico's lijken de humane risico's bij de bestaande beoordelingscriteria (MTR en VR voor humane risico's, en 95%-beschermingsniveau voor ecologische risico's) minder beperkend voor verspreiding van baggerspecie.

3.10.2 Discussie

Het prototype van het beslismodel *IRA-sed* kan voor de aspecten van de humane risicobeoordeling op een aantal punten definitief gemaakt en/of verbeterd worden.

In wetenschappelijk zin zijn de volgende aspecten van belang:

- Het implementeren van de werkwijze voor humane risicobeoordeling voor alle stoffen die na verspreiding van baggerspecie een risico voor de mens zouden kunnen opleveren; er is momenteel sprake van een door praktijkproblemen (kennislacunes, lacune invoergegevens stoffen/stofgedrag/gevoeligheid, beperkte set van lokatiegegevens) beperkte set van onderzochte stoffen.
- Een praktijktoets van de gehanteerde modellen, zodat de voorspelde lokale concentraties en blootstellingsniveaus via metingen gecontroleerd kunnen worden.
- Het hanteren van een andere definitie van risiconiveau in plaats van de gebruikelijke risico-index; voor carcinogene risico's kan de lokale blootstellingen ook worden uitgedrukt in een eenheid zoals "aantal mensen [bijvoorbeeld: 3,6 op de miljoen] dat extra zal leiden aan [effect x door] de verspreiding van baggerspecie bij levenslange blootstelling".

In beleidsmatige zin zijn de volgende aspecten van belang:

- welke risico-index als acceptabel beschouwd moet worden is een beleidsmatige keuze. Bij de beoordeling van baggerspecieverspreiding wordt nu uitgegaan van het toxicologische toetsingskader zoals dat bij de Bodemgebruikswaarden (BGW) is gebruikt (Van Wezel et al. 2003). In deze rapportage is als grens voor de acceptabele blootstelling aan carcinogene stoffen uitgegaan van een extra kans op een kanker geval bij levenslange blootstelling van 1 per miljoen (1 : 1.000.000, kans is $1 \cdot 10^{-6}$). Dit is een factor 100 lager dan het hiervoor genoemde MTR. Voor carcinogene stoffen betekent een risico-index beneden 1 niet dat er voor die stoffen geen onacceptabele risico's zijn. Dit is pas bij $0,01 \cdot \text{MTR}$ het geval. Voor de carcinogene stoffen zou het ook mogelijk zijn in plaats van een risico-index het levenslange risico op een extra geval van kanker uit te rekenen. Dit kan dan worden uitgedrukt als een kans van bijvoorbeeld: $3 \cdot 10^{-6}$.

- vaststellen van het toetsingskader, niet alleen de numerieke aspecten daarvan (zoals keuze voor MTR of VR), maar ook het niet-numerieke aspect *wanneer* (bij welk bodemgebruik) er op humane risico's getoetst wordt, en of de toetsing ook gericht moet zijn op toekomstige vormen van bodemgebruik.

In praktische zin zal aan de beheerders een eenvoudig te hanteren beslissingsondersteunend systeem moeten worden aangeboden, met specifieke toelichting op de betekenis van de uitkomsten van beoordelingen over humane risicobeoordeling. Dit vraagt om de ontwikkeling van prototype naar gebruiksvriendelijk beoordelingsinstrument en om een achtergrond-document over humane risicobeoordeling

3.10.3 Aanbevelingen

Aanbevolen wordt om enerzijds de noodzakelijke ontwikkelstappen voor completering van de humane risicobeoordeling in *IRA-sed* te maken (uitbreiding naar de volledige stoffenset waarvoor humane risico's verwacht worden, ontwikkeling mengselrisicobenadering voor veel voorkomende stofcombinaties, keuze besliscriteria en toepassing van die criteria, klaarmaken voor dagelijkse toepassing). Anderzijds wordt aanbevolen om het ontwikkelde systeem voor de toekomstige dagelijkse gebruiker uit te leggen, bijvoorbeeld in een Technische Handleiding van *IRA-sed* enerzijds, maar ook een kort Achtergronden-document en gepopulariseerde publikaties in relevante Nederlandse tijdschriften.

4. Risicobeoordeling voor de landbouw

4.1 Landbouwkundige beschermdoelen

Ruim 70% van de Nederlands bodem is in gebruik voor landbouw en natuur. Juist lokaties in het landelijk gebied eigenen zich voor de verspreiding van baggerspecie en in het verleden werd lokale specie dan ook consequent op aanliggende percelen verspreid. Baggerspecie was een nuttig product en had een bemestende functie en werd ook gebruikt bij het egaliseren en ophogen van percelen. Aanwezigheid van verontreinigingen en angst voor onbekende effecten (overstortproblematiek in relatie tot pathogenen en effecten op de diergezondheid) hebben geleid tot vermindering van de verspreiding.

Voor de landbouw is het van belang dat het opbrengen van bagger geen schadelijke gevolgen heeft, nu en in de toekomst. Hierbij kunnen de volgende beschermdoelen worden gedefinieerd:

- (1) voedselproductie (kwantitatief);
- (2) voedselveiligheid en diergezondheid;
- (3) een gezond ecologisch functionerende bodem, en
- (4) bescherming van de huidige bodemkwaliteit (stand still).

4.1.1 Voedselproductie kwantitatief

De eerste mogelijke benadering voor het verspreidingsprobleem zou voor landbouw zijn, dat de voedselproductie in kwantitatieve zin niet achteruit mag gaan door verspreiding van verontreinigde specie. Uit het onderzoek dat uitgevoerd is voor de afleiding van de Bodemgebruikswaarden is hierover al bekend dat diverse producten geproduceerd kunnen worden op relatief vuile bodems, bijvoorbeeld als de bodemeigenschappen zorgen voor een beperking van de beschikbaarheid voor plant of dier. Hierbij bleek dat fytotoxiciteit en daarmee de landbouwproductie (hoeveelheid product) in het algemeen een minder gevoelige parameter is dan het aspect voedselveiligheid, waarbij grenzen aan de concentraties van stoffen in de landbouwproducten worden gesteld. Dit aspect treedt ook op bij het toetsen van bodem met bio-assays: hierbij wordt vaak gevonden dat accumulatie een gevoeliger parameter is dan een te meten effect.

4.1.2 Voedselveiligheid en diergezondheid

In de tweede mogelijke benadering voor landbouw wordt uitgegaan van het aspect voedselveiligheid. Geproduceerde landbouwproducten moeten voldoen aan criteria die gesteld zijn in relatie tot de voedselveiligheid. Dit zijn niet alleen die criteria die gelden voor humane consumptie (Warenwet), met normen voor plantaardige en dierlijke producten, maar ook criteria die gelden voor diergezondheid. Kwalitatief hoogwaardig dierlijk product (vlees, melkproducten eieren, enzovoorts) vereist een gezonde veestapel.

4.1.3 Gezonde bodem in relatie tot ecologische beoordeling

De landbouw als grootste grondgebruiker heeft naast de productie van kwalitatief goede landbouwproducten een verantwoordelijkheid in de richting van het toekomstige gebruik van de bodem, en dit mede in relatie tot bescherming van de biologische diversiteit (biodiversiteit). In het gemeenschappelijke landbouwbeleid is afgesproken dat het in stand houden van “goede landbouw- en milieuocondities” voor landbouwgrond met ingang van 2005 een voorwaarde wordt voor inkomensteun voor boeren (VROM 2003). Alleen toetsing op productkwaliteit en diergezondheid geeft geen inzicht in deze parameter. In hoofdstuk 5 wordt aandacht besteed aan de ecologische risico's van de verspreiding van baggerspecie op land. Als er geen onacceptabele risico's zijn voor de ecologie (structuur en functioneren) wordt er van uitgegaan dat de bodem in principe geschikt is en blijft voor de landbouw. In het voorliggende hoofdstuk wordt dan ook niet verder meer ingegaan op de ecologische kwaliteit. Hoe de ecologische kwaliteit getoetst wordt is vastgelegd in hoofdstuk 5.

4.1.4 Stand still als operationele doelstelling

In de toekomst wordt, binnen het kader van de EU-bodemstrategie, de landbouwsector mogelijk verantwoordelijk voor het voorkómen van achteruitgang van de kwaliteit van landbodems (EC 2002). In het algemeen is de kwaliteit van bagger uitgedrukt in concentraties verontreinigende stoffen vaak iets minder dan de kwaliteit van de aanliggende bodem. Dit wordt veroorzaakt door de frequente accumulatie van verontreinigingen in de waterbodem. Verspreiding van de bagger kan leiden tot een tijdelijke (direct na baggeren), maar ook een blijvende verslechtering van de bodem (ten gevolge van herhaaldelijk verspreiden van de bagger). Een beperkte verslechtering zal in veel gevallen nauwelijks een beslissende invloed hebben op de in deze rapportage in beschouwing genomen risico's, tenminste niet in die mate dat de baggerspecie minder verspreidbaar geacht wordt (zodanige verslechtering dat de beslissing over verspreiden anders moet worden). Vanuit landbouwperspectief kan beleidsmatig gekozen worden om in relatie tot de genoemde doelstellingen bij voorkeur het stand still principe te operationaliseren. Of voldaan wordt aan stand still, kan direct worden afgeleid uit de berekeningen (de zaagtand) beschreven in Rapport 2 (Van Noort et al. 2006). Een verhoging hoeft niet direct te leiden tot risico voor de voedselkwaliteit of een humaan- of ecologisch risico. Dit hoeft echter niet te betekenen dat “opvulling van de norm” tot de kritieke grenswaarde mogelijk zou moeten zijn, of wenselijk is. Dit aspect wordt niet verder uitgewerkt in dit hoofdstuk, maar er wordt op teruggekomen in paragraaf 7.4 (beleidskeuzen). De ecologische risicobeoordeling wordt behandeld in het hoofdstuk over ecologische risico's (hoofdstuk 5 van dit rapport), en de resultaten van beoordelingen via het stand still principe worden behandeld in het eerste Rapport (Posthuma et al. 2006).

4.2 Kwantitatieve effecten op voedselproductie

Bij hoge concentraties kunnen verontreinigingen toxisch zijn voor de landbouwgewassen en landbouwhuisdieren. De eerste vraag die zich voordoet in relatie tot het verspreidingsbeleid is, of deze kwantitatieve effecten op de voedselproductie specifiek, via de risicobeoordeling, meegewogen zouden moeten worden. Indien deze effecten namelijk veel eerder op zouden treden dan ecologische effecten of effecten op de voedselveiligheid, dan moeten deze

effecten voor het verspreidingsbeleid worden meegewogen. Indien de beide andere effecten echter bij veel lagere concentraties optreden is de toxiciteitsbeoordeling voor landbouwproducten niet nuttig. Om deze reden wordt eerst bestudeerd of er aanwijzingen zijn dat beoordeling van voedselproductie nuttig is.

4.2.1 Fytotoxiciteit van metalen

In Tabel 4 zijn de concentraties gemeten in gras weergegeven waarbij fytotoxiciteit (daling van de opbrengst) is opgetreden. Deze waarden kunnen met behulp van de transferfunctie (indien aanwezig) worden omgerekend naar concentraties in de bodem. De concentraties zijn hoger dan de veevoedernorm voor Cd, Pb en Hg en van dezelfde grootte-orde voor Cu, Zn en As. Het is daarom onwaarschijnlijk dat de fytotoxiciteit voor metalen als apart toetscriterium voor het verspreiden van baggerspecie gevoeliger zou zijn dan andere landbouwkundige toetscriteria.

Tabel 4. Overzicht van kritische concentraties in planten in relatie tot fytotoxiciteit en de veevoedernorm op basis van het drooggewicht voor beweid grasland, naar Brus et al. (2002), en waarden gegeven in de Warenwet.

	Kritische concentraties in planten (mg.kg ⁻¹ d.s.)							
	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Hg
Fytotoxiciteit gras	30 ^c	67 ^e	15 _b	210 _c	7 _b	1 ^c	2 ^d	1 ^a
Veevoedernorm gras	1,1	11	35 15	284			2,3	0,11
Warenwet gewassen(gebaseerd op vers gewicht)	0,1-0,2	0,3-0,5						

Voor alle gewassen betreffen dit ondergrenzen van ranges in fytotoxische concentraties (op basis van drooggewicht), gebaseerd op verschillende literatuurbronnen:

- a Tabel 25 (pagina 57 van Kabata-Pendias en Pendias 1992)
- b (Mortvedt 1991)
- c (MacNicol en Beckett 1985), concentratie bij 10% daling van de opbrengst
- d (Sheppard 1992), concentraties bij verschillende % daling van de opbrengst
- e (Sauerbeck en Rietz 1983), concentraties bij verschillende % daling van de opbrengst
- f veevoedernorm koeien
- g veevoedernorm schapen

4.2.2 Fytotoxiciteit van PAKs

Pas bij zeer hoge PAK concentraties (5 g/kg d.s) kan fytotoxiciteit optreden, wat vervolgens gereduceerd kan worden door activering van mycorrhiza (Leyval and Binet 1998).

Baggerspecie met dergelijke hoge PAK-concentraties zal niet in aanmerking komen voor verspreiding.

4.2.3 Fytotoxiciteit overige stoffen

Andere stoffen (residuen bestrijdingsmiddelen) kunnen wel fytotoxisch zijn, maar deze zijn niet meegenomen in de risicobeoordeling van *IRA-sed*, omdat ze niet standaard in baggerspecie worden gemeten.

4.2.4 Diergezondheid

Dieren kunnen metalen opnemen via het gewas, maar ook via bijvraat van grond. Direct na het baggeren kan het bijvraateffect relatief hoog zijn, omdat de bagger dan op het gras ligt. Met het verloop van de tijd zal het effect van de bijvraat kleiner worden. De opname van

metalen uit gewas en bijvraat van baggerspecie kan aanleiding geven tot diergezondheidsproblemen. Ingeschat wordt, dat in de voor verspreiding in aanmerking komende baggerspecies de zware-metalen concentraties veelal niet zo hoog zal zijn dat dit gezondheidsproblemen zal opleveren. De kans is groter dat gezondheidsproblemen worden veroorzaakt door niet gemeten stoffen als geneesmiddelen, endocriene disruptoren en door pathogenen.

Opname is in de huidige opnamemodellen gebaseerd op een vaste verdelingscoëfficiënt, zoals afgeleid uit orgaanconcentraties en concentraties in voer. Deze verdelingscoëfficiënt is uitgedrukt als een zogenaamde Bio Concentratie Factor (BCF). De opname wordt voor de beoordeling vergeleken met de TDI (Toelaatbare Dagelijkse Inname).

De hoeveelheid zware metalen in verspreidbare baggerspecie is kritischer met betrekking tot de voedselveiligheid (dierlijk product) dan met betrekking tot de diergezondheid. De problemen met diergezondheid treden vaak pas op bij vergaande overschrijding van de Interventiewaarde. Uit de concentratie van cadmium in bodem en gewas kan in dergelijke gevallen de concentratie worden berekend in organen van runderen en schapen. Dit is uitgevoerd voor een studie in de Krimpenerwaard. Overschrijding van de norm werd berekend en geconstateerd. Bijvraat van grond was de belangrijkste verhogende factor. Koper is een bekend probleem bij schapen. Percelen waarop schapen grazen mogen daarom niet te veel koper bevatten. Toch betekent een hoge koperconcentratie niet automatisch dat er gezondheidsproblemen met schapen zijn. Een andere wijze van voederen (geen krachtvoer) kan van grotere invloed zijn (Straetman en Rietra 2003).

4.2.5 Conclusie: concentratietoetsing is het gevoeligst

Voor metalen en PAKs, stoffen die in het prototype van *IRA-sed* worden meegewogen, zijn er geen aanwijzingen dat afzonderlijke beoordeling van effecten op de voedselproductie (kwantitatief) zou moeten worden meegewogen. De reden hiervoor is, dat beoordeling op voedselproductie in kwantitatieve zin (veel) ongevoeliger is dan beoordeling op basis van kwalitatieve toetsing van de landbouwproducten. Voor een aantal andere stoffen (momenteel niet in *IRA-sed* gemodelleerd) zou dit anders kunnen zijn. Dit aspect dient dan ook voor iedere stofgroep apart bepaald te worden.

4.3 Voedselveiligheid en diergezondheid

Bij het verspreiden van baggerspecie in relatie tot voedselveiligheid wordt uitgegaan van de gebruiksvormen relevant bij het verspreiden van baggerspecie. Dit zijn:

1. grasland (veeteelt)
2. veevoeder
3. akkerbouw
4. niet-consumptieve gewassen
5. groenteteelt, en
6. fruitteelt.

Bagger wordt voor de voedselveiligheid beoordeeld op afzonderlijke contaminanten, omdat de productnormen slechts als concentraties per stof gegeven zijn.

4.3.1 Opname van verontreinigingen en voedselkwaliteit

4.3.1.1 Metaalopname in gewassen

Voor de opname van zware metalen in gewassen zijn empirische modellen beschikbaar, die de beschikbaarheid van de metalen voor opname in de plant beschrijven, gebaseerd op totaalconcentraties in de bodem en bodemeigenschappen. Waarden in de empirische functies (transferfuncties) zijn verkregen via regressie-analyse van gemeten data. Alle bodem/plant relaties zijn in de vorm:

$$\text{Vergelijking 3: } \log(\text{Me}_p) = a + b \cdot \text{pH} + c \cdot \log(\text{org. stof}) + d \cdot \log(\text{klei}) + n \cdot \log(\text{Me}_b)$$

met

Me_p = metaalconcentratie in plant ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ d.s.)

Me_b = metaalconcentratie in bodem (grond) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ d.s.)

De gebruikte coëfficiënten zijn gewasafhankelijk.

Gewasopname is ook een afvoerterm en daarom van belang bij de beschrijving van de processen bepalend voor de concentratie-ontwikkeling. Dit is beschreven in Rapport 2 (Van Noort et al. 2006). Voor dit deel wordt volstaan met het volgende:

- De kwaliteit van de relatie tussen gewas en bodemconcentratie loopt sterk uiteen voor de beschouwde metalen. In het algemeen geldt dat voor metalen als Cd, Zn en in mindere mate Cu redelijk tot goede overdrachtsrelaties gevonden worden, terwijl voor Pb, As en Hg vaak geen of slechts zeer onduidelijke relaties gevonden worden.
- Omdat wordt uitgegaan van een aëroob systeem zullen de voorspellingen relevant zijn zodra de bagger/bodem mengsels aëroob geworden zijn. Er zijn geen data beschikbaar voor de periode direct na baggeren. Concentraties in de plant laten wel een snelle reactie zien op veranderingen van concentraties in de bodem. De invloed van tijdelijke anaërobie in de eerste periode na verspreiden op plantopname is echter onbekend.
- Voor elementen als kwik, arseen en lood zijn er geen goede voorspellende modellen beschikbaar. Voor nikkel en chroom zijn alleen gegevens beschikbaar vanuit de literatuur, en deze hebben geen betrekking op de Nederlandse situatie. In CSOIL wordt momenteel een vaste (mediane) BCF-waarde gebruikt omdat een goede relatie met de bodemeigenschappen niet is te leggen. In hoeverre dit kan leiden tot fouten in schattingen en hoe groot de foutenmarge is in de voorspelde plantopname is momenteel nog onzeker. Voor lood geldt dat de basisdata verouderd zijn. De gegevens voor lood zijn gebaseerd op data uit de jaren 80, een periode dat het verkeer de grootste bron van loodverontreiniging was. Van Pb is bekend dat directe opname uit de lucht een belangrijke factor kan zijn.

- In tegenstelling tot de berekeningen voor de humane blootstelling (Zie paragraaf 3.5.2) wordt niet gerekend met gemiddelde coëfficiënten, maar met coëfficiënten specifiek voor het beschouwde gewas.

De voorspelde concentraties in gewassen worden getoetst aan de Warenwet (menselijke consumptie) en de Veevoederwet (zie Tabel 4). De Warenwet beperkt zich tot de metalen cadmium en lood en geeft geen waarde voor het vaak in verhoogde concentraties in de bagger aanwezige zink, omdat mens en dier relatief ongevoelig zijn voor zink.

4.3.1.2 *Persistente organische contaminanten (POPs) en gewassen*

De opname van persistente organische contaminanten (Persistent Organic Pollutants, POPs) door gewassen wordt momenteel in CSOIL, maar ook in andere modellen, voorspeld uitgaande van verdeling (evenwicht) over de bodemfasen. Berekeningen kunnen tot een factor 1000 verschillen van lokatiespecifieke metingen. In de modellen wordt geen rekening gehouden met de beschikbaarheid en specifieke opnamemechanismen.

Voor de meer hydrofobe stoffen in baggerspecie lijkt opname een verwaarloosbare rol te spelen. Opname via de wortels en transport in het gewas van hydrofobe verbindingen zijn inefficiënte processen (Wild en Jones 1992). PAK aanwezig in ondergrondse delen van de plant is afkomstig van adsorptie van bodemdeeltjes, en het schillen van dit soort producten (aardappel, wortel) voor consumptie is afdoende voor verwijdering van de PAKs. (Samsøe-Petersen et al. (2002) vonden dat de schil van deze gewassen, geteeld op verontreinigde grond, vier maal zoveel benzo[a]pyreen bevatte als het geschilde product. Vrij hangend fruit bevatte geen verhoogde PAK-concentratie. Door de bodem af te dekken, stelden Delchen et al. (1999) vast dat de bron van PAK op gewas aangehechte grond was en niet opname. Japenga (2003) toonde aan dat de omgevingsfactoren de belangrijkste parameter zijn voor PAK in groenten en dat wassen van de groente de meeste PAK verwijdert. Ook Fismes et al. (2002) vonden geen verhoogde PAK-concentraties in gewas geteeld op verontreinigde grond.

Naar aanleiding van bovenstaande bevindingen en door de onzekerheden die bij de modellering van de opname van organische contaminanten (zie hoofdstuk 3) een rol spelen is voor *IRA-sed* besloten deze route niet verder mee te nemen in de evaluatie van de voedselkwaliteit. Aanhangende grond kan wel een rol spelen; dit wordt in *IRA-sed* meegenomen bij de berekening van concentraties van stoffen in dierlijke producten. Voor de overige relevante organische contaminanten in baggerspecie zal hetzelfde opnamegedrag gelden als voor PAK, omdat de K_{OW} -waarden vergelijkbaar zijn.

Het niet meenemen van de opname van POPs voor de beoordeling van de voedselkwaliteit is een belangrijk verschil met het onderdeel humane risico's. CSOIL, het model voor humane risico's houdt wel rekening met opname. Dit model heeft echter een bredere toepassing en is ook ontworpen voor stoffen met een kleinere K_{OW} -waarde, die wel opneembaar zijn.

4.3.1.3 Diergezondheid en de kwaliteit van dierlijk producten

Als uitgangspunt voor diergezondheid is uitgegaan van Veevoedernormen. Voor de metalen waarvoor goede relaties bestaan tussen de concentratie in het gewas en de concentratie in de bodem worden metaalconcentraties in het gewas berekend en vergeleken met de norm. Voor het evalueren van de kwaliteit van dierlijke producten is uitgegaan van de Warenwet.

Concentraties in organen van vee (runderen en schapen) worden berekend op basis van bioaccumulatiefactoren en uit de ingestie van metalen via gewas en aanhangende grond. De concentratie in het orgaan wordt berekend volgens:

$$\text{Vergelijking 4: } [\text{Me}]_{\text{do(crit)}} = \left(\frac{[\text{Me}]_{\text{p(crit)}} \cdot \text{Ip} + [\text{Me}]_{\text{b(crit)}} \cdot \text{Ib}}{\text{Ip} + \text{Ib}} \right) \cdot \text{BAF}_{\text{pd}}$$

met

$[\text{Me}]_{\text{do(crit)}}$ = Norm voor metaalconcentratie in dierlijk orgaan ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
 BAF_{pd} = Bioaccumulatiefactor van plant naar dierlijk orgaan

Deze vergelijking is gebaseerd op de volgende veronderstellingen:

- De overdrachtsfactor van bodem naar dier is gelijk aan die van plant naar dier. Daardoor kan een gemiddelde concentratie in voer worden berekend op basis van de inname aan gras en de bijvraat aan grond.
- Er is een directe relatie tussen de metaalconcentratie in orgaanvlees of spiervlees en de metaalconcentratie in voer (gebruik van een BAF_{pd}).
- De inname van metalen door andere oorzaak (met name veedrenking) is verwaarloosbaar.

Tabel 5. De geschatte inname van voer en grond door verschillende diersoorten in afhankelijkheid van de huisvesting.

Diersoort	Inname voer ($\text{kg} \cdot \text{dag}^{-1}$)	Inname grond ($\text{kg} \cdot \text{dag}^{-1}$)	Bron
Rund	16,9	0,41	(McKone en Ryan 1989)
Schaap	2,5	0,10	(Huinink 2000.)

Tabel 6. Plant-dier overdrachtsrelaties voor vlees melk en verschillende organen van runderen en schapen

Dier	Orgaan	BAF_{pd}^1			
		Cd	Pb	As	Hg
Rund ¹	Nier	2,99	0,086	0,0692	0,638
	Lever	0,554	0,0404	0,0387	0,158
	Vlees	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$9,2 \cdot 10^{-4}$
Schaap ²	Melk	$4,0 \cdot 10^{-5}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$
	Nier	2,08	-	-	0,468
	Lever	1,85	-	-	0,0572
	Vlees	$2,9 \cdot 10^{-3}$	-	-	$9,4 \cdot 10^{-4}$

-
- 1 Schattingen van de BAFpd voor runderen zijn gebaseerd op (Van Hooft 1995) en als zodanig opgenomen in de Veterinaire Milieuhygiënewijzer
 - 2 Schattingen van de BAFpd voor schapen zijn gebaseerd op (Beresford et al. 1999). De gebruikte waarden zijn gebaseerd op de door hen berekende transfercoëfficiënt voor een blootstelling van 1000 dagen

Voor Cd worden de gewasconcentraties in gras berekend met Vergelijking 4. Voor Pb, As en Hg bestaan geen bodem-plant relaties. Als schatting wordt de mediane waarde (50 percentiel) en het 95 percentiel voor metaalconcentraties in het gewas gebruikt. Deze waarden staan samengevat in Tabel 7.

Tabel 7. 50 en 95 percentielwaarden voor metaalconcentraties in gras (mg.kg⁻¹)

<i>Metaal</i>	<i>Plant 50</i>	<i>Plant 95</i>
Pb	2,2	5,3
As	0,18	0,76
Hg	0,017	0,037

De hoeveelheid zware metalen in verspreidbare baggerspecie is kritischer met betrekking tot de voedselveiligheid (dierlijk product) dan met betrekking tot diergezondheid. De problemen met diergezondheid treden vaak pas op bij vergaande overschrijding van de Interventiewaarde. Uit de concentratie van cadmium in bodem en gewas kan in dergelijke gevallen de concentratie worden berekend in organen van runderen en schapen. Dit is uitgevoerd voor een studie in de Krimpenerwaard. Overschrijding van de norm werd berekend en geconstateerd. Bijvraat van grond was de belangrijkste factor waardoor verhoging van de concentraties stoffen in organen kon ontstaan (Groenenberg et al. 2004). Koper is een bekend probleem bij schapen: percelen waarop schapen grazen mogen niet te veel koper bevatten. Toch betekent een hoge koperconcentratie niet automatisch dat er gezondheidsproblemen met schapen zijn. Een andere wijze van voederen (geen krachtvoer) kan van grotere invloed zijn (Straetman en Rietra 2003).

Door inname van grond (bijvraat; inname via gewas is in verhouding hiermee niet van belang) kunnen POPs in vlees en melk komen. Ook voor dit onderdeel bestaat er onzekerheid met betrekking tot de opname. Berekeningen met modellen kunnen tot een factor 100 verschillen met metingen van het product. De modellen maken geen gebruik van het aspect beschikbaarheid. Het is mogelijk dit aspect in te brengen via het 3 componentenmodel vastgesteld voor de afbraak van PAKs (zie Rapport 2: Van Noort et al. 2006). Ook hiervoor zal opname moeten worden gerelateerd aan de Toelatbare Dagelijkse Inname (TDI). TDIs zijn aangegeven in de Veterinaire Milieuhygiënewijzer (ook voor zware metalen). De achtergrond van de hierin gepubliceerde waarden voor TDI is onduidelijk.

Voor de overige contaminanten (PAK, PCB, organische chloorverbindingen en bestrijdingsmiddelen) is de kennis vrij fragmentarisch, terwijl voor al deze stoffen, behalve voor de PAKs, wel effecten zijn waargenomen en zijn te verwachten.

4.4 Voorbeeldresultaten landbouwisico's bij toetsing aan productnormen

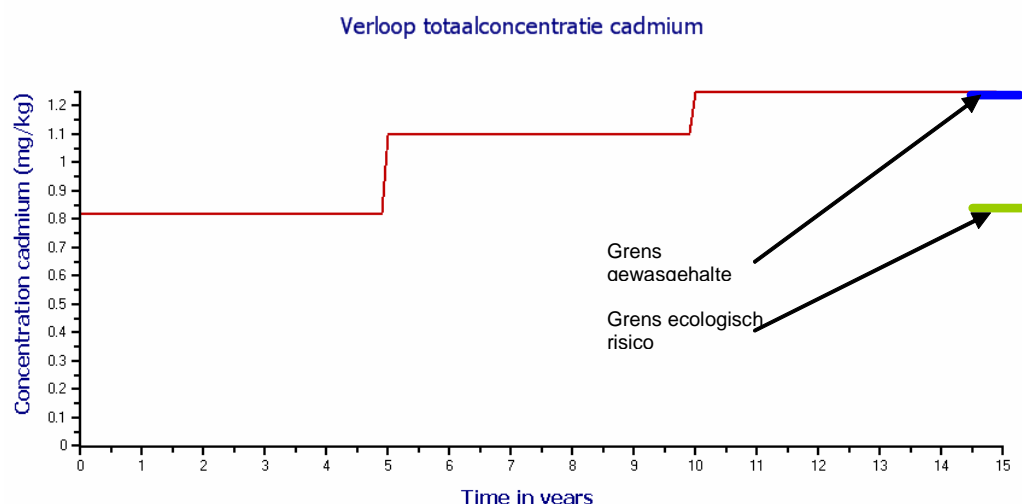
In dit hoofdstuk zijn in relatie tot landbouwisico's vier beschermdoelen geformuleerd:

1. Kwantitatieve voedselproductie;
2. Voedselveiligheid;
3. Een gezonde bodem;
4. Stand still.

De toetsing van landbouwkundige risico's vindt in *IRA-sed* plaats via de toetsing van productconcentraties aan productnormen, en via ecologische risicobeoordeling en beoordeling via stand still (gerelateerd aan de ontwikkelingen rond de Europese bodemrichtlijn). In dit hoofdstuk worden alleen de resultaten van de toetsing via productnormen gepresenteerd. De andere toetsingen worden uiteengezet in hoofdstuk 5 van dit rapport (Ecologische risico's) en Rapport 1 (stand still aspect, Posthuma et al. 2006).

De module landbouwkundige risicobeoordeling van *IRA-sed* kan voor elke afzonderlijke situatie (combinatie van bagger en bodem) voorspellen of er lokaal sprake is van overschrijding van productnormen. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 12. Deze figuur toont een voorbeeld van de resultaten die via de bodem-plantrelaties, op basis van de lokaal voorspelde concentraties uit de PEC-module, kunnen worden verkregen. De lokale blootstellingsconcentraties variëren in de tijd, net als de lokale bodemtotaal- en opgeloste concentraties (zie Figuur 4), in dit geval in de vorm van een concentratiestijging na verspreiding. De figuur toont in de eerste plaats de voorspelde totaalconcentraties voor een stof bij herhaalde baggerverspreiding, zoals eerder al geïllustreerd in Figuur 4. Voor het gemodelleerde perceel loopt de totaalconcentratie van cadmium op naar ongeveer 1,3 mg/kg in evenwicht (extrapoleren naar $t=\infty$). In Tabel 4 wordt de kritische grenswaarde voor cadmium in gewassen gegeven als 0,1 à 0,2 mg/kg. Voor tarwe kan deze grens, via de bodem-plant relaties van Vergelijking 2 omgerekend worden naar de concentratie in de lokale bodem die tot deze kritische concentratie zou leiden. Deze grenswaarde is voor dit perceel berekend als circa 1,2 mg Cd/kg. Het *IRA-sed* model voorspelt voor deze bagger/bodemcombinatie dat de kritische bodemconcentratie wordt overschreden bij herhaalde baggergift. De figuur illustreert tenslotte, dat de grensconcentratie voor ecologisch risico voor deze bodem 0,84 mg/kg is, zoals afgeleid via de gebruikelijke methoden (de zogenaamde HC5 van cadmium op basis van totaalconcentraties, van standaardbodem omgerekend naar de lokale bodem). In dit geval zou *IRA-sed* bij toepassing van normen (HC5 voor de lokale bodem) en bij toepassing van Warenwetnormen (voor tarwe) de partij als niet verspreidbaar karakteriseren.

Aan de hand van de voorspelde bodemconcentraties per stof kunnen lokale productconcentratieniveaus per stof en/of per stofgroep worden berekend, en deze kunnen worden gebruikt voor de beslissing over verspreidbaarheid. *IRA-sed* kan dus voor de beoordeling van afzonderlijke baggerpartijen worden ingezet.



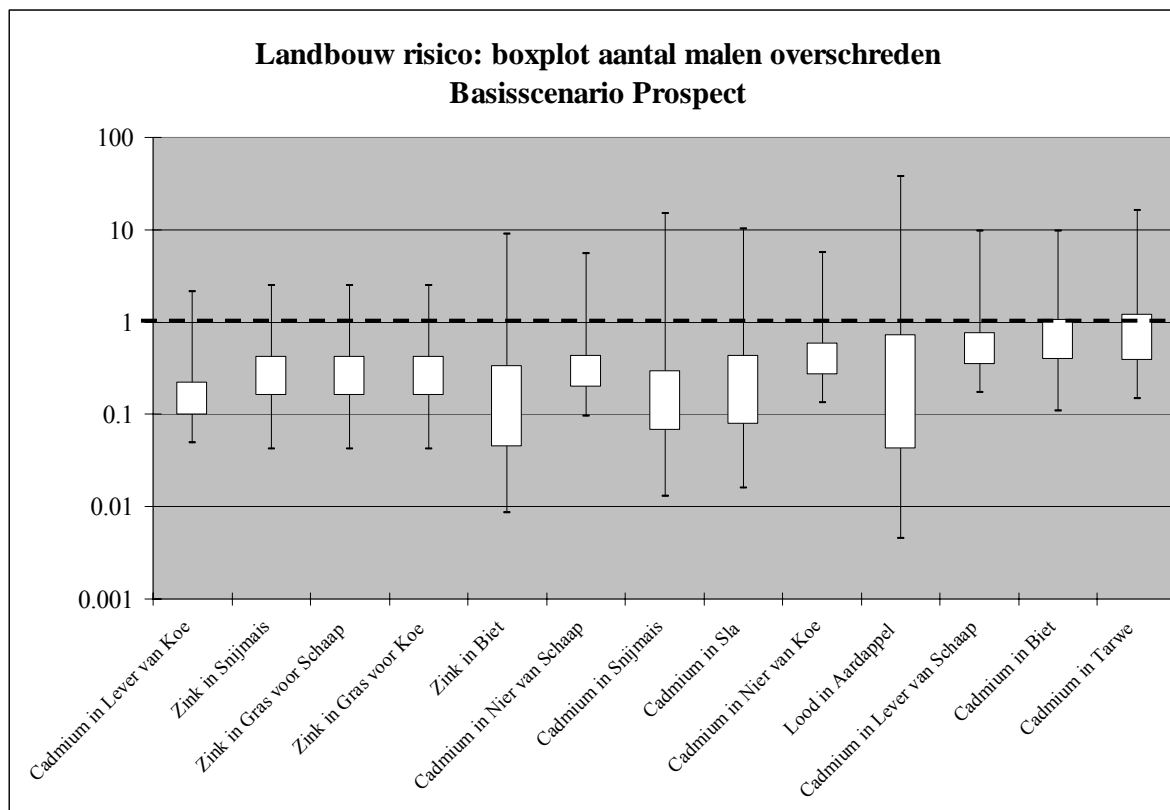
Figuur 12. Voorbeeld van de concentratieopbouw van een metaal (cadmium) in een lokale bodem bij herhaalde baggersverspreiding, in relatie tot de kritische ecologische concentratie (lokale HC5) alsmede de kritische bodemconcentratie waarbij de gewasconcentratie de warenwetnorm naar verwachting zal overschrijden. Let op: de bodem heeft voorafgaand aan de baggersverspreiding al een achtergrondconcentratie die vrijwel gelijk is aan de HC5. Dit verschijnsel is gerelateerd aan het onderwerp “achtergrondconcentraties”, en daar wordt in hoofdstuk 5 op ingegaan. In het voorbeeld is de aanvoerterm (via baggerspecie) veel groter dan de afvoerterm, waardoor er een trap-functie ontstaat.

4.5 Voorbeeldresultaten landbouwriscio's: beoordeling voor de werkvoorraad

Naast de toepassing voor de beoordeling van partijen werd in het eerste Rapport (Posthuma et al. 2006) gemeld dat het beslismodel ook gebruikt kan worden voor het toetsen van de aanpak ten opzichte van de landelijke werkvoorraad. In dit geval bestaat die toetsing uit het onderzoeken van de balans tussen milieuhygiënische (landbouwkundige) effecten en kosteneffectiviteit van het baggerbeleid. Voor deze toetsing werd de landbouwkundige beoordeling toegepast op de gehele Nederlandse werkvoorraad (Joziassse et al. 2001), bij de volgende beleidsmatige acceptatiegrenzen voor landbouwkundige risico's: de Warenwet voor humane consumptie, en de Veevoederwet voor diergezondheid. De benodigde bodemgegevens werden verkregen zoals aangegeven in Tabel 3.

Een voorbeeldresultaat dat met *IRA-sed* verkregen is bij de toetsing van de werkvoorraad (betrekking hebbend op de partijen onderhoudsbagger) is getoond in Figuur 13 en Figuur 14. Figuur 13 toont in welke mate de kritische productconcentraties worden overschreden, via de zogenaamde Boxplots die al eerder zijn toegelicht (zie voor uitleg de tekst bij Figuur 9). De grenswaarde voor onacceptabele blootstelling is hier op 1 gesteld. Er is voor alle stoffen, maar in alle gevallen voor een kleine fractie van de partijen / lokaties sprake van een mogelijke overschrijding van de kritische productnormen. Voor diverse stoffen is de

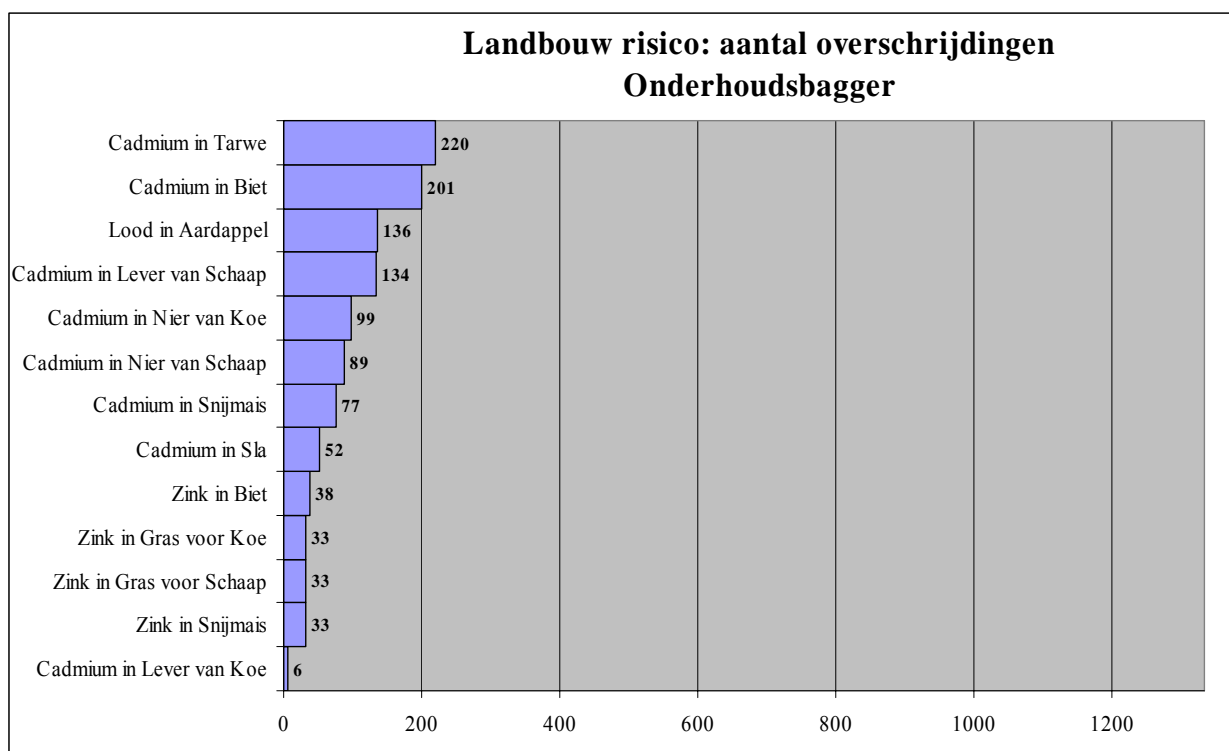
voorspelde overschrijding beperkt tot een factor twee (bijvoorbeeld: cadmium in lever van de koe) bij de meest verontreinigde partijen, maar de overschrijding kan oplopen tot een factor 50 (lood in aardappel). Voor de onderzochte partijen is er echter in het merendeel van de gevallen geen sprake van overschrijdingen (de boxplots liggen onder de grenswaarde 1).



Figuur 13. Overschrijding van de kritische productconcentraties, die voor de vergelijkbaarheid van de verschillende stoffen en producten op de waarde 1 gesteld zijn, indien de partijen in de werkvoorraad op aangrenzende percelen met het betreffende bodemgebruik zouden worden verspreid.

In Figuur 14 wordt het effect van de beoordeling op landbouwriscico's op de verspreidbaarheid van de werkvoorraad onderhoudsbagger aangegeven. Productconcentratiegrenzen worden met name overschreden bij het verspreiden van klasse 3 en 4 specie. Van de onderzochte en getoetste stoffen is cadmium is het meest kritische element, gevolgd door zink.

Merk op dat het beeld van Figuur 14 uitsluitend relevant is indien de bodemgebruiksvorm op het perceel dat grenst aan de lokatie van de te verspreiden partij de gebruiksvorm is die in het scenario in de figuur is weergegeven. In werkelijkheid zal er in kwantitatieve zin slechts in veel geringere mate sprake zijn van percelen die gebruikt worden voor het kweken van bijvoorbeeld tarwe, zodat de afkeuring die uit de figuur zou volgen in dergelijke gevallen hypothetisch is. Bij verspreiding zouden die percelen echter, zoals bij de humane risico's al aangegeven is, ongeschikt kunnen worden voor de genoemde functie. Als de lokale functie (veel) ongevoeliger is dan de kritische functie leidt verspreiding niet tot overschrijding van de grenswaarde bij het actuele bodemgebruik.



Figuur 14. Aantallen overschrijdingen (op een totaal van 1356 beoordeelde partijen) van productnormen gerelateerd aan landbouwrisico's, aangenomen dat op de aangrenzende percelen nu of in de toekomst sprake is van de genoemde vorm van bodemgebruik.

4.6 Opmerkingen en plausibiliteit

De uitkomsten van de voedselkwaliteitsmodule zijn plausibel. Cadmium en zink zijn de zware metalen die in de huidige praktijk ook het meest leiden tot overschrijdingen. Debet hieraan is dat van deze metalen ook het meeste bekend is. In hoeverre lood in aardappel ook een werkelijk voorkomend probleem is moet nader worden bekeken. De PROSPECT-dataset geeft een overzicht van de beschikbare baggerspecie, maar het betreft niet alleen specie die potentieel verspreid kan worden.

4.7 Conclusies, discussie en aanbevelingen landbouwrisico's

4.7.1 Conclusies

Over de landbouwkundige risicobeoordeling in *IRA-sed* kan het volgende geconcludeerd worden:

- De werkwijze voor de risicobeoordeling voor de landbouw voldoet aan de eis die in de Beleidsbrief Bodem gesteld zijn, namelijk dat de beoordeling specifiek gericht moet zijn op de lokale risico's, die mede bepaald worden door lokale bodemcondities en door lokaal bodemgebruik

- Risico's voor de landbouw worden ook ondervangen door de ecologische risicobeoordeling en het stand still uitgangspunt. Specifieke beoordeling vindt binnen *IRA-sed* plaats met betrekking tot voedselveiligheid.
- De werkwijze voor het aspect voedselveiligheid is operationeel voor een beperkte set van stoffen (een aantal zware metalen) waarvoor de PEC-modellering mogelijk was (zie stoffeselectie in Rapport 1 van deze serie), en waarvoor productnormen bestaan.
- De werkwijze kan worden uitgebreid voor stoffen waarvoor productnormen worden ontwikkeld en waarvoor er een duidelijke relatie bestaat tussen concentraties in de plant en concentraties in de bodem.
- Ten aanzien van de beschouwde POPs in baggerspecie (PAK en PCB) wordt er voor de productkwaliteit van gewassen van uitgegaan dat deze niet door planten worden opgenomen. Dit in tegenstelling tot de aannames bij de humane risicobeoordeling.
- De risicomodellering voor voedselkwaliteit in *IRA-sed* is opgebouwd uit een aantal bestaande modules (bijvoorbeeld de PEC-module die de lokale concentraties voorspelt en een overdrachtsmodel dat de productkwaliteit modelleert). Deze combinatie van modules kan voor verschillende doeleinden worden gebruikt, zoals voor het stellen van Lokale Maximale Waarden.
- In vergelijking met de beoordeling van verspreidingsbeperkingen door ecologische risico's lijken de risico's voor voedselkwaliteit bij de bestaande beoordelingscriteria (kwaliteitsnormen en 95%-beschermingsniveau voor ecologische risico's) minder beperkend voor verspreiding van baggerspecie dan de ecologische risico's. Waarschijnlijk wordt dit verschil nog sterker benadrukt als het lokale, actuele bodemgebruik in de beoordeling gehanteerd wordt in plaats van het in de figuren gehanteerde concept dat het bij een partij behorende perceel de betreffende functie zou *kunnen* krijgen.

4.7.2 Discussie

De beoordeling van landbouwisico's in *IRA-sed* is vooralsnog beperkt tot een relatief gering aantal gewassen en dierproducten, doordat de beoordeling slechts mogelijk is als er betrouwbare voorspellingen gedaan kunnen worden over de te verwachten productconcentraties van een stof, en als er daarnaast productnormen bestaan. In principe kan de overschrijdingsfiguur (Figuur 13) uitgebreid worden als er bijvoorbeeld productnormen van elders (bijvoorbeeld de EU of uit een andere context) toegepast zouden worden.

De beoordeling van het prototype van *IRA-sed* is verder gebaseerd op een beperkt aantal stoffen. Hiernaast kunnen er stoffen aanwezig zijn die op zichzelf niet schadelijk zijn maar gedurende een korte periode na het baggeren risico kunnen opleveren. De belangrijkste voor landbouw is zwavel. Sulfide in de bagger oxideert tot sulfaat, wat van invloed kan zijn op de pH en daardoor de beschikbaarheid van zware metalen (al dan niet tijdelijk) kan verhogen. Op landbouwgronden hoeft dit geen probleem te geven, omdat dan als compenserende maatregel wordt bekalkt. De zwavelcyclus heeft ook invloed op de opname van essentiële elementen als molybdeen. De opname door dieren kan zowel toenemen als afnemen, waardoor de gezondheid wordt beïnvloed.

Naast de mogelijke risico's van stoffen in de baggerspecie is er in *IRA-sed* nog geen aandacht besteed aan plant- en dierziekten. Uitgaande van de rapportage over effecten van waterberging op plant- en dierziekten en contaminanten (Cornelissen et al. 2003) lijkt het risico op uitbraken van plant- en dierziekten gering, uitgezonderd de bruinrot bij aardappelen. Voor akkerbouwgewassen is het risico groter dan voor grasland. Veel ziekten kunnen zich wel verspreiden via water en dus ook via slootbagger, maar er worden waarschijnlijk geen infectieuze niveaus bereikt. Ook het rapport van Van Dokkum (1999) is van belang voor het identificeren van mogelijke pathogenen die relevant zijn. Voor veel plant- en dierziekten lijkt te gelden dat bedrijfsmanagement en weersomstandigheden een belangrijker infectiebron vormen voor ziekten en parasieten. Nagegaan moet worden of de conclusies van Cornelissen et al. (2003) ook gelden voor baggerspecie.

Een voorbeeld dat relevant is voor verspreiding van baggerspecie is de ziekte bruinrot. De door de bacterie *Ralstonia solanacearum* veroorzaakte ziekte bruinrot in aardappelen is in Nederland een quarantaineziekte. Er bestaan wettelijke bepalingen ter bestrijding van de ziekte. De bacterie wordt met het oppervlaktewater verspreid en kan overleven op allerlei organisch materiaal in de watergangen (vooral wortels van bitterzoet, *Solanum dulcamara*) en op akkers op diverse gewasresten (ook andere dan de aardappel). Door de overheid zijn in Nederland omvangrijke gebieden ingesteld waar een verbod bestaat voor beregenen van aardappelpercelen met oppervlaktewater (zie Figuur 15). Als in deze gebieden baggerspecie wordt verspreid is dit een risicofactor.



Figuur 15. De in 2002 aangewezen gebieden waar een verbod voor het beregenen van aardappelpercelen met oppervlaktewater geldt (bron: Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen).

Mede in het licht van de voornemens om een risicoolbox te maken, die bestaat uit modules die de verschillende soorten van kennis operationeel vastleggen, wordt aanbevolen om te overwegen om het beslismodel *IRA-sed* uit te breiden met kennismodules over plant- en dierziekten.

Naast bovengenoemde toetsing van productkwaliteit zijn de andere, om landbouwkundige redenen toepasbare criteria de toetsing op stand still en op ecologische risico's. Aan het onderwerp stand still is eerder veldonderzoek uitgevoerd op landbouwpercelen. Op basis van dit onderzoek, op Goeree-Overflakkee, concludeerden Van den Toorn et al. (1996) dat de praktijk van het op de kant zetten van baggerspecie daar heeft geleid tot een lichte extra verhoging van de PAK-totaalconcentratie in de strook waar de bagger is gedeponeed (0.40 mg/kg droge bodem in de strook versus 0.28 mg/kg droge bodem in het midden van het perceel waar geen baggerspecie verspreid is). Het betrof hier verspreiding van klasse 2 bagger. Enerzijds is dit procentueel een ruime overschrijding van het stand still principe. Op de percelen waar al meer dan 5 maal bagger was verspreid was circa 50% van de PAK afkomstig van de bagger. Bij een modelmatige benadering van dit proces (Harmsen 2004) werd geconcludeerd dat na 5 keer baggeren al 90% van de nieuwe evenwichtssituatie wordt bereikt. Doorgaan met baggeren op deze lokaties zal daarom in de toekomst hoogst waarschijnlijk niet leiden tot een verdere verhoging van de PAK-concentratie in de verspreidingsstrook. Hierbij werd aangenomen dat de kwaliteit van de bagger met betrekking tot PAK in de voorgaande jaren vergelijkbaar is met de toekomstige kwaliteit.

Deze waarnemingen valideren de voorspellingen van de PEC-module van *IRA-sed*, die de geringe verhoging voor de betreffende situaties voorspelt. Dit is niet alleen van belang als validatie van die PEC-module, maar ook van betekenis voor toetsing van de voorspelde risiconiveaus. De toename van bijvoorbeeld het niveau van ecologische risico's is bij deze absolute concentratietoename zeer gering, omdat de toename zich afspeelt op het vrijwel horizontale deel van de zogenaamde SSD-curves van de afzonderlijke PAKs, waardoor het mengselrisiconiveau nauwelijks toeneemt (zie hoofdstuk 5).

4.7.3 Aanbevelingen

Aanbevolen wordt om de noodzakelijke ontwikkelstappen voor completering van de landbouwisicobeoordeling in *IRA-sed* te maken (completering relevante stoffenset, keuze besliscriteria en toepassing van die criteria, klaarmaken voor dagelijkse toepassing). Het moet hierbij duidelijk zijn dat de landbouwisicobeoordeling beperkt is tot de samenstelling van de producten. Voor de landbouw geldt dat er naast productcriteria ook criteria moeten zijn voor de bodemkwaliteit (gezond voedsel komt uit een gezonde bodem). Aanbevolen wordt hiervoor dezelfde criteria als voor de ecologie te gebruiken en het stand still principe verder te ontwikkelen.

5. Ecologische risicobeoordeling

5.1 Ecologische beschermdoelen

De bepaling van de ecologische gevolgen van blootstelling aan contaminanten omvat evenals die voor humane en landbouwkundige gevolgen berekeningen aan een tweetal aspecten. Ten eerste omvat een dergelijke risicoschatting een methodiek waarmee de werkelijke blootstelling van de lokale soorten kan worden geschat (zie Rapport 2, Van Noort et al. 2006). Ten tweede wordt rekening gehouden met de gevoeligheid van deze soorten.

Er bestaan verschillende ecologische receptoren, met elk een eigen gevoeligheid voor een stof of stoffenmengsel. Risico's voor ecosystemen kunnen namelijk beoordeeld worden aan de hand van verschillende ecotoxicologische eindpunten. De vaak onderscheiden eindpunten zijn:

1. ecosysteem-structuur: de aanwezigheid en diversiteit van bodemorganismen;
2. ecosysteem-functie: het functioneren van organismen afgemeten aan de werking van (microbiële) processen;
3. fytoxiciteit: geen groeibelemmering / onbelemmerd voorkomen van planten;
4. doorvergiftiging: doorvergiftiging van soorten lager naar soorten hoger in de voedselketen, vaak doel- of sleutelsoorten.

Deze vier eindpunten zijn ook voor de afleiding van de Bodem Gebruiks Waarden (BGWs) onderscheiden (Lijzen et al. 1999), en zijn dus niet nieuw of uniek wanneer ze worden beschouwd voor het verspreidingsbeleid.

Voor elk van de vier ecotoxicologische eindpunten zijn kenmerkende methodieken voor de risicobeoordeling van toepassing.

1 & 2. Voor de structuur- en functierisico's wordt één basismethode toegepast. Dit is de methode van de gevoeligheidsverdelingen over de soorten of de functies.

Soortgevoeligheidsverdelingen (Species Sensitivity Distributions, SSDs) worden vooral gebruikt om de risico's van verontreiniging aan te geven voor de structuur van ecosystemen (Posthuma et al. 2002b). De Functional Sensitivity Distribution-aanpak (FSDs) wordt gebruikt voor de analyse van functie/procesgerichte ecotoxiciteitsgegevens. Zowel de SSD als de FSD-methode wordt gebruikt bij het afleiden van ecotoxicologische risicogrenzen en normen (ernst en urgentiecriteria in het kader van bodemsanering, en Maximaal Toelaatbare Risico's in het effectgerichte stoffenbeleid (Sijm et al. 2002; Swartjes 1999; Traas 2001). Lokatiespecifieke toepassing van SSDs en FSDs volgens de werkwijzen die al door Van Straalen en Denneman (1989) zijn geïntroduceerd zijn daarmee de aangewezen weg voor het kwantificeren van algemene ecotoxicologische risico's voor structuur en functie die kunnen ontstaan door het op de droge bodem brengen van baggerspecie.

3. Fytotoxiciteit wordt vaak apart beschouwd, zoals bijvoorbeeld bij de afleiding van BGWs. Versluijs en Otte (2001) hebben een literatuurstudie uitgevoerd die voor zware metalen en PAKs de nodige fytotoxiciteitsgegevens heeft opgeleverd, waardoor risicoschatting volgens de SSD-methode (specifiek voor planten) in principe mogelijk wordt. Zoals al weergegeven is in hoofdstuk 4 treedt fytotoxiciteit echter waarschijnlijk pas op bij hoge concentraties. Het is niet aannemelijk dat bagger met concentraties die fytotoxisch zijn (>interventiewaarden) verspreid zal worden, omdat dergelijke partijen al via voorafgaande beoordelingen een andere bestemming krijgen.

4. Voor de risico's van doorvergiftiging van lagere- naar hogere soorten in een voedselketen wordt de methodiek die wordt gebruikt bij het toelatingsbeleid van nieuwe stoffen (INS) toegepast. Ook hierbij wordt gebruik gemaakt van op SSD lijkende technieken (Luttik en Aldenberg 1997; Traas et al. 2002a).

5.2 Hoofdpijnen van de ecologische risicobeoordeling

Voor elk van de vier genoemde eindpunten kan dus in principe een lokatiespecifiek risiconiveau worden gekwantificeerd. Voor de huidige rapportage, en in *IRA-sed*, is echter vooralsnog alleen gewerkt met het eerste eindpunt, risiconiveaus voor ecosysteemstructuur, en beperkt tot de bovenste droge bodem. In het hoofdstuk over landbouwisico's is overigens al gememoreerd dat het in sommige gevallen niet nuttig is om alle risico's ook daadwerkelijk te beoordelen: de fytotoxiciteit van PAKs is bijvoorbeeld een veel ongevoeliger effectmaat dan de ecologische risico's voor bodemorganismen zoals bepaald via SSDs.

5.2.1 Toepassing SSDs in *IRA-sed*

Lokatiespecifiek risico is voor het eindpunt "risico's voor ecosysteemstructuur" te definiëren als:

“dat deel van de soorten in de onderscheiden soortgroepen (generiek, planten en doel-/sleutelsoorten) of dat deel van de beschouwde bodemprocessen dat onder invloed van de aanwezige toxicanten onder lokale condities enig nadelig effect zal ondervinden.”

De *ernst* van het te verwachten effect is afhankelijk van de effectcriteria die bij de constructie van de SSD, de FSD of de andere beoordelingen zijn gebruikt. Indien bijvoorbeeld een SSD voor een stof is gebaseerd op No Observed Effect Concentration (NOEC)-waarden als effectcriterium is het voorspelde effect de fractie soorten waarvoor het geen-effectniveau wordt overschreden, of omgekeerd: de fractie soorten die beschermd is tegen enig nadelig effect. Bij gebruik van Lethale Concentratie (LC)50-waarden komt het met behulp van SSDs of FSDs voorspelde effect neer op de fractie soorten met een verwachte sterfte van 50% of meer van de blootgestelde individuen. Hoewel deze laatste werkwijze niet gebruikelijk is bij de afleiding van preventieve normen, kan het gebruiken van LC50- en EC50-waarden voor het afleiden van een SSD_{LC50} nuttiger informatie opleveren voor beheersbeslissingen dan het

toepassen van een SSD_{NOEC} , met name als de blootstellingsconcentraties in de bodem hoger zijn dan de HC50.

5.2.2 Rekening houden met mengsels

De bodem en ook de daarop te brengen baggerspecie zal slechts zelden een enkele contaminant bevatten. Indien in een bepaald gebied gevarieerde landbouw wordt bedreven, kunnen de op te baggeren sedimenten een cocktail aan de gebruikte bestrijdingsmiddelen bevatten. Evenzo is het voorkomen van slechts een enkele PCB of een enkele PAK vanwege de aard en herkomst van dergelijke stoffen erg onwaarschijnlijk. Ook de zware metalen vertonen een zekere correlatie in de concentraties die voorkomen in sedimenten. Hierdoor is het voor de berekening van het lokale ecologische risico nodig om rekening te houden met mengseltoxiciteit.

Bij de aanpak van mengseltoxiciteitsproblemen is het een algemeen toegepast wetenschappelijk principe dat er rekening gehouden wordt met de werkingsmechanismen van de aanwezige stoffen. Voor de meeste stoffen die mogelijk in baggerspecie vóórkomen zijn gegevens beschikbaar over het algemene werkingsmechanisme. Met name voor de bestrijdingsmiddelen is ook veelal een onderscheid te maken naar soortspecifieke werking (insecten in relatie tot insecticiden).

5.2.3 Rekening houden met blootstellingsroutes

Deze toegepaste vorm van risicobepaling berekent de fractie van algemeen voorkomende bodemsoorten die zullen zijn blootgesteld aan concentraties toxicanten waarbij enig effect mag worden verwacht. De levensgemeenschap van soorten in de bodem omvat veelal kleine ongewervelde organismen met een eenvoudig bouwplan. Hieronder vallen soorten uit de soortgroepen van de wormen, aaltjes, schimmels en bacteriën, alsmede larven en adulten van geleedpotigen, waaronder insecten, mijten en kreeftachtigen worden begrepen. Vanwege verschillen in bouwplan is er veel onderzoek gedaan naar verschillen in blootstellingsroutes, met name voor metalen. De blootstelling van de zogenaamde “zachthuidige” soorten aan metalen blijkt namelijk sterk gerelateerd aan de concentraties van de metalen in poriewater, terwijl die van “hardhuidige” soorten gerelateerd is aan totaalconcentraties.

Om deze verschillen in (dominante) blootstellingsroutes in de ecologische risicobeoordeling te verdisconteren, zijn er twee blootstellingsscenario's toegepast, namelijk:

- Een scenario waarbij aangenomen wordt dat de blootstelling van organismen gerelateerd is aan de concentratie in poriewater, en
- Een scenario waarbij aangenomen wordt dat de blootstelling van organismen gerelateerd is aan de totaalconcentratie in de bodem.

De blootstelling van het eerste type organismen verloopt in het algemeen via de in het poriewater opgeloste toxicantconcentratie. Het is niet aannemelijk dat de verdeling van de intrinsieke gevoeligheden van dit type bodemorganismen belangrijk zal afwijken van die van de generieke verzameling waterorganismen. Indien wordt uitgegaan van de in het poriewater opgeloste fractie van de contaminatie (berekende of gemeten biobeschikbaarheid) kan derhalve bij een gebrek aan bodemtoxiciteitsgegevens gebruik worden gemaakt van

aquatische toxiciteitsgegevens. Bij het tweede type organismen wordt gebruik gemaakt van de gegevens van ecotoxiciteitstesten met bodemorganismen, waarbij de effectconcentraties uitgedrukt worden op basis van totaalconcentraties. Vanwege de opzet van de PEC-module (zie Van Noort et al. (2006)) kunnen beide blootstellingsscenario's worden doorgerekend in *IRA-sed*. Hierbij ontstaat een "window of prediction" die bruikbaar is voor de beslissing over de verspreidbaarheid van een partij baggerspecie. Een voorbeeld van de resultaten van de blootstellingsanalyse in de PEC-module werd al gegeven in Figuur 4.

5.3 Berekeningsmethoden ecologische risico's

Risico's worden gedefinieerd als resultante van de mate van blootstelling van blootgestelde organismen, de zogenaamde receptoren, en hun gevoeligheid. Risicoschatting omvat dus als eerste stap een schatting van de blootstellingsconcentratie (zie ook Van Noort et al. (2006)), gevolgd door een schatting van de gevoeligheid van de blootgestelde receptoren. De onderstaande berekeningsmethoden voor het ecologisch risico maken deel uit van het model *IRA-sed*, en kunnen dus gebruikt worden voor het uiteindelijk af te leiden (eenvoudige) beslismodel.

5.3.1 Blootstellingsschatting

Bij de blootstellingsschatting werd allereerst via modellen voorspeld wat het verloop van de totaalconcentratie van elke stof in de tijd zal zijn, als functie van bodem- en baggerconcentraties, mengverhouding, afbraak, uitspoeling, additionele bronnen en stof-, bagger- en bodemeigenschappen. Deze totaalconcentratie is deels gebonden en deels opgelost. Vastgesteld werd welk deel er opgelost is. Dit deel wordt beschikbaar geacht voor uitspoeling, waardoor de concentratie in de tijd langzaam zal dalen. Dezelfde opgeloste fractie van de contaminanten wordt geacht beschikbaar te zijn voor opname door de soorten organismen die via poriewater worden blootgesteld.

De blootstellingsberekeningen leiden kortweg tot de voorspelling van milieuconcentraties. De afkorting hiervoor is: PEC – Predicted Environmental Concentration. Er is dus een PEC_{totaal} en een PEC_{opgelost} af te leiden voor elke stof in een bepaalde bagger/bodemsituatie, als functie van de tijd. Hiermee is de blootstellings-"helft" van het risicobegrip ingevuld. De methoden die gebruikt zijn bij de blootstellingsschatting zijn in detail weergegeven in deel 2 van deze driedelige rapportageserie (Van Noort et al. 2006).

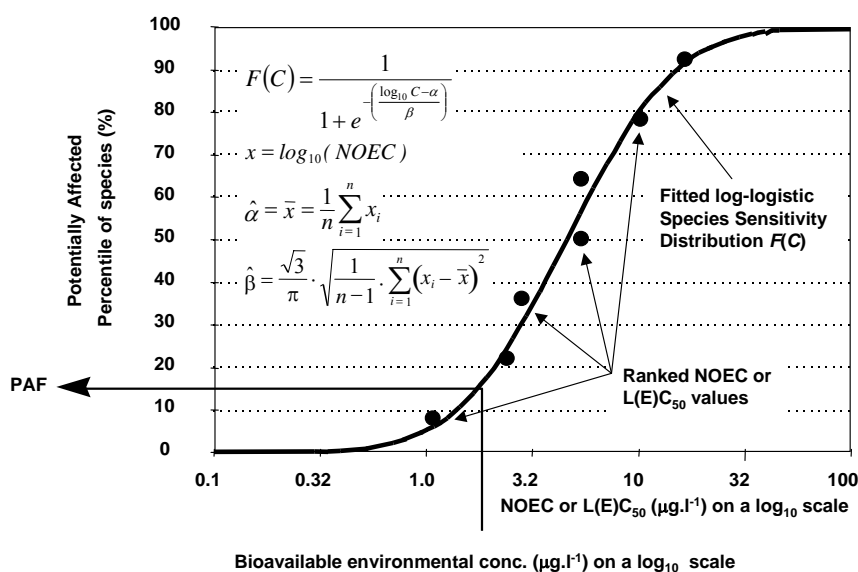
5.3.2 Gevoeligheidsschatting voor soorten

5.3.2.1 *Het Species Sensitivity Distributions concept*

Een SSD is een statistische beschrijving van de verdeling van gevoeligheden van verschillende soorten voor een stof (Posthuma et al. 2002b). De SSD van een stof wordt samengesteld uit laboratoriumtoxiciteitsgegevens, dat wil zeggen, toetsuitslagen van toxiciteitstoetsen in het laboratorium. In dergelijke toetsen wordt bijvoorbeeld de chronische No Observed Effect Concentration (NOEC) of de chronische EC10 (Effect Concentratie voor 10% effect) of de acute LC50 (idem, 50%-sterfte) bepaald. Door deze van alle soorten

tesamen te beschrijven door middel van een statistische verdeling, kunnen zowel ecotoxicologische risicogrenzen (Hazardous Concentrations, HCx) bij een gegeven acceptabel risiconiveau alsook de risico's van die stof bij een gegeven milieuconcentratie bepaald worden. Door het gebruiken van SSDs voor zowel de afleiding van risicogrenzen (en vervolgens normen) als voor lokatiespecifieke risicobeoordeling van aanwezige concentraties bestaat er een logisch conceptueel verband tussen afleiding van normen en de afleiding van risiconiveaus bij verontreiniging.

Voor de individuele stoffen kan de SSD worden geconstrueerd volgens het log-logistische model zoals dat wordt beschreven in Figuur 16¹. Indien gebruik gemaakt wordt van bodemtoxiciteitsgegevens voor de afleiding van SSDs moeten de bodemconcentraties worden uitgedrukt in de stofconcentratie die beschikbaar wordt geacht, bijvoorbeeld de vrij in water opgeloste fractie. Indien gebruik gemaakt wordt van toxiciteitsgegevens voor waterorganismen, omdat gekeken wordt naar die organismen die via het poriewater zijn blootgesteld, dan wordt aangenomen dat die laboratoriumtoetsen dusdanig zijn uitgevoerd dat de berekeningen kunnen worden gedaan met de totaal (opgeloste) concentraties in water. In aquatische toxiciteitstoetsen is er namelijk voor gezorgd dat alle op t=0 toegevoegde toxicant ook biobeschikbaar is en blijft.



Figuur 16. Afleiding van een log-logistische SSD en de formules voor de berekening van het ecotoxicologische risico bij een gegeven (biologische beschikbaar geachte) bodemconcentratie van een stof.

In het algemeen geeft een SSD dus een gevoeligheidsverdeling voor de biologisch beschikbaar geachte concentraties van de onderzochte stof. Dit is voor de zware metalen verdisconteerd door het meenemen van bodemeigenschappen als pH, lutum en organische stof in de PEC-module. Voor organische stoffen is dit verdisconteerd door uit te gaan van een snel beschikbare fractie. Bij bodemorganismen wordt via het SSD-concept rekening

¹ Opmerking: Er kan ook een SSD-formularium worden opgesteld voor berekeningen van lokale risiconiveaus volgens het log-normale model voor SSDs. Het verschil tussen log-logistische en log-normale modellering is vaak niet substantieel in termen van resultaten. De methoden verschillen met name wat betreft statistische eigenschappen en rekengemak.

gehouden met het feit dat er twee belangrijke blootstellingsroutes zijn: blootstelling via de totaalbodemconcentraties en blootstelling via de opgeloste concentraties.

5.3.2.2 Blootstellingsscenario's voor bodemorganismen

Bodemorganismen kunnen via twee routes worden blootgesteld, namelijk via de vaste fase (totaalconcentraties) en via de poriewaterfase (opgeloste concentraties). Elke soort bodemorganisme zal een kenmerkende, dominante blootstellingsroute hebben, en incidenteel zal het ook kunnen vóórkomen dat beide blootstellingsroutes (kwantitatief) relevant zijn. Beide vormen van kwantificering van concentraties zijn beschikbaar gekomen via de PEC-module. Omdat het onbekend is hoe de verschillende fracties van bodemorganismen via de beide routes worden blootgesteld, worden voor de lokatiespecifieke risicobeoordelingen met beide routes rekening gehouden.

Zware metalen

Er werden voor zware metalen twee blootstellingsscenario's onderscheiden.

1. In de eerste plaats het scenario waarbij aangenomen wordt dat organismen worden blootgesteld via de vaste fase. Bodemzuurgraad en overige bodemeigenschappen worden bij deze route van minder belang geacht, aangezien de stoffen in het maagdarmsysteem worden opgenomen; in dit systeem heersen gereguleerde condities die de opname sterk zullen bepalen. In dit blootstellingsscenario werd gewerkt met de gegevens van Crommentuijn et al. (2000b). Daar zijn de bodemtype-correctieformules gehanteerd om de ecotoxiciteitswaarnemingen om te rekenen naar de ecotoxiciteit van een stof in een standaardbodem.
2. In het tweede blootstellingsscenario (blootstelling via poriewater) werd gewerkt met SSDs die werden afgeleid van de beschikbare data voor aquatische organismen afkomstig uit de RIVM e-ToxBase (Wintersen et al. 2004), waarbij aangenomen wordt dat de SSD van een stof voor aquatische organismen vergelijkbaar is met die voor terrestrische organismen wanneer de poriewaterconcentratie wordt gebruikt als blootstellingsconcentratie.

In deze blootstellingsscenario's wordt geen rekening gehouden met de effecten van opgelost organisch koolstof (DOC) en de competitie met andere kationen in de bodemoplossing. In de bodem is de concentratie vrij metaal in poriewater veelal veel lager dan in oppervlaktewater door de buffering door DOC. Stijging van de vrij opgeloste metaalconcentratie door daling van de pH wordt (deels) gecompenseerd door competitieve effecten van andere kationen. De twee blootstellingsscenario's kunnen verschillende uitkomsten laten zien, vanwege (a) aantal beschikbare invoerdata (scenario 1 << scenario 2), en (b) de effecten van de sorptie-eigenschappen van de lokale bodem, en intrinsieke onzekerheden bij beide werkwijzen. Bij het eerste blootstellingsscenario is het maagdarkanaal van de organismen bepalend voor de blootstelling, en varieert het risico minder met de bodemeigenschappen, terwijl bij het tweede scenario er een groot effect kan optreden van de bodemzuurgraad. De sorptie van metalen aan bodemdeeltjes hangt namelijk (zeer) sterk af van zuurgraad in de bodem.

Organische stoffen

Voor de organische verontreinigingscomponenten is bij gebrek aan bodemtoxiciteitsgegevens uitsluitend gebruik gemaakt van toxiciteitsgegevens voor met name waterorganismen. Hierbij is de berekening van biobeschikbare blootstellingsconcentraties op basis van evenwichtsverdeling tussen de in het poriewater opgeloste fractie, de snel beschikbare fractie en de in de bodem aanwezige organische stof van belang (zie details in Rapport 2 van deze serie).

5.3.2.3 Mengseltoxiciteit: principes

Het ecologisch risico van een bepaalde verontreinigingssituatie is afhankelijk van de beschikbare concentraties van alle contaminanten tezamen. De werkwijzen voor de ecologische risicobeoordeling van mengsels zijn onlangs afgeleid (De Zwart en Posthuma 2006; Posthuma et al. 2002a; Traas et al. 2002b). Deze werken als volgt:

- Bij de verschillende stoffen die in de sedimenten voor kunnen komen, zullen combinaties van stoffen zitten die gekenmerkt zijn door eenzelfde biologisch werkingsmechanisme. De blootgestelde biota ervaren dergelijke stoffen als een enkele hypothetische toxicant met de gemiddelde toxiciteit van die groep van stoffen bij de gesommeerde concentratie. De gecombineerde toxiciteit van deze verbindingen kan worden berekend met op “toxic units” gebaseerde toxicologische rekenregels voor “concentratieadditie” (CA).
- Nadat de combinatieberekeningen voor CA zijn toegepast, kan de gecombineerde toxiciteit van groepen stoffen met een verschillende werkingsmechanismen worden berekend door toepassing van rekenregels voor “responsadditie” (RA). Hierbij geldt als aanname dat gevoeligheid voor de verschillende werkingsmechanismen over de verschillende soorten van de SSD, of de verschillende individuen van de responscurven niet zijn gecorreleerd. Kortom: de effecten van de verschillende werkingsmechanismen zijn geheel onafhankelijk van elkaar.

Voor de in 2004 uitgevoerde berekeningen is gekozen voor het log-normale model met een eenvoudige mengselbenadering.

Voor alle stoffen (i) werd volgens De Zwart en Posthuma (2006) de biobeschikbare (vrij opgeloste) concentratie uitgedrukt in Hazard Units door te delen door de bijbehorende geometrisch gemiddelde NOEC (deze is gelijk aan de HC50 van een SSD) over soorten:

$$\text{Vergelijking 5: } HU_i = \frac{\text{Biobeschikbare concentratie}_i}{NOEC_i}$$

Voor stoffen met een gelijk werkingsmechanisme (Toxic Mode of Action, TMOA) worden deze HU's gesommeerd volgens het concentratie-additiemodel:

$$\text{Vergelijking 6: } HU_{TmoA} = \sum_i HU_i$$

Voor werkingsmechanismen met een vertegenwoordiging van slechts één stof kan deze bewerking vanzelfsprekend achterwege blijven:

$$\text{Vergelijking 7: } HU_{TmoA} = HU_i$$

Het ecologisch risico (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie - msPAF) dat teweeg wordt gebracht door een bepaald werkingsmechanisme wordt via het log-normale SSD-model berekend. Hierin wordt naast de HU_{TmoA} ook de Standaard deviatie (StDev) van de ¹⁰log-getransformeerde NOEC-waarden gebruikt om de helling van de SSD-curve te kwantificeren. Bijlage 4 geeft de toegepaste formularia in detail. De berekeningen leiden tot een meerstoffen-Potentieel Aangetaste Fractie (msPAF) voor elk werkingsmechanisme.

Om een overall ecotoxicologisch risico te berekenen worden deze $msPAF_{TmoA}$ bijdragen van de verschillende werkingsmechanismen op responsadditieve wijze “opgeteld” volgens:

$$\text{Vergelijking 8: } msPAF_{Overall} = 1 - \prod_{TmoA} (1 - msPAF_{TmoA}),$$

waarbij de \prod_{TmoA} staat voor een vermenigvuldiging van de verschillende $(1 - msPAF_{TmoA})$ -termen.

5.3.2.4 Geselecteerde toxiciteitsgegevens voor SSDs

Om SSDs te kunnen maken is voor alle stoffen die in de risicoschatting worden opgenomen behoefte aan een zo groot mogelijk aantal relevante toetsresultaten van toxiciteitsexperimenten met verschillende soorten organismen. Relevante toetsresultaten hebben (a) betrekking op de vraagstelling en zijn (b) van voldoende kwaliteit.

Over het algemeen kan worden gesteld dat er weinig bodemtoxiciteitsgegevens en veel meer watertoxiciteitsgegevens bekend zijn. Grote aantallen aquatische toxiciteitsgegevens zijn te vinden in openbaar toegankelijke databases, zoals de ECOTOX database van de US EPA (USEPA 2002). Ook het RIVM beschikt over een databestand met meer dan 160.000 resultaten van in laboratoria uitgevoerde toxiciteitsexperimenten (Wintersen et al. 2004). Deze gegevens zijn grotendeels overeenkomstig de gegevens van de US-EPA database, maar de database is uitgebreid met eigen RIVM-data en kan makkelijker gebruikt worden. De RIVM-database omvat gegevens van ongeveer 10.000 stoffen en enkele honderden verschillende waterorganismen uit 11 taxonomische hoofdgroepen. Gegevens over bodemorganismen en planten zijn recent toegevoegd, en daarop moet een dergelijke analyse van de “dekkingsgraad” nog worden uitgevoerd.

Voor de berekening van het ecologisch risico (maat: msPAF) voor een generieke soortenverzameling zijn de toxiciteitsgegevens van de stoffen die voorkomen in het grond-bagger mengsel verzameld uit de RIVM e-ToxBase voor aquatische soorten, en uit Crommentuijn et al. (2000b) voor de terrestrische soorten.

Aquatische toxiciteitsgegevens:

Op 1, 4 en 8 oktober 2004 is een datadump uit e-ToxBase (de toxiciteitsdatabase van het RIVM) uitgevoerd van alle aquatische toxiciteitsgegevens die op die momenten voor de geselecteerde stoffen beschikbaar waren. Voor de stofkeuze wordt verwezen naar Rapport 2 (Van Noort et al. 2006). De bestanden met geëxporteerde aquatische toxiciteitsgegevens zijn omvangrijk, en vastgelegd op een CD-ROM. De filenamen van de verschillende bestanden met exportgegevens op deze CD-ROM zijn weergegeven in Bijlage 5, Bijlagentabel 1, en de detailomschrijvingen van de met deze gegevens uitgevoerde voorbereidende data analyses in Bijlage 5, Bijlagentabel 2. Uit alle bewerkingen werden de kenmerken van de gebruikte SSDs afgeleid, en samengevat in Tabel 8. De geselecteerde gegevens hebben betrekking op toetsingen met zoetwaterorganismen.

Tabel 8. SSD gegevens. De SSD-gegevens met een blanco CountSpec indicatie (geen stof-specifieke toxiciteitsgegevens) zijn door gebruikelijke schattingsmethodieken verkregen (zie Bijlage 5, Bijlagentabel 2). CAS = CAS-numer van de stof zonder streepjes, Name = Naam van de stof, CountSpec = Het aantal aquatische soorten of taxa dat is getoetst, logAvg Chron NOEC = het gemiddelde van de $^{10}\log$ getransformeerde NOEC over soorten in mg/L = de $^{10}\log$ van de geometrisch gemiddelde NOEC over soorten, StDev = de standaard deviatie van de $^{10}\log$ getransformeerde NOEC over soorten, TmoA = het werkingsmechanisme van de stof.

CAS	Name	CountSpec	logAvgChron NOEC mg/l ²	StDev	TMoA
319846	alfa-HCH	16	-0,55	1,11	CYCLO
319857	beta-HCH	3	-0,78	1,11	CYCLO
319868	delta-HCH	6	-0,54	1,11	CYCLO
71008	epsilon-HCH		-0,62	1,11	CYCLO
58899	gamma-HCH (lindaan)	118	-1,73	1,11	CYCLO
115297	alfa-endosulfan	97	-2,61	1,11	CYCLO
1031078	alfa-endosulfaat	1	-1,12	1,11	CYCLO
57749	Chloordaan	28	-2,05	1,11	CYCLO
118741	Hexachloorbenzeen	14	-0,82	1,11	CYCLO
309002	Aldrin	53	-2,05	1,11	CYCLO
60571	Dieldrin	84	-2,48	1,11	CYCLO
72208	Endrin	108	-2,97	1,11	CYCLO
465736	Isodrin	2	-3,07	1,11	CYCLO
297789	Telodrin	4	0,52	1,11	CYCLO
76448	Heptachloor	54	-2,23	1,11	CYCLO
1024573	Heptachloorepoxide	4	-1,83	1,11	CYCLO
53190	o,p'-DDD		-2,41	0,91	DDT
3424826	o,p'-DDE		-2,41	0,91	DDT
#N/A	o,p'-DDT		-2,41	0,91	DDT
72548	p,p'-DDD	22	-2,31	0,91	DDT
72559	p,p'-DDE	9	-2,56	0,91	DDT
50293	p,p'-DDT	146	-2,37	0,91	DDT
7440382	As	56	0,23	0,7	AS
7440439	Cd	264	-0,93	0,98	CD
7440473	Cr	41	-0,16	0,9	CR
7440508	Cu	267	-1,54	0,71	CU
7439976	Hg	146	-1,80	0,7	HG
7440020	Ni	66	0,00	0,79	NI
7439921	Pb	89	-0,10	0,88	PB
7440666	Zn	188	-0,46	0,72	ZN
????	MinOil		-2,00	0,71	NPN
87865	Pentachloorfenol	101	-1,23	0,69	OXPHO
120127	Anthraceen		-1,52	0,71	NPN
56553	Benzo(a)anthraceen		-2,45	0,71	NPN
50328	Benzo(a)pyreen		-2,78	0,71	NPN
191242	Benzo(ghi)peryleen		-3,31	0,71	NPN
207089	Benzo(k)fluorantheen		-2,78	0,71	NPN
218019	Chryseen		-2,45	0,71	NPN
85018	Fenanthreen		-1,52	0,71	NPN
206440	Fluorantheen	25	-2,03	0,71	NPN
193395	Indeno(123cd)pyreen		-3,13	0,71	NPN
91203	Naftaleen		-0,72	0,71	NPN
7012375	PCB28		-0,33	0,64	PCB

² Hoewel hier erg veel zogenaamde significante cijfers worden gegeven, is er voor gekozen in het midden van berekeningen geen afrondingen te hanteren.

CAS	Name	CountSpec	logAvgChron NOEC mg/l ²	StDev	TMoA
35693993	PCB52		-0,37	0,64	PCB
37680732	PCB101	4	-1,15	0,64	PCB
31508006	PCB118		-1,97	0,64	PCB
35065282	PCB138		-1,29	0,64	PCB
35065271	PCB153		-1,45	0,64	PCB
35065293	PCB180		-1,53	0,64	PCB
87683	Hexachloor-1,3-butadien	7	-1,53	0,3	ALKAR

De onderscheiden primaire werkingsmechanismen, welke nodig zijn voor de mengselmodellering, zijn weergegeven in Tabel 9.

Tabel 9 Onderscheiden primaire werkingsmechanismen.

Werkingsmechanisme	TMoA afkorting
Alkylatie reactie	ALKAR
Arseen werking	AS
Cadmium werking	CD
Chroom werking	CR
Koper werking	CU
Neurotoxicant conform cyclodien	CYCLO
Neurotoxicant conform DDT	DDT
Kwik werking	HG
Nikkel werking	NI
Niet-polair narcotische werking	NPN
Oxidatieve fosforylatie	OXPHO
Lood werking	PB
PCB werking	PCB
Zink werking	ZN

Terrestrische toxiciteitgegevens - zware metalen:

De SSD-gegevens voor bodemorganismen en gebaseerd op totaalconcentraties van de zware metalen, zoals grotendeels afkomstig uit Crommentuijn et al. (2000b), zijn weergegeven in Tabel 10.

Tabel 10. SSD-gegevens voor bodemorganismen, gebaseerd op totaalconcentraties van de zware metalen in de toxiciteitstoetsen. FSD=Functional Sensitivity Distribution.

Stof	Aantal data en aantal soortgroepen waarop de data betrekking hebben	logAvgChron NOEC mg/kg	StDev	Opmerkingen
As	2 soortgroepen, 3 waarnemingen	1,750	0,102	
Cd	6 soortgroepen, 13 waarnemingen	1,083	0,703	
Cr	2 soortgroepen, 6 waarnemingen	2,411	0,508	
Cu	5 soortgroepen, 12 waarnemingen	2,483	0,645	
Hg	6 soil functions, 18 waarnemingen	1,553	0,757	Alleen FSD data aanwezig
Pb	6 soortgroepen, 13 waarnemingen	2,690	0,515	
Ni	3 soortgroepen, 9 waarnemingen	3,134	0,667	e-toxBase data
Zn	3 soortgroepen, 7 waarnemingen	2,586	0,261	

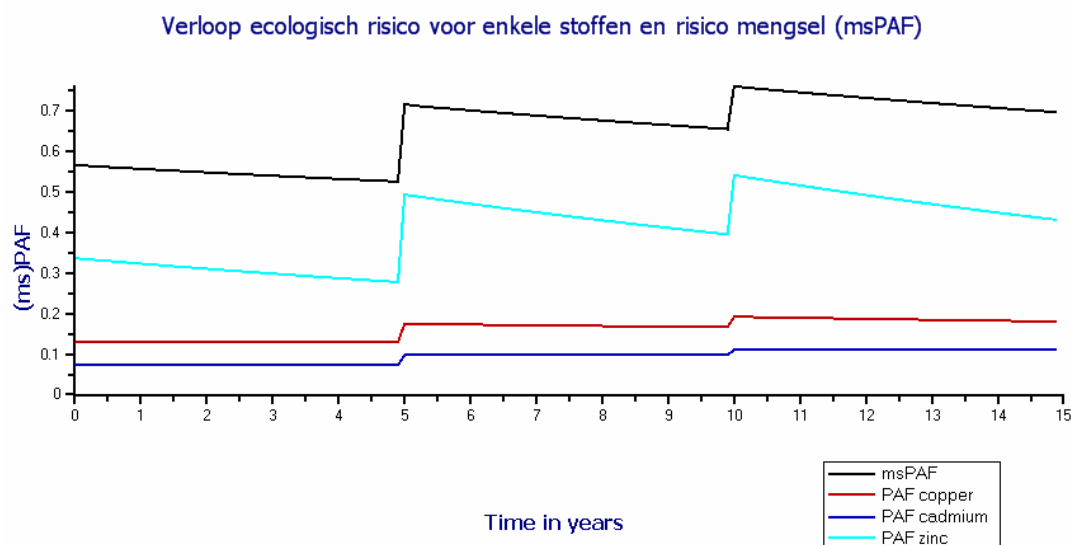
5.4 Voorbeeldresultaten ecologisch risico's

Met behulp van de voorspelde blootstellingsconcentraties, de PECs en de SSD-parameters is voor elke afzonderlijke stof de lokale toxische druk met *IRA-sed* berekend (eenheid: Potentieel Aangetaste Fractie, PAF). Vervolgens is voor elk mengsel met *IRA-sed* de totale lokale toxische druk berekend.

5.4.1 Beoordeling ecologische risico's per partij via msPAF

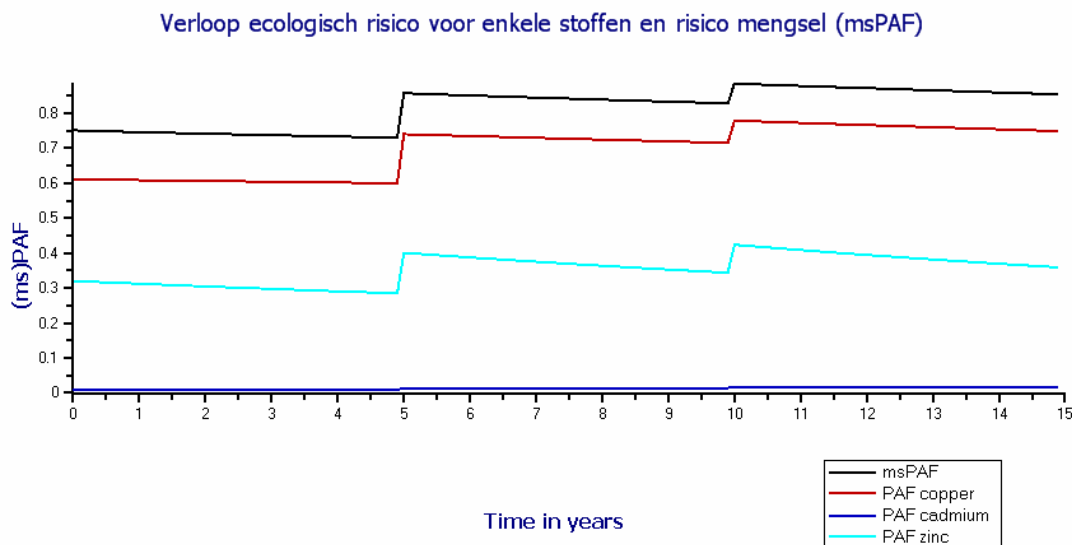
De module *ecologische risicobeoordeling* van *IRA-sed* kan voor elke afzonderlijke situatie de risiconiveaus per stof of stoffenmengsel berekenen. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 17 en Figuur 18. De lokale ecologische risiconiveaus variëren, net als de lokale bodemtotaal- en opgeloste concentraties (zie Figuur 4). Figuur 17 en Figuur 18 geven respectievelijk het tijdsverloop van het ecologisch risico van een aantal stoffen afzonderlijk (PAF per stof), alsmede van het totale mengsel (msPAF), voor respectievelijk de blootstellingsroute via totaalconcentraties en die via opgeloste concentraties.

Figuur 17 toont voor een geselecteerde partij uit de werkvoorraad (PROSPECT) het tijdsverloop van de risiconiveaus van een aantal stoffen (cadmium, koper en zink), alsmede de msPAF ten gevolge van deze drie stoffen. De voorspellingen zijn gebaseerd op het voorspelde verloop van de totaalconcentraties, en hebben betrekking op de risico's voor soorten waarvan de blootstelling gerelateerd is aan de totaalconcentratie in de bodem. Dit is zonder aftrek van de natuurlijke achtergrondblootstelling, waarvan geen lokale effecten verwacht worden. Dergelijke patronen kunnen beleidsmatig beoordeeld worden als bedacht wordt dat de oorspronkelijk gekozen operationalisatie van het beschermdoel ("100% structurele integriteit van ecosystemen") op de (ms)PAF-maatlat tot een kritische waarden leidt bij 0,05 (gerelateerd aan de HC5 en het het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau; het zogenaamde 95%-beschermingscriterium) en bij 0,5 ("Ernstige Bodem Verontreinigings Concentratie", EBVC, gerelateerd aan de HC50 en de Interventiewaarde). De verspreiding van deze partij zou leiden tot overschrijding van het MTR voor alle stoffen afzonderlijk, en ook voor het mengsel. De 50%-aantastingsgrens wordt overschreden voor alleen de msPAF.



Figuur 17. Het tijdverloop van de Potentieel Aangetaste Fractie van soorten (PAF per stof, en msPAF voor het mengsel) in een realistische situatie, veroorzaakt door de drievoudige verspreiding van baggerspecie op land, specifiek voor de stoffen cadmium, koper en zink en het mengsel. PAF en msPAF-waarden op basis van blootstelling via de totaalconcentraties.

Figuur 18 toont, analoog aan Figuur 17, het tijdsverloop van de (ms)PAF, maar nu in *IRA-sed* beoordeeld via blootstelling gerelateerd aan de poriewaterconcentraties. Omdat de oplosbare fracties en de soortengevoeligheidsverdelingen tussen de metalen relatief verschillen, verschillen ook de voorspelde risiconiveaus ten opzichte van de beoordeling via totaalconcentraties. Er zijn verschillende factoren die bijdragen aan het verschil tussen beide benaderingen, namelijk onder meer de relatief lage zuurgraad van Nederlandse veldbodems ten opzichte van de in de toxiciteitstesten gehanteerde zuurgraad (vaak een pH tussen 6 en 7), en het nog niet meewegen van de sorptie van metalen aan DOC in het poriewater. Als de huidige beoordelingswijze van *IRA-sed* echter gevolgd wordt, zou de verspreiding van de specie ook leiden tot overschrijding van de 50%-aantastingsgrens door koper alleen ($PAF_{Cu} > 0,5$), naast de overschrijding van deze grens door het gehele mengsel ($msPAF > 0,5$).



Figuur 18. Het tijdverloop van de Potentieel Aangetaste Fractie van soorten (PAF per stof, en msPAF voor het mengsel) in een realistische situatie, veroorzaakt door de drievoudige verspreiding van baggerspecie op land, specifiek voor de stoffen cadmium, koper en zink en het mengsel. PAF en msPAF-waarden op basis van blootstelling via de opgeloste concentraties.

Patronen zoals getoond in de beide figuren tonen aan op welke grondslagen de verspreiding van partijen afgekeurd zou kunnen worden bij de toepassing van de besliscriteria voor ecologische beoordelingen (5%, 50%, of een andere beleidsmatige grenswaarde voor onacceptabele risico's), en tonen ook duidelijk op welke wijze de beide blootstellingsscenario's uitwerken voor de beslissing. Zoals de beide figuren tonen, leidt de aanname dat blootstelling via poriewater plaatsvindt (vaak) tot een strengere beoordeling dan de aanname van blootstelling via totaalconcentraties. Indien echter de lokale bodemconcentraties voorafgaand aan de verspreiding worden beschouwd, en worden omgerekend in de msPAF in de uitgangssituatie, blijkt dat er sprake is van lokale msPAF-waarden voor de Nederlandse *bodems* (voorafgaand aan de verspreiding) die hoger zijn dan de waarde 0,05. Dit geldt met name voor de msPAF die afgeleid is van de opgeloste fracties. De relatief hoge ecologische risiconiveaus die waargenomen worden na verspreiding (met als illustraties Figuur 17 en Figuur 18) blijken ten dele toe te schrijven te zijn aan de bestaande landbodemcondities (zie Figuur 24 en de bespreking van deze figuur). Om deze reden is het nuttig niet alleen te kijken naar de absolute lokale waarde van het ecologische risico, maar ook naar de vraag of dit risico toe- of afneemt door de toepassing van baggerspecie (vergelijkbaar met de toegevoegd-risico benadering die ook bij de normstelling voor metalen toegepast wordt). Dit wordt verder besproken in paragraaf 5.4.3.

Aan de hand van de voorspelde concentraties per stof kunnen dus lokale ecologische risiconiveaus (of toename daarvan) per stof en/of per stofgroep worden berekend, en deze kunnen worden gebruikt voor de beslissing over verspreidbaarheid. *IRA-sed* kan dus voor de beoordeling van afzonderlijke baggerpartijen worden ingezet. Let op: de uitvoer van het *IRA-sed* model is in dit rapport uitgebreid weergegeven in de vorm van voorbeeldresultaten. Uiteraard is de uitvoer te vereenvoudigen voor de gebruikersversie (het beslismodel), waarbij

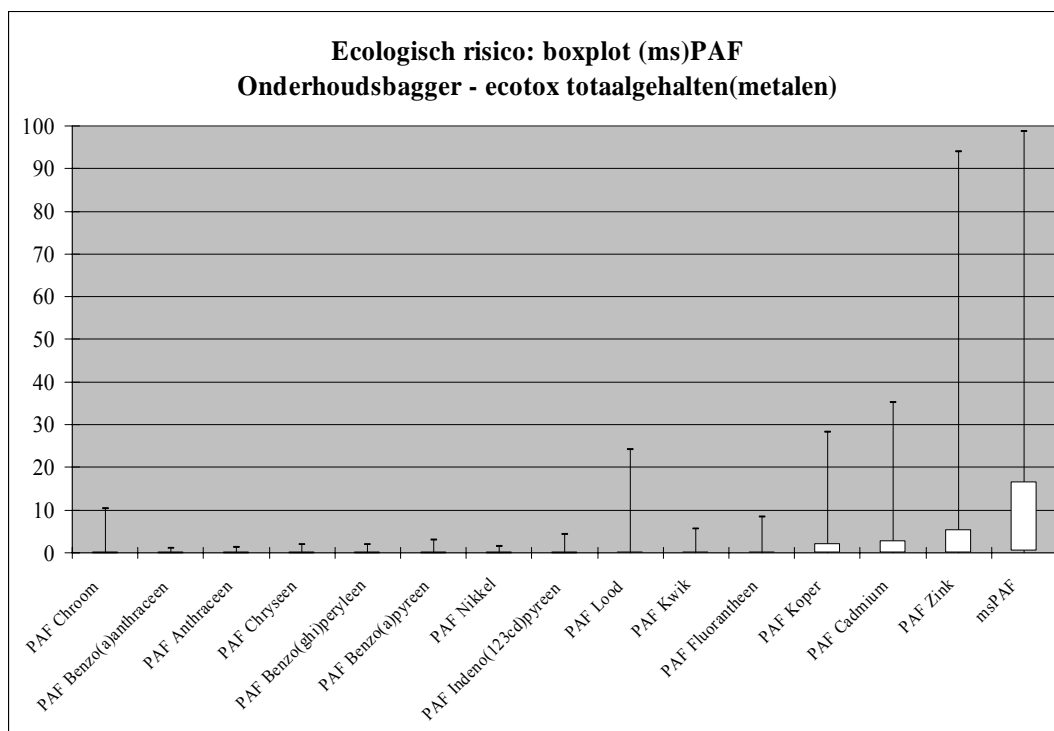
alleen de uitslag (wel of niet verspreidbaar) kan worden gegeven (al dan niet met onderliggende motieven, zoals de stof(fen) waarvoor het risico voor één van de beschermingsdoelen te hoog is).

5.4.2 Beoordeling ecologische risico's van de werkvoorraad via msPAF

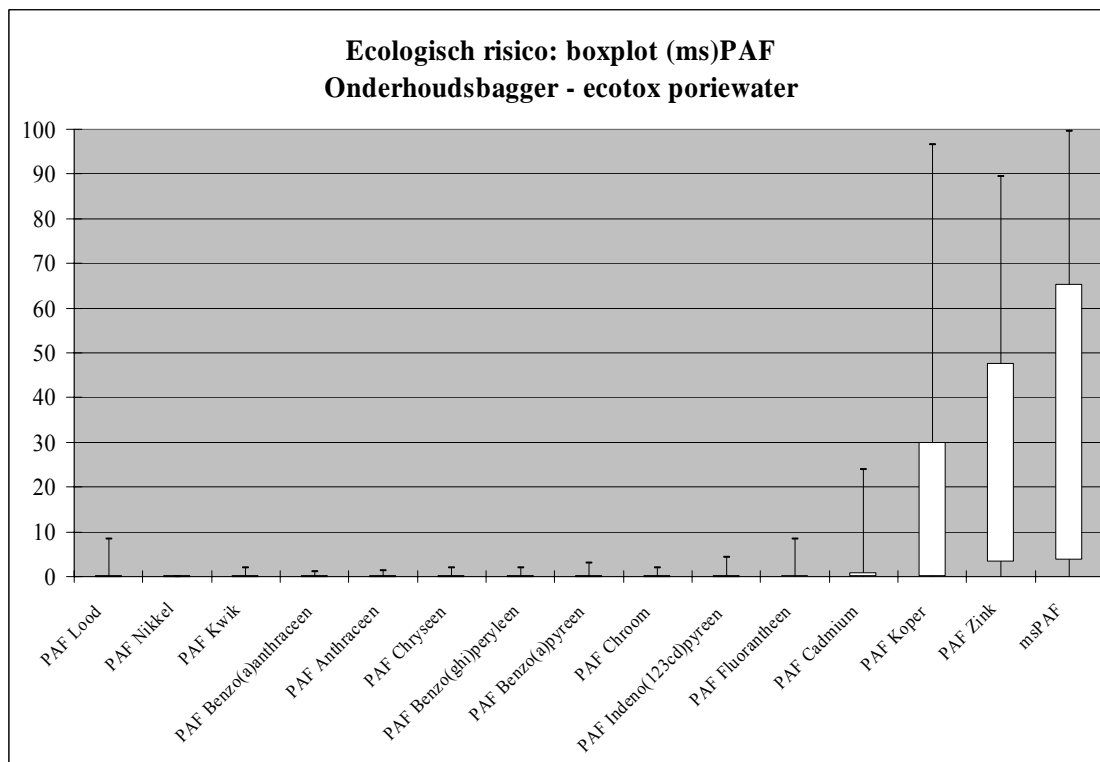
Naast de toepassing van *IRA-sed* voor de beoordeling van afzonderlijke partijen werd in het eerste Rapport (Posthuma et al. 2006) gemeld dat het beslismodel ook gebruikt kan worden voor het toetsen van de aanpak ten opzichte van de landelijke werkvoorraad.

Figuur 19 en Figuur 20 vertonen de spreiding in het lokale ecologische risiconiveau (msPAF) voor alle PROSPECT-partijen en lokaties, respectievelijk voor blootstelling via de totaal- en via de poriewaterconcentratie. In beide berekeningsvarianten leiden de metalen zink en koper tot de meeste overschrijdingen van risicogrenswaarden (zoals het 5- of 50% aantastingsniveau), en daarmee (indien een grenswaarde wordt toegepast) tot de grootste beperkingen bij de verspreiding. De absolute aantallen verschillen echter sterk tussen beide varianten. De variant waarin de blootstelling aan metalen via poriewater wordt gemodelleerd levert ruim tweemaal zoveel overschrijdingen van de risicogrensen op, dan de variant waarin de blootstelling voor metalen via totaalconcentraties wordt gemodelleerd (dit betreft het risiconiveau van 5% ($msPAF_{NOEC}=5\%$), waarbij het beschermingsniveau dus 95% is). Dit verschil wordt wel de “window of prediction” genoemd. Het “window of prediction” (tussen beide blootstellingsscenario's) is wezenlijk kleiner als de *toename* van msPAF veroorzaakt door de verspreiding wordt gemodelleerd (zie Figuur 23).

Indien de “hoe erg”-vraag beantwoord wordt zoals in bovenstaande figuren, kan een verspreidingsbelissing worden afgeleid als de grenswaarden beleidsmatig zijn vastgesteld. In onderstaande analyses is het 95%-beschermingsniveau als besliscriterium gehanteerd (dat wil zeggen: msPAF-waarden groter dan 5% leiden tot een niet-verspreidbare partij). De figuren zullen, bij andere besliscriteria, andere uitkomsten vertonen. De getoonde figuren illustreren daarom slechts de mogelijkheden die het beslismodel biedt om inzicht te krijgen in de mate van verspreidbaarheid en de risiconiveaus die een bepaalde set besliscriteria oplevert.

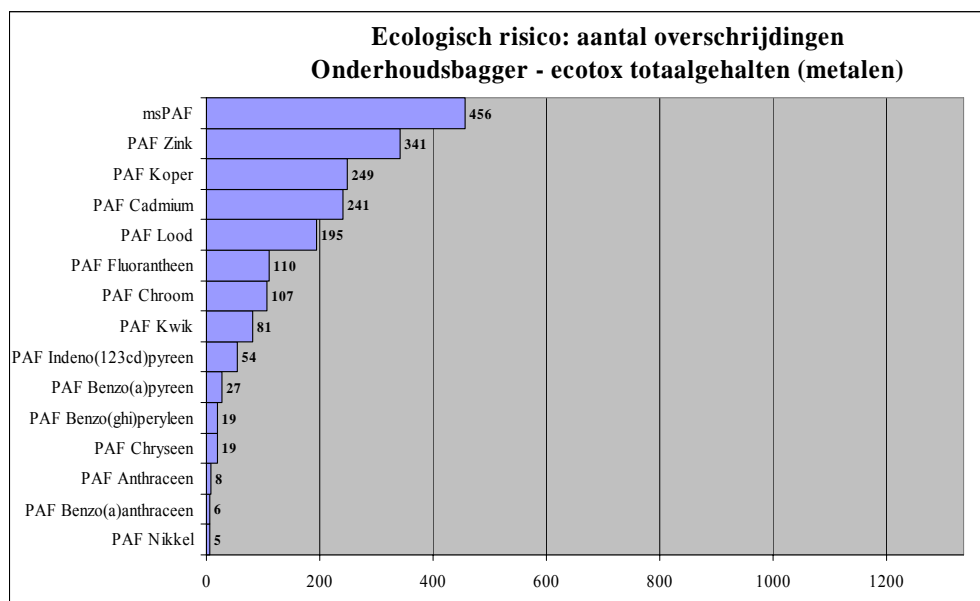


Figuur 19. “Hoe erg”: de spreiding in ecologisch risiconiveau dat ontstaat ten gevolge van blootstelling aan afzonderlijke stoffen of hun mengsel - blootstelling o.b.v. totaalconcentraties voor metalen. Y-as = lokaal risiconiveau, gekwantificeerd als (ms)PAF, van 0-100%. De msPAF heeft betrekking op de getoonde set van afzonderlijke stoffen.

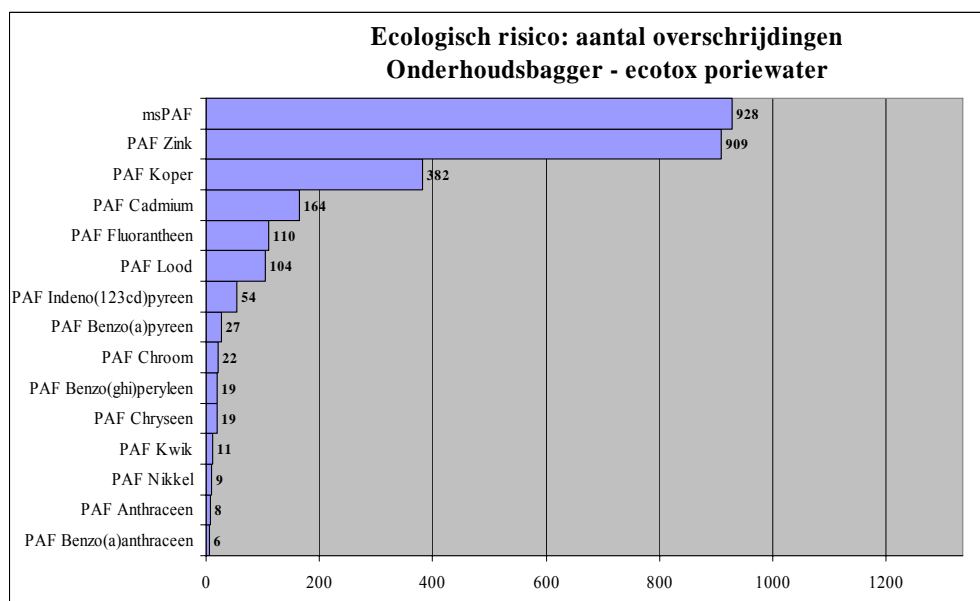


Figuur 20. “Hoe erg”: de spreiding in ecologisch risiconiveau dat ontstaat ten gevolge van blootstelling aan afzonderlijke stoffen of hun mengsel - blootstelling o.b.v. poriewaterconcentraties. Y-as = lokaal risiconiveau, gekwantificeerd als (ms)PAF, van 0-100%. De msPAF heeft betrekking op de getoonde set van afzonderlijke stoffen.

Figuur 21 en Figuur 22 tonen voor welke fractie van de partijen het ecologische beslis criterium zou worden overschreden bij verspreiding op het aanliggende perceel. Dit wordt getoond per stof en voor het mengsel van stoffen (msPAF), en voor de twee berekeningsvarianten (blootstelling via totaal- respectievelijk via poriewaterconcentraties). Beide figuren geven een indruk van het antwoord op de vraag “hoe vaak” verspreiden niet toegestaan zou zijn: hoe kleiner de balk, hoe groter de fractie van partijen die zonder overschrijding van het lokale ecologische risicocriterium (voor stoffen of mengsels) kan worden verspreid.



Figuur 21. “Hoe vaak” verspreidbaar: de aantallen overschrijdingen van het ecotoxicologische beslis criterium - blootstelling o.b.v. totaalconcentraties voor metalen – beoordeeld voor 1356 partijen onderhoudsbagger.



Figuur 22. “Hoe vaak” verspreidbaar: de aantallen overschrijdingen het ecotoxicologische beslis criterium – blootstelling o.b.v. poriewaterconcentraties – beoordeeld voor 1356 partijen onderhoudsbagger.

Ook deze figuren geven een gewijzigd beeld indien gekeken wordt naar de toename van de waarde van de msPAF die door de baggerspecie ontstaat, gegeven de lokale waarde van de msPAF van de bodem voorafgaand aan de verspreiding (zie volgende paragraaf).

5.4.3 Beoordeling via de toegevoegd-risicobenadering (delta-msPAF)

Diverse eerdere rapportages over de waarde van het ecologische risiconiveau voor Nederlandse bodems toonden aan, dat er sprake is van lokaal relatief hoge waarden van de msPAF. Deze gegevens zijn afgeleid van databestanden over bodemkwaliteit (zie Tabel 3). Figuur 24 toont de spreiding in risiconiveaus die berekend is uit de in deze studie gebruikte bodemdatabestanden. De verklaring voor dit verschijnsel is overigens de relatief lage zuurgraad van veel Nederlandse bodems. Omdat deze zuurgraad (veel) lager is dan de zuurgraad van de standaardtoetsen waarmee de normen oorspronkelijk zijn afgeleid kan een lokale PAF voor metalen hoger uitkomen dan 5%, en kan de lokale msPAF dus nog hoger uitkomen. Dit suggereert dat een analyse van de toename van de msPAF (delta-msPAF) door verspreiding nuttig zou kunnen zijn, om te voorkómen dat verspreiding van relatief schone bagger wordt afgekeurd omdat de lokale msPAF van de bodem de grenswaarde al overstijgt.

Om het effect van beoordeling via de toename van de msPAF (toegevoegd-risicobenadering, ofwel delta-msPAF) te illustreren werden berekeningen uitgevoerd aan de werkvoorraad. De bestaande werkvoorraad werd daartoe geanalyseerd volgens de bestaande klassenindeling. De resultaten van deze analyse zijn weergegeven in Figuur 23. Deze figuur illustreert de volgende dingen:

- 1) Bij de interpretatie van de lokale msPAF-waarden als absolute waarden na verspreiding (beide bovenste figuren) blijkt dat alle risiconiveaus groter dan nul zijn ($msPAF > 0$) en opkunnen lopen tot (bijna) 1 (100%). Zowel bij de totaal- als bij de poriewaterbenadering is er sprake van een oplopend risico bij oplopende klasse, maar bij de totaalconcentratiebenadering is de variabiliteit veel geringer. De hogere variabiliteit bij de poriewater-gebaseerde analyses is (veel) groter door (onder meer) het effect van de lokale pH op de beschikbaarheid en toxiciteit van metalen. Op basis van beide figuren zouden er veel partijen worden afgekeurd bij een gegeven grenswaarde.
- 2) Bij de interpretatie van de lokale msPAF-waarden als toegevoegde waarden na verspreiding (beide onderste figuren) blijkt dat er sprake kan zijn van zowel toe- als afname van lokale risiconiveaus na verspreiding van baggerspecie. Bij verspreiding van klasse-0 specie lijkt er zelfs voornamelijk sprake te zijn van afnemende risiconiveaus. Ook in deze beide gevallen nemen de voorspelde risiconiveaus toe met toenemende klasse. Hierbij is het echter zo, dat de beide blootstellingsscenario's (totaal- en poriewaterbenadering) vrijwel gelijke patronen opleveren (vergelijkbaar qua niveaus en vergelijkbaar qua spreiding).

Uit de figuren kan geconcludeerd worden dat er bij de analyse van de delta-msPAF een duidelijk beeld ontstaat van de bijdrage van de stoffen uit de bagger aan de lokale risiconiveaus. De onzekerheid die er bestaat over de blootstellingsroutes van bodemorganismen wordt bij deze vorm van analyseren kennelijk grotendeels teniet gedaan.

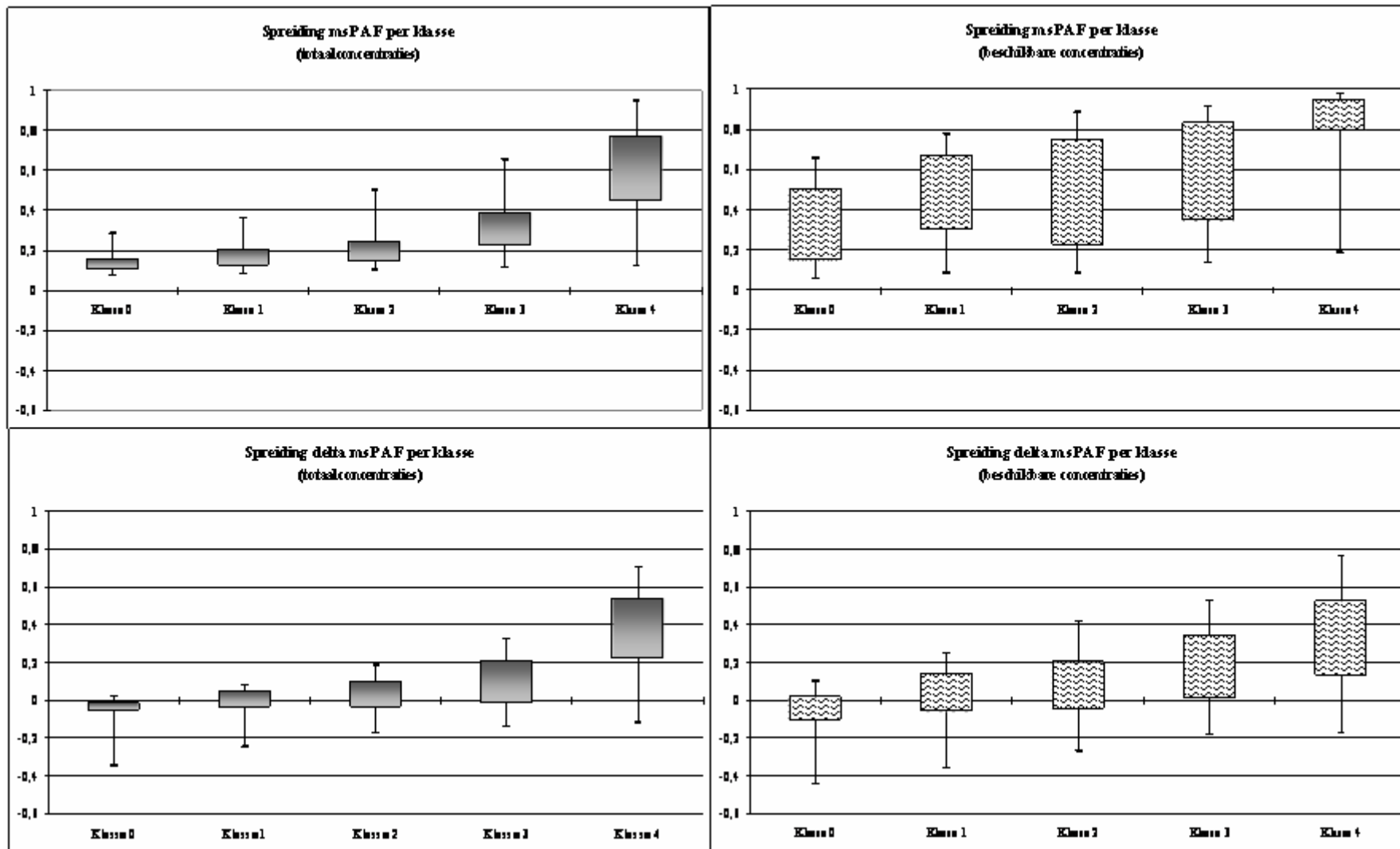
In lijn met het stand still beginsel (zoals dat toegepast kan worden op de concentraties van afzonderlijke stoffen, zie Rapport 1 (Posthuma et al. 2006), zou een op ecologische risico's gerichte beslissing over verspreiden van baggerspecie mogelijk het beste kunnen plaatsvinden op basis van delta-msPAF waarden.

5.5 Conclusies, discussie en aanbevelingen ecologische risico's

5.5.1 Conclusies

Over de ecologische risicobeoordeling in *IRA-sed* kan het volgende geconcludeerd worden.

- De werkwijze voor de ecologische risicobeoordeling voldoet aan de eis die in de Beleidsbrief bodem gesteld zijn, namelijk dat de beoordeling specifiek gericht moet zijn op de lokale risico's, die mede bepaald worden door lokale bodemcondities en door lokaal bodemgebruik
- De werkwijze is afgeleid van- en maakt gebruik van een systeemgerichte beschrijving om lokale concentraties en oplosbare concentraties van stoffen af te leiden, en van een bestaand model (de SSD-benadering) voor lokatiespecifieke ecologische risicobeoordeling
- De werkwijze is operationeel voor de beperkte set van stoffen waarvoor de PEC-modellering mogelijk was (zie stoffenselectie in Rapport 1 van deze serie), en kan (modulair) uitgebreid worden voor stoffen waarvoor de benodigde kennis aanwezig is.
- De ecologische risicobeoordeling kan, naast de beoordeling op structuurrisico's (msPAF voor soorten) ook gericht worden op de drie andere regelmatig gehanteerde ecologische beschermdoelen (functionele risico's, via de FSD-benadering), fytotoxiciteit en doorvergiftiging. In dit rapport is vooralsnog alleen de risico-analyse voor structurele effecten (via SSDs) toegepast. De precieze effecten op de verspreidbaarheid van bagger zijn niet op voorhand te voorspellen.
- Als beleidsmatige beslisriteria kunnen de gebruikelijke criteria gehanteerd worden, zoals het 95%- of het 50% beschermingscriterium per stof, maar ook andere beschermingsniveaus (n %), per stof of voor stoffenmengsels.
- De ecologische risicobeoordeling kan plaatsvinden voor alle stofgroepen waarvoor laboratoriumgegevens beschikbaar zijn, en kan uitgevoerd worden per stof en voor de mengsels. Binnen stofgroepen met overeenkomstige werkingsmechanismen wordt in het laatste geval gewerkt met het concentratie-additie model, tussen stofgroepen met het respons-additie model.
- Er is een mogelijkheid om bij de ecologische risicobeoordeling te werken met het toegevoegd-risicoconcept; dit is aanbevelenswaardig, omdat de lokale bodems op de msPAF-schaal, voorafgaand aan verspreiding, al hoge (ms)PAF-waarden vertonen. Zonder toepassing van het toegevoegd-risicoconcept zou de verspreiding van partijen baggerspecie op basis van ecologische risiconiveaus kunnen worden afgewezen, terwijl die partijen niet de oorzaak zijn van de lokale risiconiveaus.



Figuur 23. Resultaten van msPAF-analyses van de werkvoorraad baggerspecie ingedeeld volgens de bestaande klassensystematiek voor (linksboven) de absolute waarden van de msPAF bij het blootstellingsscenario via totaalconcentraties, (rechtsboven) idem via poriewater, (linksonder) de toename van de msPAF bij blootstelling via totaalconcentraties, en (rechtsonder) idem via poriewater.

- De ecologische risicomodellering in *IRA-sed* is opgebouwd uit een aantal bestaande modules (bijvoorbeeld de PEC-module die de lokale concentraties voorspelt en SSD-module die de lokale ecologische risiconiveaus modelleert). Deze combinatie van modules kan voor verschillende doeleinden worden gebruikt, zoals voor het stellen van lokale ambities
- In vergelijking met de beoordeling van verspreidingsbeperkingen door humane risico's lijken de ecologische risico's bij de bestaande beoordelingscriteria (MTR en VR voor humane risico's, en 95%-beschermingsniveau voor ecologische risico's) sterker beperkend voor verspreiding van baggerspecie dan de humane risico's. Waarschijnlijk wordt dit verschil nog sterker benadrukt als het lokale, actuele bodemgebruik in de beoordeling gehanteerd wordt in plaats van het in de figuren gehanteerde concept dat het bij een partij behorende perceel de betreffende functie zou *kunnen* krijgen.

5.5.2 Discussie

Het prototype van het beslismodel *IRA-sed* kan voor de aspecten van de ecologische risicobeoordeling op een aantal punten definitief gemaakt en/of verbeterd worden.

In wetenschappelijk zin zijn de in de volgende paragrafen genoemde aspecten van belang.

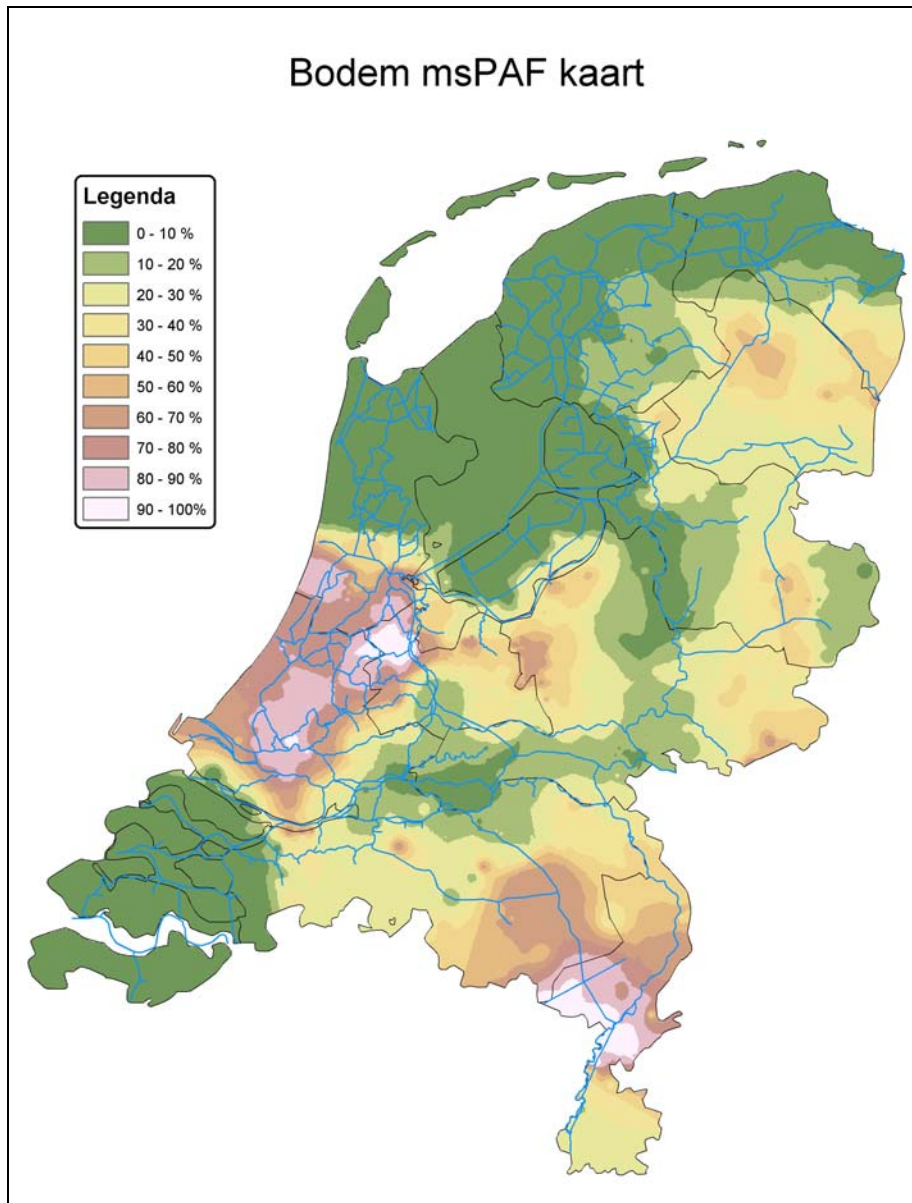
5.5.2.1 Analyse blootstellingsscenario's en "window of prediction"

De kwantificering van de lokaal te verwachten ecologische risiconiveaus toonde grote verschillen tussen de twee onderzochte blootstellingsscenario's. De blootstellingsmodellering van metalen via poriewater lijkt via de "hoe erg" figuren tot een hogere waarde van het risico te leiden dan verwacht werd. Immers, de verwachting was, dat alle gebieden gemiddeld een msPAF van minder dan 5% zouden hebben, aangezien deze waarde algemeen als het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor ecosystemen beschouwd wordt. De waarnemingen van de ecologische risicoanalyse waren de aanleiding voor nader onderzoek van de oorzaak van de hoge "hoe erg" bepalingen.

Als achtergrondinformatie werd een msPAF-kaart (op basis van poriewaterconcentraties) voor de bodems van Nederland afgeleid (Figuur 24). De informatie hiervoor was afkomstig uit Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, zonder zogenaamde "hotspots" van verontreiniging, en landsdekkend gemaakt door eenvoudige interpolatie van de gegevens naar het getoonde patroon. De msPAF, als maat voor mengselrisico, die berekend wordt op basis van lokale poriewaterconcentraties, suggereert dat de Nederlandse bodems (zonder verspreiding van baggerspecie) al gekenmerkt zouden worden door redelijk hoge risiconiveaus voor poriewater-blootgestelde bodemorganismen. Dat wil zeggen: voor veel lokaties wordt voorspeld dat het 95% beschermingscriterium (ruim) wordt overschreden. Een dergelijke kartering voor het blootstellingsscenario via totaalconcentraties levert veel lagere absolute msPAF-waarden (kaart niet getoond).

Uit Figuur 25 blijkt dit verschijnsel op een andere wijze. Het poriewatermodel voorspelt voor het merendeel van de lokaties naast een PROSPECT partij (alle 5697 partijen getoond) dat het ecologische risico zonder verspreiding van baggerspecie meer dan 5% zou zijn.

Dergelijke risiconiveaus zijn mogelijk in numerieke zin correct, maar de ecologische- en beleidsmatige interpretatie zijn nog onvolledig duidelijk.



Figuur 24. Ecologische risiconiveaus (msPAF van metalen, in %) van relatief onvervuilde bodem voor geheel Nederland, op basis van geïnterpoleerde gegevens van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, aannemende dat de blootstelling plaatsvindt via poriewater (voor gegevens: zie Tabel 3).

De volgende argumenten moeten gewogen worden. In de eerste plaats (wetenschappelijk) is de relatie tussen overschrijding van NOECs en het optreden van veldeffecten nog niet precies gelegd – wel in relatieve zin, maar niet in absolute zin (dus: nog niet dat de biodiversiteitseffecten gegeven worden door een heldere lineaire relatie waarbij geldt dat het effect beschreven kan worden als functie van msPAF: $\text{Effect} = f(\text{msPAF})$).

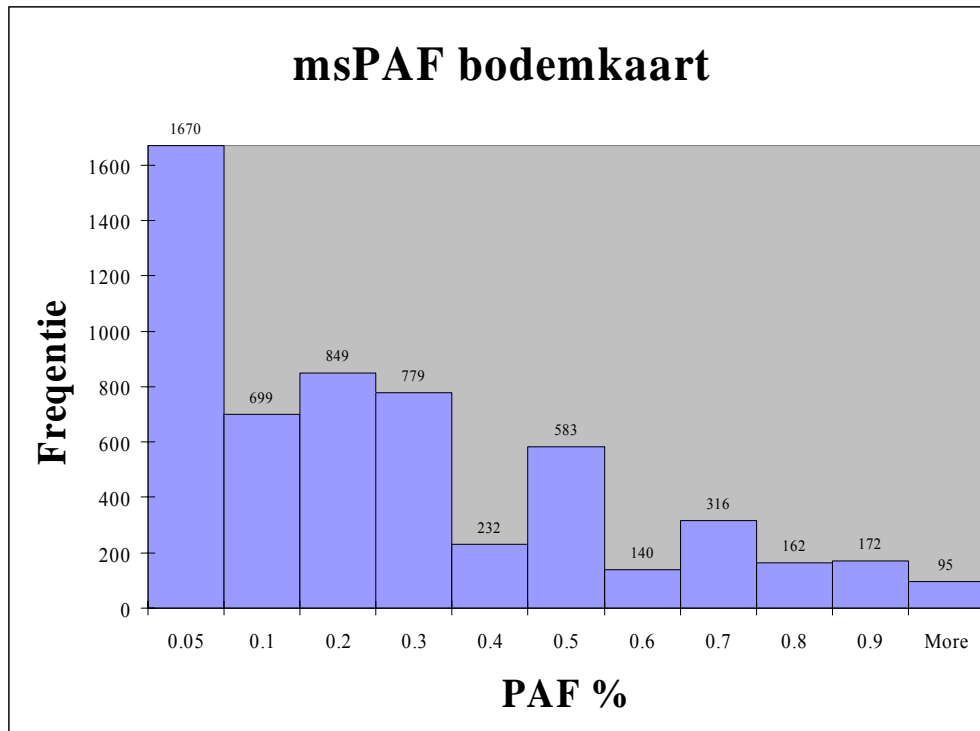
Voor populaties van soorten houdt NOEC-overschrijding niet meteen in dat de populatie uitsterft. Dit betekent dat de msPAF-kartering op basis van NOECs mogelijk geen goed beeld geeft van de spreiding in de daadwerkelijk te verwachten aantasting van de ecosystemen via

populatie-effecten, dat wil zeggen: de getoonde spreiding zouden een overschatting daarvan zou kunnen zijn.

In de tweede plaats zouden de msPAF-patronen na verspreiding (beleidsmatig) geïnterpreteerd kunnen worden tegen de msPAF-patronen van de landbodem, ofwel: beoordeling van de toename van de lokale (ms)PAF in plaats van de absolute waarde na menging, zoals getoond in Figuur 23. Toevoeging van baggerspecie kan al dan niet leiden tot een stijging van de msPAF. De fractie partijen die afgekeurd wordt voor verspreiding wordt kennelijk voor een belangrijk deel bepaald door de landbodemkwaliteit. Mogelijk moet er, mede in relatie tot het stand still beginsel, onderscheid gemaakt worden tussen risico's die ontstaan zijn door al de aanwezige condities in de bodem en de extra risico's die toegeschreven kunnen worden aan stoffen in de bagger. Zie verder Posthuma et al. (2006), bij de behandeling van de resultaten van stand still beoordelingen.

De variant waarbij de blootstelling aan metalen via de totaalconcentraties wordt berekend, voorspelt voor bodems met concentraties ter hoogte van de generieke achtergrondwaarden volgens de gehanteerde risicomodellering in dit geval geen risico, omdat de benadering voor metalen in dit geval uitgaat van het concept van toegevoegde risico's (Crommentuijn et al. 2000a). Dit maakt de laatstgenoemde variant geschikt om de bijdrage aan het risico van bagger direct zichtbaar te maken, aangezien het bij baggerverspreiding per definitie om toegevoegd materiaal gaat.

Als beide blootstellingsroutes realistisch zijn (bijvoorbeeld voor een deel van de soorten geldt de ene blootstellingsroute, en voor het andere deel de ander), en als beide vormen van risicomodellering gericht worden op het toegevoegde risico dat ontstaat door de verspreiding van baggerspecie, blijken de boven- en ondergrenzen van de te verwachten risiconiveaus (het "window of prediction") relatief beperkt te zijn, en kan een goede beslissing worden genomen. Voor de laatste optie kan aangenomen worden dat de poriewater-route de risico's mogelijk overschat, terwijl de andere blootstellingsroute de risico's mogelijk onderschat. Een "window of prediction" kan gebruikt worden voor besluitvorming: als beide routes immers leiden tot de conclusie dat de specie verspreidbaar is, dan is dat een goede basis voor besluitvorming, ook al is het preciese risiconiveau dat zal ontstaan wetenschappelijk nog niet geheel duidelijk. Het "window of prediction" is overigens relatief klein als gekeken wordt naar de lokale toename van de msPAF (zie Figuur 23).



Figuur 25. Spreiding van bodemrisiconiveaus voor relatief onvervuilde Nederlandse bodems, voorspellingen voor lokaties naast PROSPECT partijen – modellering van ecologische risiconiveaus op die lokaties via de aanname dat blootstelling plaatsvindt via poriewater. Figuur overeenkomstig met Figuur 24.

5.5.2.2 Plausibiliteit en betekenis

De uitkomsten van de ecologische-risicomodule geven een resultatenbeeld dat overeenkomt met praktijkervaringen op RIVM, RIZA en Alterra. De resultaten van de ecologische risicobeoordeling zijn daarom plausibel, maar bevinden zich voor een deel op een concentratie- en risiconiveau waarbij de ecologische interpretatie van de verkregen gegevens in termen van (waarneembare) effecten niet heel helder is.

Overschrijding van het 95%-beschermingscriterium is enerzijds simpelweg een overschrijding van de huidige risicogrenzen, maar deze overschrijding gaat niet noodzakelijkerwijze direct gepaard met grote biodiversiteitseffecten (Posthuma et al. 2001; Posthuma et al. 1998; Smit et al. 2002; Van den Brink et al. 2002). De genoemde validatiestudies tonen aan dat er rond de HC5 van een stof, of het 95%-beschermingscriterium voor een mengsel, sprake kan zijn van effecten op afzonderlijke soorten, maar dat deze effecten op het niveau van levensgemeenschapsparameters niet significant zijn. Op het niveau van de HC50 van een stof, ofwel het 50%-beschermingscriterium, is er ofwel sprake van significante effecten op populatie- en levensgemeenschapsniveau, hetzij van aanstaande effecten. Dit laatste houdt in, dat een kleine extra verhoging van concentraties kan leiden tot significante effecten.

Naast de genoemde algemene validatie-studies over het msPAF-concept is er onlangs ook gepubliceerd over de ecologische effecten van baggerspecie in bioassays met

bodemorganismen. Peijnenburg et al. (2005) hebben experimenten uitgevoerd met bagger- en bodemmengsels, waarin zowel stofgedrag als opname en effecten werden gemonitord. Zij concludeerden dat het toepassen van biobeschikbaarheidsoverwegingen, beoordelingsmethodieken voor mengsels en het rekening houden met afbraak van stoffen belangrijke factoren zijn waardoor het lokale risico bepaald worden. Dit ondersteunt in algemene zin de aanpak die in de ecologische risicobeoordeling van *IRA-sed* gevolgd wordt.

5.5.2.3 Het 95%-beschermingscriterium, en varianten per bodemgebruiksvorm

Figuur 21 en Figuur 22 zijn afgeleid bij de aanname dat elke partij onderhoudsbagger beoordeeld zou worden op basis van het 95%-beschermingscriterium. De beoordeling kan echter ook plaatsvinden door het bodemgebruik op het naastliggende perceel van een PROSPECT-partij te verdisconteren, waarbij de beleidsmatige beslisriteria per gebruiksvorm zouden kunnen verschillen. Er hoeft bijvoorbeeld niet overal sprake te zijn van beoordeling van “ecologische kwaliteit” op hetzelfde niveau. De beoordeling per gebiedstype zou kunnen verschillen, met als willekeurige keuze een beschermingsniveau van bijvoorbeeld 80% voor een industrieterrein. In dergelijke gevallen zal de verspreidbaarheid toenemen ten opzichte van de figuur. Hoe minder streng en hoe minder vaak de ecologische beoordeling zal worden toegepast als beoordelingsgrondslag (bijvoorbeeld: niet toepassen voor industrieterrein), hoe kleiner de fractie partijen die als niet-verspreidbaar zal worden geoormerkt.

5.5.2.4 Representativiteit van het voorspelde structurele risico

De risicobeoordelingen die met *IRA-sed* uitgevoerd zijn waren beperkt van omvang. Hierbij spelen een aantal factoren een rol.

1. In de introductie van de risicobeoordeling voor ecosystemen is al gememoreerd dat er in het verleden bij de normstelling altijd vier beschermingsdoelen gehanteerd werden, waarbij de meest gevoelige nog altijd leidend is voor de normstelling. Er moest immers overal en altijd gelden: “veilig is veilig”, ook als de beschikbaarheid van stoffen maximaal was, als er een mengsel aanwezig zou zijn, en als de blootgestelde soorten erg gevoelig zouden zijn. Bij omkering van dit systeem zou de volledige aanpak hebben moeten leiden tot analyse van de msPAF voor soorten, voor processen/functionaliteiten, voor vegetatie en voor afzonderlijke soorten (via doorvergiftiging). In het werk dat tot heden is uitgevoerd is uitsluitend gewerkt aan de structureffecten (via beide blootstellingsroutes). De proceseffecten zijn uitsluitend vanwege praktische beperkingen tot heden niet beschouwd. Het is zeer wel mogelijk om alle beschermingsdoelen in het beslismodel *IRA-sed* te wegen, wederom volgens het principe dat de meest gevoelige subreceptor (structuur of processen of vegetatie of doelsoort) leidend zou moeten zijn voor de verspreidingsbeslissing.
2. De toegepaste analysemethoden voor de bepaling van blootstellingsconcentraties en de berekening van risiconiveaus daaruit zouden beter in evenwicht gebracht kunnen worden. In de huidige versie van *IRA-sed* zijn alle methodieken voor de risicobeoordeling die voorhanden waren simpelweg “gekoppeld” tot de integrale blootstellings- en risicobeoordeling die plaatsvindt in *IRA-sed*. Nadere beschouwing

zou er toe kunnen leiden dat de toegepaste methoden niet evenwichtig zijn wat betreft hun complexiteit en voorspellingsprecisie. *IRA-sed* zou kunnen worden geëvalueerd met als doelstelling om alle modules methodologisch beter op elkaar af te stemmen. In Posthuma et al. (In Press) wordt uiteengezet dat een systeem van risicobeoordeling bij voorkeur zou moeten bestaan uit methodologisch evenredige componenten, dus evenredige methoden voor zowel blootstellings- als effectmodellering.

5.5.2.5 Variatie op de werkwijze voor mengselrisicobepaling

Indien een combinatietoxiciteitsevaluatie wordt uitgevoerd met de risiconiveaus die voor de individuele contaminanten zijn berekend met de SSD methode, is het voor te stellen dat het werkingsmechanisme van een enkele stof verschillend kan zijn voor de afzonderlijke soorten of soortsgroepen. Zo is een fotosyntheseremmend herbicide als bijvoorbeeld atrazine niet of nauwelijks toxisch voor organismen die niet zijn voorzien van chloroplasten en bladgroen. Voor alle niet plantaardige organismen heeft atrazine naar alle waarschijnlijkheid slechts een narcotiserende werking, waarvan schade bij een veel hogere concentratie mag worden verwacht dan de werkzame concentratie in planten. Dergelijke verschillen in soortspecifieke gevoeligheid zijn met name te verwachten bij de bestrijdingsmiddelen, die uiteraard juist hiervoor zijn ontworpen. Een zuivere schatting van de combinatietoxiciteit en het gecombineerd risico van blootstelling aan mengsels toxicanten kan worden verkregen door de combinatieberekeningen gescheiden uit te voeren voor de verschillende taxonomische groepen, en het risico pas als laatste stap over deze groepen te middelen. Van de mogelijkheid om voor verschillende soortengroepen verschillende SSDs af te leiden (vanwege hun typerende gevoeligheden) is in het model *IRA-sed* voor de berekeningen van het ecologisch risico nog geen gebruik gemaakt.

5.5.2.6 Beleidsmatige aspecten

In beleidsmatige zin zijn de volgende aspecten van belang:

- vaststellen van het toetsingskader, niet alleen de numerieke aspecten daarvan (zoals keuze voor n -% beschermingsniveau), maar ook het niet-numerieke aspect *wanneer* (bij welk bodemgebruik) er op ecologische risico's getoetst wordt, en of de toetsing ook gericht moet zijn op *toekomstige* vormen van bodemgebruik;
- inpassen van de beoordeling, voor zover nodig, in de vernieuwde wettelijke regels, zoals die uiteindelijk zullen resulteren uit de initiatieven die in de Beleidsbrief Bodem zijn aangekondigd. Het lijkt er momenteel op, dat dit zal betekenen dat er voor het zogenaamde gebiedsspecifieke beleidsspoor een beslismodel voor dagelijks gebruik zal worden ontwikkeld.

5.5.2.7 Praktische aspecten

In praktische zin zal aan de beheerders een eenvoudig te hanteren beslissingsondersteunend systeem moeten worden aangeboden. Dit vraagt om de ontwikkeling van prototype naar gebruiksvriendelijk beoordelingsinstrument.

5.5.3 Aanbevelingen

Aanbevolen wordt om enerzijds de noodzakelijke ontwikkelstappen voor completering van de ecologische risicobeoordeling in *IRA-sed* te maken (completering relevante stoffenset, ontwikkelen van de methodiek voor de drie andere beschermdoelen, de keuze van besliscriteria en toepassing van die criteria, klaarmaken voor dagelijkse toepassing). Anderzijds wordt aanbevolen om het ontwikkelde systeem voor de toekomstige dagelijkse gebruiker uit te leggen, bijvoorbeeld in een Technische Handleiding van *IRA-sed* en een kort Achtergronddocument, alsmede gepopulariseerde publikaties in relevante Nederlandse tijdschriften.

6. Gevoeligheidsanalyse van *IRA-sed*

6.1 Algemeen: het nut van gevoeligheidsanalyse

In Tabel 3 staan de belangrijkste modelvariabelen die in *IRA-sed* voor de lokatiespecifieke risicobeoordeling gehanteerd worden. Voor de praktische toepassing moet nog gekozen worden hoe het model gebruikt zal gaan worden. Dit kan namelijk op basis van actuele, lokale metingen van alle relevante, gemodelleerde parameters, of op basis van bodemkaarten van enkele geselecteerde stuurparameters. In het laatste geval zouden dit uiteraard de parameters moeten zijn die het risico het sterkst beïnvloeden. Enerzijds is voor de praktijk minimalisatie van het aantal te meten veldparameters wenselijk. Anderzijds kan vanuit de risicomodellering aangegeven worden welke parameters het risico het sterkst bepalen.

Via de toepassing van *IRA-sed* op (delen van) de werkvoorraad kan bestudeerd worden wat de kwantitatieve invloed van de omgevingsvariabelen op de modeluitkomsten voor alle partijen is. Dit is een gevoeligheidsanalyse van *IRA-sed*. Hiermee kan de relatieve invloed van de verschillende variabelen op de mate van verspreidbaarheid inzichtelijk wordt gemaakt. Welke parameters bepalen de lokale concentraties en de lokale risiconiveaus het sterkst, en welke zijn van (veel) minder belang? Wat betekent de uitslag van een gevoeligheidsanalyse voor de praktisch te meten parameters?

Dit hoofdstuk beschrijft een aantal aspecten van een voorlopige gevoeligheidsanalyse van het prototype van *IRA-sed*. De aandacht was hierbij met name gericht op de ecologische risicobeoordeling, vanwege de relatief hoge gevoeligheid van dit beoordelingseindpunt ten opzichte van landbouwkundige- en humaantoxicologische beoordelingen.

6.2 Soorten variabelen

De variabelen in *IRA-sed* kunnen worden onderverdeeld in omgevingsvariabelen en stuurvariabelen. De omgevingsvariabelen liggen vast binnen het gemodelleerde systeem (bijvoorbeeld stofeigenschappen en lokale bodemeigenschappen) en dienen zo goed mogelijk gemeten of geschat te worden bij toepassing van het *IRA-sed* model. Dit geldt voor zowel de lokale toepassing (in de toekomst) als voor het gebruiken van het model voor de beoordeling van de verspreidbaarheid van de partijen in de werkvoorraad. De stuurvariabelen zijn variabelen die gekozen kunnen worden, zoals de beslisriteria die gehanteerd moeten worden. Deze variabelen zijn op dit moment nog niet definitief vastgesteld, en kunnen dus – binnen bepaalde grenzen – worden gemanipuleerd met als doel de modeluitkomsten (verspreidbaarheid) te wijzigen.

6.3 Omgevingsvariabelen

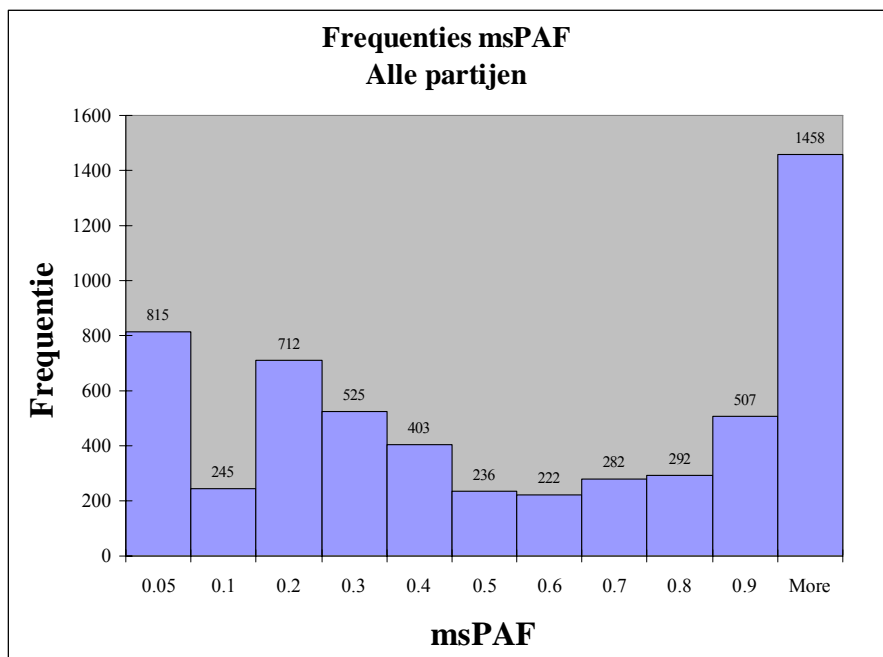
6.3.1 De zuurgraad

Uit de resultaten zoals gepresenteerd in Hoofdstuk 5 blijkt dat de ecologische risico's van grote invloed zijn op het verspreidingsresultaat.

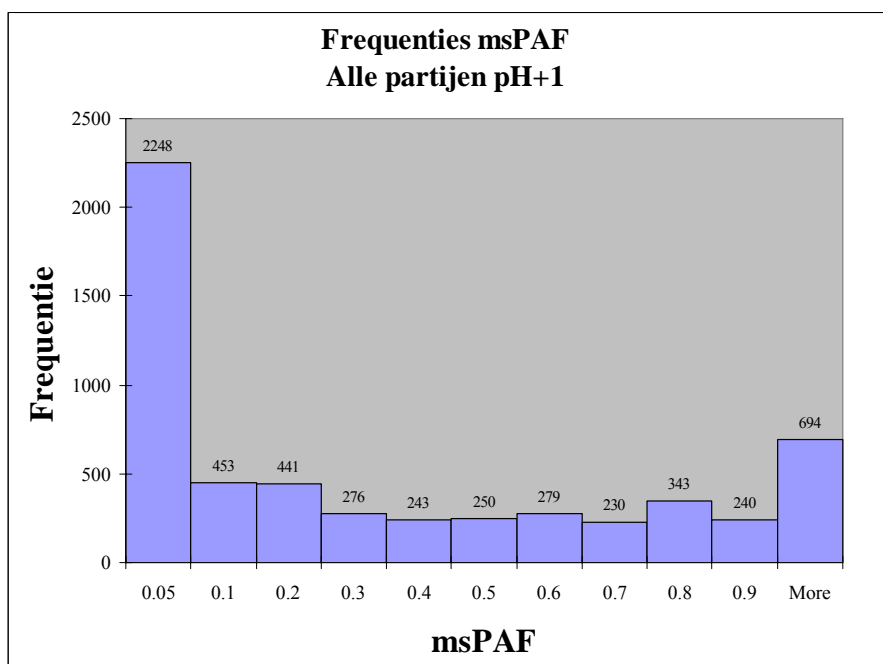
Indien gekozen wordt voor de aanname dat de metaalblootstelling van organismen in ecosystemen plaatsvindt via het poriewater, is de zuurgraad van de bodem na verspreiding (de pH) van grote invloed op de hoogte van de ecologische risico's (en dus op de verspreidbaarheid).

De zuurgraad is niet als parameter in de database van de werkvoorraad baggerspeciepartijen, PROSPECT, opgenomen en ook is er geen precieze kennis aanwezig over de wijziging van de zuurgraad van de bodem na verspreiden van baggerspecie. Tot heden is aangenomen dat de zuurgraad van de bodem (uiteindelijk) ongewijzigd blijft (en dus gelijk is aan de bodemzuurgraad voorafgaand aan verspreiding). Onderzocht is op welke wijze de modeluitkomsten (risiconiveaus en verspreidbaarheid) gevoelig zijn voor aannames over de bodemzuurgraad na verspreiding.

Figuur 26 en Figuur 27 tonen (analoog aan Figuur 21 en Figuur 22) de frequentieverdelingen van de msPAF van alle onderzochte stoffen voor de poriewaterbenadering. Figuur 26 toont de situatie zoals doorgerekend voor alle PROSPECT-partijen. Te zien is dat na opbrengen een groot deel van de lokaties een msPAF(poriewater) in het mengsel bagger en bodem heeft van 90% of hoger. Figuur 27 toont de resultaten voor eenzelfde berekening, maar voor deze berekening is de zuurgraad van het mengsel bagger en bodem met één eenheid opgehoogd. Te zien is dat in dit fictieve geval ongeveer de helft van alle partijen een msPAF heeft van 5 % of lager. Geconcludeerd kan worden dat de zuurgraad van het mengsel bagger en bodem in de poriewaterbenadering van grote invloed is op het resultaat van de risicoberekeningen. Ofwel: een wetenschappelijke onzekerheid (in dit geval de waarde van de lokale zuurgraad) heeft grote invloed op de uitkomsten van het model in termen van verspreidbare fractie bij toepassing op de werkvoorraad. Bij realistische beoordeling voor partijen zal er overigens weinig tot geen meetonzekerheid bestaan, omdat er door metingen meer bekend kan worden over de lokaal te verwachten zuurgraad na verspreiding.



Figuur 26. Verdeling msPAF, blootstelling via poriewater, wanneer de bodem-pH na verspreiding gelijk is aan de oorspronkelijke bodem-pH.



Figuur 27. Verdeling msPAF, pH van het mengsel één eenheid hoger dan de oorspronkelijke bodem-pH zoals die in de vorige figuur gehanteerd werd.

6.3.2 De organischstof- en lutumfracties

Evenals de zuurgraad zijn ook het organischstofgehalte en de lutumfractie in bagger en ontvangende bodem van invloed op de biobeschikbaarheid van stoffen, omdat deze variabelen het aantal bindingsplaatsen – en daarmee de beschikbaarheid van stoffen bepalen. Het organischstofgehalte in baggerspecie is meestal hoger dan in aanliggende bodem. Na verspreiden neemt dit gehalte af, omdat makkelijk afbreekbaar organischstof (onder andere

plantenresten) verdwijnt. In *IRA-sed* is aangenomen dat het organischstofgehalte zich stabiliseert op het niveau dat hoort bij het bodemgebruik, of te wel het organischstofgehalte van de aanliggende bodem. Omdat baggerspecie vaak grotendeels bestaat uit grond afkomstig van het aanliggende perceel, is ook aangenomen dat de lutumfractie in de specie vergelijkbaar is met die in de aanliggende bodem.

Het effect van een verandering in lutum- en organischstoffracties is onderzocht door – bij voor het overige gelijkblijvende parameters – de resultaten door te rekenen voor met 5 of 10% (ten opzichte van de in de overige beoordelingen gehanteerde bestandsgegevens over lokale bodemparameters) verhoogde of verlaagde organisch stof- en lutumgehalten van de ontvangende bodem. Gebleken is dat de gevolgen van een dergelijke variatie op de modelresultaten gering zijn (resultaten niet grafisch getoond). Ten opzichte van de factor zuurgraad zijn de effecten van organischstofgehalte en lutumgehalte op verspreidbaarheid dus veel geringer.

6.4 Stuurvariabelen

6.4.1 De mengverhouding van bagger en bodem

Om een indruk te verkrijgen van het belang van de mengverhouding (“beheer”) voor de modeluitkomsten is een scenariovariant doorgerekend waarbij de mengverhouding werd ingesteld op 1 deel bagger op 10 delen bodem. In deze variant wordt dus aanzienlijk minder bagger met de bodem vermengd, dan in het standaardscenario (1 op 1 mengen). Verwacht werd, dat de verspreidbaarheid zou toenemen met toenemende verdunning met bodem. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 11.

Tabel 11. Aantallen partijen waarbij overschrijding van de ecologische risicogrenzen plaatsvond bij verschillende mengverhoudingen bagger:bodem (beheersvarianten).

Mengverhouding	Eco poriewater		Eco totaal	
	msPAF ≤ 5%	msPAF ≤ 20%	msPAF ≤ 5%	msPAF ≤ 20%
1:1	4704	3697	2924	2054
1:10	4407	3376	1216	397

De tabel toont de aantallen overschrijdingen van het ecologische risicocriterium voor alle PROSPECT-partijen (totaal 5697). De verspreidbaarheid blijkt in de poriewatervariant nauwelijks toe te nemen wanneer er meer gemengd wordt (bijvoorbeeld van 4704 naar 4407 niet-verspreidbare partijen). De verspreidbaarheid op basis van totaalconcentratie-beoordelingen neemt wel sterk toe (bijvoorbeeld van 2924 naar 1216).

De verklaring voor het geringe effect bij het poriewaterscenario wordt gevonden in Figuur 20. De mate van overschrijding van het ecologisch risico is in de poriewaterbenadering zo hoog, dat een verdunning weliswaar leidt tot een verlaging van het risico, maar in de meeste gevallen blijft het risico hoger dan de gestelde grenzen

van 5 en 20 %. In de totaalconcentratiebenadering is de mate van overschrijding van het ecologisch risico in het basisscenario kleiner, waardoor een verdunning zal leiden tot een lager voorspeld risico. De invloed van de mengverhouding hangt dus sterk af van welke ecologische risicobenadering wordt gekozen.

6.4.2 Eenmalig/meermalig verspreiden

Bij de meeste resultaten die hiervoor getoond zijn werden de analyses uitgevoerd voor onderhoudspartijen, dat wil zeggen: meermalige verspreiding modelleren, en aan de hand daarvan conclusies afleiden. Bij het doorrekenen van de resultaten voor de onderhoudspartijen in PROSPECT is de aanname gedaan dat de partijen bagger steeds op dezelfde lokatie worden opgebracht. De concentraties van niet-afbreekbare stoffen (bijvoorbeeld metalen) in de menglaag kunnen daardoor na 15 jaar de concentraties in de bagger benaderen. Bij overigens gelijke concentraties in bagger mag verwacht worden dat het meermalig verspreiden van bagger tot hogere risico's leidt dan eenmalige verspreiding. Geanalyseerd werd, of dit ook zo is.

Na analyse van de partijen in PROSPECT is echter gebleken dat de meermalig te verspreiden partijen over het algemeen lagere concentraties van de beschouwde stoffen bevatten dan de eenmalig te verspreiden partijen. Dit bleek weer matigende effecten te hebben op de berekende risico's.

6.4.3 Lokatie voor verspreiding

Alle berekeningen zijn gebaseerd op de veronderstelling dat de partijen bagger in PROSPECT in de directe nabijheid van de baggerlokatie worden opgebracht (zelfde xy-coördinaten op de bodemkaart als in de PROSPECT-partij-identificatie). Het Denkmodel van het Kernteam biedt echter de mogelijkheid om binnen een gebied op zoek te gaan naar de optimale bestemming voor een partij bagger (minimale milieuhygiënische effecten en maximale kosteneffectiviteit). In de praktijk kan dit leiden tot een verbetering van de verspreidbaarheid van de bagger. De omvang van deze verbetering is in het kader van de tot heden uitgevoerde generieke berekeningen niet te kwantificeren, omdat de indeling in beleidsmatig vastgelegde beheersgebieden nog niet gereed is (NOBO)-project.

7. Algemene discussie

7.1 Algemeen

In de afzonderlijke hoofdstukken zijn de sterke en zwakke kanten van de gevolgde werkwijze al besproken. In deze algemene discussie wordt daarom alleen nog ingegaan op (1) het aspect validatie, (2) de balans tussen milieuhygiëne en kosteneffectiviteit, (3) de beslisriteria, en (4) de vergelijking van beoordeling bij huidig bodemgebruik versus de beoordeling rekening houdend met de optie voor toekomstig multi-gebruik, (5) het feit dat systeembenaderingen vaker worden toegepast, ook in het Nederlandse bodembeleid, en (6) de toetsing van de gevolgde werkwijzen aan de oorspronkelijk gestelde criteria.

7.2 Modellen, meten en validatie

De aanpak die in *IRA-sed* gevolgd wordt is een aanpak via systeemmodellering van stofconcentraties en risico's. Dit is een principiële keuze, die samenhangt met de onderzoeksopdracht om een systeem voor beoordeling te ontwerpen waarbij de milieuhygiënische beslissing genomen moet worden voorafgaand aan de verspreiding. Dit is in het algemeen niet per se noodzakelijk, wat geïllustreerd wordt door de aanpak in Vlaanderen. Daar wordt de specie verspreid op een smalle beheerstrook direct grenzend aan de watergang. De bagger moet worden teruggenomen indien de verspreiding lokaal onverantwoord zou blijken (zie onder meer Seuntjes et al. (2004)). Dit laatste zou kunnen blijken door de inzet van lokale bioassays. Bij het uitvoeren van daadwerkelijke bioassays in Vlaanderen bleek echter dat de uitslagen die met een serie verschillende bioassays verkregen werden moeilijk interpreteerbaar waren, zodat de beslissing om daadwerkelijk verspreide specie weer te ruimen in de praktijk niet vaak genomen zal worden. Verder was het zo dat de concentraties in de verspreide species die in de Vlaamse studie gehanteerd werden ruim hoger waren dan de partijen waarover het in Nederland gaat. De beoordeling van verspreiding van de partijen in de Nederlandse werkvoorraad via bioassays is veel ongevoeliger dan de beoordeling via het *IRA-sed* model.

Wanneer gekozen wordt voor modellering is het aspect validatie van belang. Dit betekent dat de modellen (uiteeraard) technisch in orde moeten zijn, maar ook dat de modeluitkomsten een goede ondersteuning zijn van de beleidsbeslissing. Dat wil in het ideale geval zeggen dat voorspelde lokale blootstellings- en risiconiveaus 1:1 gerelateerd zijn aan de daadwerkelijke opname van stoffen in organismen, en met de effecten op de te beschermen objecten. Tenminste zou moeten gelden, dat de voorspelde waarden relatief dezelfde rangordening van risiconiveaus kennen als de werkelijke effectwaarden. In het laatste geval kan de balans tussen milieuhygiëne en kosteneffectiviteit ook bepaald worden.

De validatievraag leidt tot de volgende nog noodzakelijke acties:

1. validatie van de PEC-module van *IRA-sed* voor de verschillende stoffen in verschillende bodems; dit is mogelijk door vergelijking van voorspelde bodemconcentraties met metingen uit veldsituaties. Chronosequenties (een serie situaties met een verschillende verspreidingshistorie) kunnen hierbij van belang zijn, zoals de data van Harmsen (2004) voor percelen in Zeeland;
2. validatie van de humane blootstellingsconcentraties, onder andere mogelijk door monitoring van stofconcentraties in voedingsgewassen;
3. validatie van de voorspelde concentraties in landbouwproducten; dit is mogelijk indien databestanden over concentraties van stoffen in landbouwproducten ruimtelijk gekoppeld zouden kunnen worden aan databestanden over lokale bodemeigenschappen en stofconcentraties;
4. validatie van de voorspelde ecologische risico's aan de hand van effect-bepalingen in blootgestelde ecosystemen. Hieraan zijn verschillende studies verricht (Mulder et al. 2004; Posthuma en De Zwart 2006), waaruit bleek dat de risicomat msPAF tenminste een ecologisch relevante rangordening tussen verschillende (op zich vergelijkbare) situaties kan geven, maar waarbij ecologische effecten al dan niet eenvoudig zichtbaar zijn. Er kan sprake zijn van veldeffecten op gevoelige deelsystemen (zoals vlinders die afhankelijk zijn van metaalgevoelige waardplanten) rond het 95% beschermingscriterium, maar ook van ongevoelige deelsystemen (zoals soortenverzamelingen in sterk dynamische ecosystemen zoals uiterwaarden). Speciale aandacht is hierbij nodig voor de verklaring van de verschillen tussen beide opnameroutes (opgelost versus totaal).

In het algemeen zijn de in deze studie toegepaste methodieken vaak minder conservatief dan de generieke beoordeling, maar er blijven conservatieve elementen in de uitgevoerde *IRA-sed* beoordelingen aanwezig. Dit betekent dat er bij de afkeuring van een partij vanwege voorspelde risiconiveaus regelmatig sprake kan zijn van overschatting van die risico's, zoals bijvoorbeeld vanwege de aanname dat er bij de humane risicobeoordeling sprake is van levenslange blootstelling, of de aanname dat de lokale toxische druk toe te schrijven is aan de bijdrage van bagger, en niet van de oorspronkelijke bodem (vanwege de natuurlijke of al aanwezige achtergrondconcentratie). *IRA-sed* is een beslismodel waarbij niet naar de perfectie van de voorspelling is gekeken (het ideale model): de voorspellingen moesten afdoende zijn voor een beslissing die recht doet aan zowel bodembescherming als kosteneffectiviteit, en dit laat de genoemde conservatieve elementen in de beoordeling toe.

7.3 Balans milieuhygiënisch verantwoord en kosteneffectief

In dit rapport wordt de aandacht gericht op de lokale risiconiveaus die door baggerverspreiding kunnen ontstaan, voor de beschermdoelen humaan, landbouwproducten en ecologie (risico voor structurele aantasting van terrestrische ecosystemen). Deze beoordeling is conceptueel het sterkst gerelateerd aan het in de Beleidsbrief Bodem geformuleerde denkkader en de uiteindelijk te beschermen levende organismen, namelijk: het is een lokatiespecifieke beoordeling (zodat de verantwoordelijke lokale overheden de lokaal

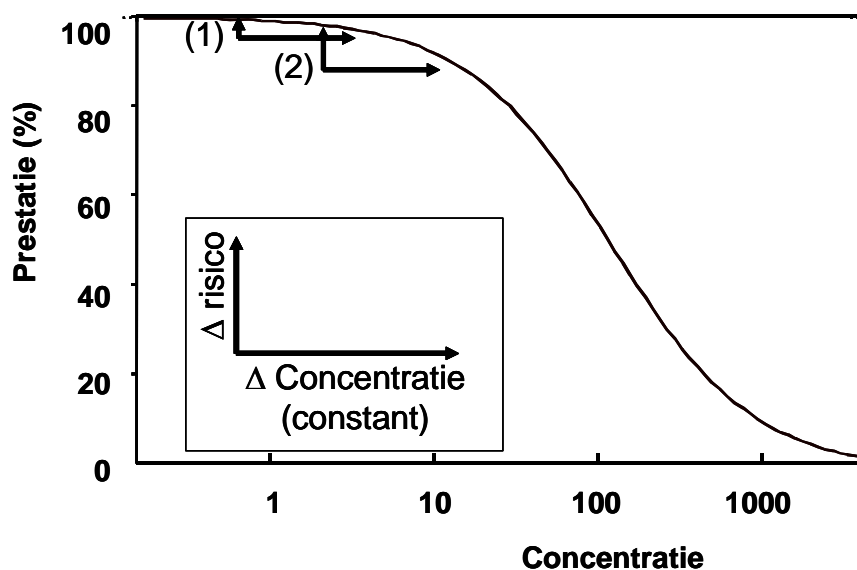
relevante informatie krijgen), het is een direct-risicogerichte benadering (en niet indirect, zoals bij toepassing van normen per stof of van stand still van concentraties), en de beoordeling leidt tot een eenvoudige beslissing mits er een gebruikersvriendelijke versie van *IRA-sed* beschikbaar wordt gemaakt.

In het beleidsproject Bagger & Bodem werd gezocht naar een milieuhygiënisch verantwoorde en kosteneffectieve aanpak van het baggerspreidingsprobleem. De milieuhygiënische kant wordt in dit rapport benaderd via de voorspelling van lokale risiconiveaus. De financiële kant wordt in dit rapport niet expliciet behandeld. De kosteneffectiviteit van de uitkomsten kan echter worden ingeschat als bedacht wordt dat de kosten van verspreiding op aanliggende percelen per kuub specie tot een factor 20 lager kunnen zijn dan de verwerkingsvorm met de hoogste kosten (Unie van Waterschappen 2002). Het aantal niet-verspreidbare partijen in de “hoe vaak”-figuren geeft daardoor een indicatie van de financiële aspecten van de toepassing van bepaalde besliscriteria, via vergelijking met de huidige beoordelingssystematiek.

De in dit rapport beschreven werkwijzen leiden, op basis van de via de PEC-module voorspelde lokale concentraties, tot inzicht in de milieuhygiënische consequenties van verspreiding. Voor inzicht in de milieuhygiënische consequenties werden in MET-toetsingen diverse “Hoe erg”-grafieken afgeleid, dat wil zeggen: figuren waarin getoond werd welke risiconiveaus er zouden ontstaan indien partijen bagger verspreid zouden worden. Als die milieuhygiënische consequenties van eventuele verspreiding bekend worden, kan – door toepassing van beleidsmatige criteria – ook de “Hoe vaak”-vraag van de BET-toets beantwoord worden. Hiertoe werden ook figuren afgeleid, bij voorlopige besliscriteria. Tezamen tonen de beide typen figuren dat er via het beslismodel gezocht kan worden naar de balans tussen wat milieuhygiënisch verantwoord geacht wordt en welke kosteneffectiviteit daarbij nagestreefd wordt. Binnenkort kan, bij de via het beleidsproject NOBO (Normstelling en Bodemkwaliteit) afgeleide criteria, een meer definitief beeld van “Hoe vaak” en “Hoe erg” worden afgeleid.

Het zoeken naar de balans tussen “erg” en “vaak” is tot heden nogal ongebruikelijk. Tot op heden werd veelal gewerkt binnen een preventieve context, waarbij normen per stof dienden te worden afgeleid die in alle condities afdoende beschermend waren. Nu is er sprake van een risicobeheersingscontext: de stoffen zijn al in het milieu, en wel in bekende concentraties, bij bekend bodemtype en bij bekend bodemgebruik. In wetenschappelijke zin is het uiteraard zo, dat elke toename van de concentratie van een toxische stof in de bodem bijdraagt aan het verhogen van het lokale risico voor mens, landbouwproducten of ecosystemen. Het is echter niet eenvoudig om via dit eenduidige principe af te leiden welk beheer gevoerd zou moeten worden. De risicotename bij toenemende concentraties van stoffen is namelijk een niet-lineaire toename: niet elke toegevoegde milligram zal leiden tot een evenredige verhoging van het lokale risico. In Figuur 28 wordt een voorbeeld van dit niet-lineaire effect gegeven: bij een bepaalde concentratietoename (bijvoorbeeld een verdubbeling) is de toename van het risico in het lage concentratiegebied misschien vrijwel nihil, terwijl eenzelfde toename in het

steilere deel van de concentratie-risicocurve tot een sterke risicotoename leidt. In het beslismodel *IRA-sed* is met al deze niet-lineaire processen rekening gehouden.



Figuur 28. De relatie tussen concentratie en risico is vaak niet lineair. Conceptueel leidt dit tot het effect dat een concentratiestijging in geval (1) leidt tot een zeer geringe risicotoename, terwijl dezelfde concentratiestijging in geval (2) leidt tot een grote risicostijging (Δ =toename). De lengte van de horizontale pijlen (concentratietoename) is exact gelijk.

Door rekening te houden met het netto resultaat van alle non-lineaire processen tussen oorzaak en gevolg (totaalconcentratie, opgeloste fractie, opgenomen fractie, gevoeligheid) kan beleidsmatig de balans gezocht worden tussen milieuhygiënische consequenties en kosteneffectiviteit.

7.4 Stand still, risico's en achtergrondwaarden in *IRA-sed*

Stand still is een belangrijk uitgangspunt voor het beleid. *IRA-sed* kan stand still toetsingen uitvoeren. *IRA-sed* heeft dit ook al gedaan. Bij de toetsingen van afzonderlijke partijen zijn er diverse figuren getoond die suggereren dat de bodem van een perceel naast die voorbeeldpartij al een relevante achtergrondconcentratie kon hebben (ad hoc gecompileerde dataset met bodemgegevens). Ditzelfde geldt voor de toetsingen van de werkvoorraad. Daarbij bleek dat het stand still concept voor zowel concentraties (stijgen die met maximaal x%) en voor risico's (toegevoegd risicoconcept) van groot belang is voor de interpretatie van de resultaten: welk deel van het lokale risico is daarbij toe te schrijven aan de bagger, en welk deel was een bodemkenmerk? In de praktijk zullen er echte meetgegevens voorhanden zijn over de lokale achtergrondconcentraties van stoffen. Deze gegevens zijn afkomstig uit het project Achtergrondwaarden 2000 en mogelijk andere (lokale) metingen. Uiteraard kunnen die lokale gegevens een beter lokatiespecifiek inzicht in verspreidbaarheid opleveren dan de getoonde resultaten.

De resultaten van *IRA-sed* tonen aan dat de definitie van stand still op verschillende manieren kan worden gehanteerd. Enerzijds kan er gekeken worden naar stand still van concentraties per stof, al dan niet met een operationele definitie die enige toename toe zou laten (maximeren van verandering). Anderzijds kan er gekeken worden naar stand still van risiconiveaus. Beide vormen van beoordeling hebben voor- en nadelen. Stand still van concentraties is relatief eenvoudig te hanteren, maar hoeft niet te betekenen dat lokale risico's niet wijzigen. Bijvoorbeeld, bij het opbrengen van zure baggerspecie op een basische bodem bij stand still van metaalconcentraties nemen de lokale risico's toe door toegenomen opgeloste metaalconcentraties. Zie ook het voorbeeld van Figuur 28. De beoordeling van *IRA-sed* zou zodanig kunnen worden geoperationaliseerd dat primair beoordeeld wordt of er sprake is van stand still van concentraties, en dat er, indien het vermoeden bestaat dat er te streng wordt beoordeeld, aanvullend gekeken wordt naar stand still van risico's. Deze combinatie van beoordelingen is eenvoudig te implementeren, en is de meest effectieve wijze om het de beleidsdoelstelling van stand still te operationaliseren. De operationalisatie van stand still uitsluitend op basis van risico zou kunnen leiden tot een "vergrijzing" van percelen waarop bagger wordt verpreid, wat in strijd is met de intenties van het beleidsmatige uitgangspunt.

Door de accumulerende eigenschappen van waterbodems is baggerspecie meestal vuiler dan de aanliggende landbodem. Verspreiden geeft dus regelmatig verhoging van de concentraties van verontreinigingen. Door afvoer van verontreinigingen (biologische afbraak, uitspoeling en plantopname) daalt de concentratie aan verontreinigingen ook. Dit is opgenomen in *IRA-sed* en leidt tot de zaagtand zoals weergegeven in Figuur 4 en Figuur 8. De balans tussen aan- en afvoertermen bepaalt de uiteindelijke evenwichtsconcentratie. Dit is de concentratie, waarop zou moeten worden beoordeeld uitgaande van stand still.

7.5 Bodemgebruik nu en bodemgebruik in de toekomst

Het is bij alle (beleids)afwegingen een belangrijke vraag of de beleidskeuze zodanig zou moeten zijn dat een systeem "tot de rand" belast wordt, dat is: tot een niveau waarbij kleine concentratieverhogingen leiden tot een sterke risicoverhoging (het steile deel van de concentratie-risicocurve van Figuur 28). Hierbij speelt mee dat bij een verandering van functie de bodemeigenschappen kunnen veranderen. Een belangrijke, risicobepalende eigenschap is bijvoorbeeld de pH (paragraaf 6.3.1). Bij gelijkblijvende concentratie (stand still) kunnen bij een pH-daling de risico's van zware metalen gaan toenemen.

Tot heden is er beleidsmatig vrijwel altijd gekozen voor een sterk op preventie gericht beleid, wat in feite neerkomt op het zo weinig mogelijk belasten van de bodem – zodat de lokale risico's die bij dit beleid verwacht mogen worden vooral in het linkerdeel van de curve afgelezen zullen kunnen worden. Voor dat concentratie-risicogebied werd de (oorspronkelijk) multifunctionele norm (de Streefwaarde) afgeleid. De multifunctionele doelstelling betekende daarbij dat de meest gevoelige concentratie-risicorelatie de beleidsmatig vastgelegde norm

bepaalde. Als bijvoorbeeld de ecologische risicogrens (MTR_{eco}) voor een stof lager was dan de humane risicogrens ($MTR_{humanaan}$) werd de eerste gebruikt voor de vaststelling van de norm.

In de Beleidsbrief Bodem is een verschuiving van risicopreventie naar risicobeheer waarneembaar. Deze verschuiving wordt van toepassing verklaard voor baggerspecie. Zoals aangetoond werd met de modelanalyses van het IRIS-model (Kramer et al. 1997; Kramer et al. 1998) blijft, bij de huidige intensiteit van depositie van stoffen uit het milieu, klasse-2 specie immers ontstaan, en draagt een verdere (preventieve) normering van de waterbodempauwelijks bij aan een kosteneffectieve oplossing van het verspreidingsprobleem. Inzicht in de lokale risiconiveaus op land is cruciaal om de problemen in het beheer van de watergangen te optimaliseren, zonder daarbij onacceptabele risiconiveaus voor de landbodempauwelijks te introduceren. Niet elke partij klasse-2 specie is immers hetzelfde gebleken bij analyse van de risico's voor de landbodempauwelijks bij verspreiding. Er zijn relatief "schone" klasse-2 species, die niet of nauwelijks tot landbodempauwelijks tot landbodempauwelijks zouden leiden bij verspreiding, maar ook partijen klasse-2 specie die bijvoorbeeld via mengselwerking wel degelijk "verdacht" bleken.

Het effectievere beheer kan gerealiseerd worden door hetzij de (beleidsmatige) beschermingsniveaus minder strict te definiëren, hetzij door (wetenschappelijke) lokatiespecifieke risicobeoordeling. In dit laatste geval wordt, door de invoer van lokale "zekerheden" in de systeemmodellering het aantal onzekerheden dat de generieke risicobeoordeling kenmerkte verminderd, en kan er *bij gelijkblijvende beschermingsniveaus* meer verspreid worden. Dit laatste is de eerste te verkennen optie voor vernieuwd baggerbeleid: beter kijken naar de voorspelling van lokale risiconiveaus bij handhaving van de altijd gehanteerde beleidsmatige beschermingsfilosofie. Inmiddels is er in het kader van de beleidsvernieuwing (project Normstelling en Bodemkwaliteit, 2005) een ontwikkeling gaande, zowel op het gebied van de getrapte (verbeterde) risicobeoordeling (zie Figuur 3, Rapport 1) als op het gebied van de visies op de verschillende beschermdoelen. Er lijkt sprake te zijn van een verschuiving van beide aspecten.

Wat bij de keuze tussen de beleidsmatige verschuiving van acceptatiegrenzen, of de verbeterde lokatiespecifieke risicobeoordeling belangrijk blijft is een bewust antwoord op de vraag of de beschermingsniveaus toegepast moeten worden alsof elke vorm van bodemgebruik in de toekomst mogelijk moet blijven, of dat er uitsluitend op de huidige vorm van bodemgebruik wordt getoetst. In de in dit rapport getoonde "Hoe vaak"-figuren representeren de getoonde resultaten de multi-gebruik optie: elke partij wordt voor het aanliggende perceel getoetst voor elke lokale bodemfunctie (huidig of toekomstig). De "Hoe vaak"-figuren zullen een hogere mate van verspreidbaarheid tonen indien gekozen wordt voor alleen de risicobeoordeling bij de "hier-en-nu"-vorm van het lokale bodemgebruik.

7.6 Overige toepassingen van systeembenaderingen

De toepassing van een systeembenadering voor de beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspecie lijkt nieuw, maar is dat zeker niet. In de context van Nederlands stoffenbeleid

voor bodem is de systeembenadering eerder toegepast, namelijk voor de besluitvorming over meststoffen. Hierbij was sprake van een zeer eenvoudige systeembeschrijving, met een preventieve beleidscontext (Olde Venterink en Linders 1994). Ook een benadering zoals het “critical-load” concept maakt gebruik van een systeembenadering. Ook de huidige herziening van het Nederlandse Bouwstoffenbesluit is gebaseerd op een systeembenadering (Verschoor et al. 2006). Een heel bekend voorbeeld van een op Europees niveau toegepaste systeembenadering is de beoordeling van bestrijdingsmiddelen. In dit geval worden de stoffen ontworpen om toxisch te zijn voor de doelwitsoorten, terwijl er minimale effecten zouden moeten zijn voor niet-doelwitsoorten. Voor deze stofgroep is een aantal blootstellingsscenario's geformaliseerd (de zogenaamde FOCUS-scenario's), die gebaseerd zijn op het gedrag van de stoffen in verschillende systemen. In hogere trappen van de beoordeling wordt het systeem steeds specifieker benaderd, met als ultieme systeemgerichte toetsing een veldtoets. Specifiek voor het probleem van verontreinigde baggerspecie en landbodems is hierbij het vóórkomen van mengsels. De te verwachten toename van de verspreidbaarheid van baggerspecie door het toepassen van een systeembenadering (waarbij immers diverse worst-case aannames concreet met niet worst-case condities worden ingevuld) wordt beperkt door het optreden van mengseffecten. Tenslotte kan worden vermeld dat het Europese project SedNet ook concludeert dat een systeembenadering, in dit geval op het niveau van geografische eenheden zoals rivierstroomgebieden, een nuttige benadering is voor risico-afwegingen (Owens et al. 2004).

7.7 Toetsing ontwerpcriteria en bredere MET-toetsingen

7.7.1 De ontwerpcriteria

Zoals in de inleiding is geschetst, zal het uiteindelijk te realiseren beslismodel invulling moeten geven aan het nieuwe bodembeleid, waarbij de volgende kernwoorden van belang zijn:

- meer op lokale risico's gericht;
- consistentie in de risicobeoordeling en het beleid bij het omgaan met andere bodembeleidsproblemen;
- meer lokale verantwoordelijkheid;
- eenvoudiger (waar mogelijk).

7.7.2 Risico-gerichtheid en bredere MET-toetsingen

Dit derde rapport in de serie van drie maakt duidelijk dat het prototype van *IRA-sed* sterk op de beoordeling van lokale risico's is gericht, en daarbij kan werken met zowel het scenario van huidig bodemgebruik als met het scenario multi-gebruik (in de toekomst ander bodemgebruik dan nu). Het prototype kan niet alleen gebruikt worden als beslismodel voor baggerspecieverspreiding, maar kan ook gebruikt worden voor de beoordeling van de te verwachten risiconiveaus bij voorgenomen beleid. Bredere toepassing als instrument voor milieu-effect toetsing van voorgenomen beleid is mogelijk. Vanwege niet-wetenschappelijke factoren als draagvlak bij beheerders en eenvoud voor gebruikers kan er voor gekozen worden om het beleid op andere grondslagen te vestigen dan die van de formele lokale risicobeoordeling (zoals met *IRA-sed* indien toegepast als beslismodel). *IRA-sed* kan

bijvoorbeeld gebruikt worden om nieuwe bagger- en bodemklassen te toetsen, zoals deze momenteel geformuleerd worden voor het generieke beleidsspoor van het nieuwe Nederlandse beleid voor grondverzet en bagger .

7.7.3 Consistentie en modulaire opbouw

IRA-sed is modulair opgebouwd (zie Figuur 3 voor een overzicht in hoofdmodules). De modulaire opbouw van *IRA-sed* kan de basis zijn voor de invulling van het tweede criterium, het consistentiecriterium. Indien in de PEC-module van *IRA-sed* het gedrag van een stof in een bepaald bodemtype gemodelleerd wordt met een bepaalde combinatie van parameterwaarden (gebaseerd op lokale bodemeigenschappen) moet het uiteraard zo zijn dat er bij de oplossing van elk mogelijk beleidsprobleem met deze stof (onafhankelijk van de origine van stof: bagger, grondverzet, bouwstof) in principe via deze module bewerkt wordt. Uiteindelijk zal een zorgvuldig ontwerp van de modules, binnen de architectuur van een overkoepelende aanpak, kunnen leiden tot het opbouwen van een zogenaamde “Risicoolbox”, die ook buiten de context van dit project beschikbaar is. Hierbij dient echter wel opgemerkt te worden dat:

- elke module geldig is voor een bepaald type probleem, bijvoorbeeld: partitierelaties zijn geldig binnen het concentratiebereik op basis waarvan ze zijn afgeleid; het kan zijn dat voor het baggerprobleem een andere module voor partitie van een stof wordt gekozen dan voor het saneringsprobleem.
- voor elk type probleem (zoals bijvoorbeeld mengsels) kan er een eenvoudige en relatief conservatieve module bestaan naast een specifieke, meer realistische module; zoals bijvoorbeeld “de factor 100” als conservatieve veiligheidsfactor tussen MTR en VR voor preventieve normstellingsproblemen, of de msPAF-benadering voor risicobeheersingsproblemen.
- de keuze voor de verschillende modules wordt enerzijds ingegeven door de wijze waarop het probleemsysteem in wetenschappelijke zin kan worden omschreven, maar anderzijds door de beleidsmatige randvoorwaarden; indien er sprake is van een beleidsprobleem dat in de preventieve context geplaatst wordt zullen er conservatievere modules worden gekozen ook als er meer realistische opties aanwezig zouden zijn.

In het ontwikkeltraject van een risicoolbox moet rekening gehouden worden met het uiteindelijke realiseren van:

1. een wetenschappelijke toolbox, die vrijelijk gebruikt kan worden voor onderzoek aan nieuwe beleidsproblemen (als het ware de reageerbuizen van de modelleur);
2. toepassingsgerichte varianten, zoals bijvoorbeeld het beslismodel voor baggerspecie, of een instrument dat lokale beheerders kan helpen om Lokale Maximale Waarden af te leiden.

Beide soorten producten vragen om een fasering in periodes van ontwerpen, prototyping, toetsing en validatie, afleiden van een gebruikers-interface, beta-testing daarvan, en daadwerkelijke implementatie.

7.7.4 Meer lokale verantwoordelijkheid

Indien het beslismodel voor gebruikers is afgeleid, moet dit door de landelijke overheid aan de lokale gebiedsbeheerders ter beschikking wordt gesteld. Dit levert de invulling van het criterium dat er meer lokale verantwoordelijkheid moet worden genomen voor het bodembeheer.

7.7.5 Eenvoudiger

Het ontwerpen van een beslismodel hangt ook nauw samen met het criterium van “eenvoudiger (waar mogelijk)”. In de defintiestudie van het onderzoeksproject Bagger & Bodem is aangegeven welke stappen er, bij het “Altijd, soms, nooit”-denkmodel van het Kernteam Bagger & Bodem genomen dienden te worden om de vereenvoudiging (voor de gebruiker) te realiseren. Momenteel is de situatie veranderd, en is er sprake van een generiek beleidsspoor voor zowel bagger als grondverzet, en van een specifiek beleidsspoor waarin het beslismodel een rol zou moeten spelen.

Vanwege het inmiddels ontwikkelde Risicoolbox-concept gaat de vereenvoudiging waarschijnlijk als volgt ingevuld worden:

- gevoeligheidsanalyse: de gevoeligheidsanalyse van een model leidt tot de identificatie van het kwantitatieve belang van elke modelparameters voor de beslissing. In het hoofdstuk over ecologische risico's is al aangetoond dat de factor pH een zeer bepalende variabele is, en dat er waarschijnlijk een veel geringer effect op verspreidingsbeslissingen zal uitgaan van diverse andere (bodem)parameters. De uit voeren gevoeligheidsanalyse zal moeten leiden tot de keuze van een beperkte set van sleutelparameters (van bagger en/of bodem), waardoor het systeem qua aantal parameters geminimaliseerd kan worden.
- ontwerp van de gebruikersinterface: hoewel de modelleringsstappen complex kunnen zijn (zeker voor de eindgebruikers) is het mogelijk om eenvoudige gebruikersinterfaces te maken, waarbij zowel afzonderlijke partijen als sets van partijen beoordeeld zouden moeten kunnen worden, met een eenvoudige interface voor de invoer van de lokale relevante variabelen, en een eenvoudige interface met resultaten. Hierover zal met de eindgebruikers overlegd moeten worden.

Het nieuwe bodembeleid moet meer gericht worden op risico's, moet eenvoudiger en consistent, en moet ook gebiedsspecifiek kunnen worden ingevuld. Indien er een Risicoolbox voor dagelijkse praktijktoepassing wordt ontworpen, kunnen de resultaten van het Bagger & Bodem project met name gebruikt worden voor de communicatie over risico's. De Risicoolbox zal de risico's, via op zich ingewikkelde berekeningen, kwantificeren. De gebruikers hoeft daarvoor de precieze scenario's niet te kennen, net als bij de huidige indeling in klassen. De risico's zijn daarna bekend. En om die risico's gaat en ging het uiteindelijk in het milieubeleid.

Literatuur

- AKWA/RIZA. 2002. Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems; Ernst- & urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems. Lelystad. Report nr AKWA-01.005, RIZA 2001.052.
- Baars AJ. 2005. Exposure to combinations of substances; internal notice for the project 'Site-specific human toxicological risk assessment of soil contamination'. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr: Interne notitie.
- Baars AJ, Theelen RMC, Janssen PJCM, Hesse JM, Apeldoorn MEv, Meijerink MCM, Verdam L, Zeilmaker MJ. 2001. Herevaluatie van humaan-toxicologische maximum toelaatbare risico-waarden. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, The Netherlands. Report nr 711701025.
- Brus DJ, De Gruijter JJ, Walvoort DJ, De Vries F, Romkens PFAM, De Vries W. 2002. Landelijke kaarten van de kans op overschrijding van kritieke zwaremetaalgehalten in de bodem van Nederland. 86 pp p.
- Cornelissen AHM, Harmsen J, Kempenaar C, Knol WC, Van der Zweerde H. 2003. Waterberging op landbouwgronden: Effecten op plant- en dierziekten, onkruiden en contaminanten. Report nr STOWA 19.
- Crommentuijn T, Polder MD, Sijm D, De Bruijn J, Van de Plassche EJ. 2000a. Evaluation of the Dutch environmental risk limits for metals by application of the added risk approach. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:1692-1701.
- Crommentuijn T, Sijm D, De Bruijn J, Van den Hoop MAGT, Van Leeuwen CJ, Van de Plassche E. 2000b. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. *Journal of Environmental Management* 60:121-143.
- De Zwart D. 2002. Observed regularities in SSDs for aquatic species. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. p 133-154.
- De Zwart D, Posthuma L. 2006. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:2665-2672.
- Delchen T, Hembrock-Heger A, Leisner-Saaber J, Sopczak D. 1999. Verhalten von PAK im System Boden/Pflanze, PAK-Belastung von Kulturpflanzen über den Luft-Bodenpfad. *Umweltchem.Ökotox.* 11(2):79-97.
- EC. 2002. Towards a thematic strategy for soil protection. Discussion paper. Brussels, Belgium: Commission of the European Communities. Report nr COM(2002)-179.
- Fismes J, Perrin-Ganier C, P. E-B, Morel JL. 2002. Soil to root transfer and translocation of PAH by vegetables grown on industrial contaminated soils. *Journal of Environmental Quality* 31:1649-1656.
- Groenenberg JE, Wesseling JG, Harmsen J. 2004. BOS bagger versie 1.0.1: Beslissingsondersteunend systeem voor locatie specifieke evaluatie van het op de kant zetten van bagger. Version 1.0.1. Wageningen: Alterra.
- Harmsen J. 2004. Landfarming of polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil contaminated sediments. Wageningen: Wageningen University. 344 p.
- Huinink J. 2000. Functiegerichte bodemkwaliteitssystematiek 2. Functiegerichte bodemkwaliteits waarden. Ede: IKC. 76 p.
- Japenga J. 2003. Project SV-409. Interactieve risicobenadering bodemproblematiek mijnstreek oostelijk zuid-Limburg. Deelproject gewasonderzoek. Gouda, the Netherlands. Report nr SKB-35.

- Joziassse J, Meddeler B, Vriend J, Rijnbeek J. 2001. Documentatie Prospect. Apeldoorn: TNO-MEP. Report nr R2001.
- Kabata-Pendias A, Pendias H. 1992. Trace elements in soils and plants. London: CRC Press.
- Kramer PRG, Huiting AM, Beurskens JEM, Aldenberg T. 1997. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 733007 001.
- Kramer PRG, Van Dijk S, Beurskens JEM. 1998. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren. Huidige en toekomstige gehalten van metalen in slootbodems. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 733007004.
- Lijzen JPA, Mesman T, Aldenberg T, Mulder CD, Otte PF, Posthumus R, Roex E, Swartjes FA, Versluijs CW, Vlaardingen PLAv en anderen. 2002. Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. Report nr 711701029.
- Lijzen JPA, Swartjes FA, Otte P, Willems WJ. 1999. BodemGebruiksWaarden; Methodiek en uitwerking. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment, National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701016.
- Luttik R, Aldenberg T. 1997. Extrapolation factors for small samples of pesticide toxicity data: special focus on LD50 values for birds and mammals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:1785-1788.
- MacNicol RD, Beckett PHT. 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant Soil* 85:107-129.
- McKone TE, Ryan PB. 1989. Human exposures to chemicals through food chains: an uncertainty analysis. *Environ. Sci. Technol.* 23(9):1154-1163.
- Mortvedt JJ. 1991. Micronutrients in Agriculture.: Soil Science Society of America, Madison, Wisc.
- Mulder C, Aldenberg T, De Zwart D, Van Wijnen HJ, Breure AM. 2004. Evaluating the impact of pollution on plant-Lepidoptera relationships. *Environmetrics* 16:357-373.
- Olde Venterink HGM, Linders JBHJ. 1994. Standards for the concentrations of organic micro contaminants in organic fertilizers: a proposal for their derivation. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 679101007.
- Otte PF, Lijzen JPA, Otte JG, Swartjes FA, Versluijs CW. 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701021.
- Owens PN, Apitz S, batalla R, Collins A, Eisma M, Glindemann H, Hoornstra S, Kothe H, Quinton J, Taylor K en anderen. 2004. Sediment management at the river basin scale. Synthesis of the SedNet Workpackage 2 Outcomes. *Int. J. Soil Sed.* 4(4):219-222.
- Peijnenburg W, De Groot A, Jager T, Posthuma L. 2005. Short-term ecological risks of depositing contaminated sediment on arable soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 60:1-14.
- Posthuma L. In Press. Technical guidance on extrapolation methods. In: Solomon KR, editor. Extrapolation practices in the risk characterization of chemicals. Boca Raton, FL, USA: SETAC Press.
- Posthuma L, De Zwart D. 2006. Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, rivers. *Environ. Toxicol Chem.* 25(4):1094-1105.
- Posthuma L, De Zwart D, Wintersen A, Lijzen J, Swartjes F, Cuypers C, Van Noort P, Harmsen J, Groenenberg BJ. 2006. Beslissen over bagger op bodem. Deel 1. Systeembenadering, model en praktijkvoorbeelden. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701044.

- Posthuma L, Schouten AJ, Van Beelen P, Rutgers M. 2001. Forecasting effects of toxicants at the community level. Four case studies comparing observed community effects of zinc with forecasts from a generic ecotoxicological risk assessment method. In: Rainbow PS, Hopkin SP, Crane M, editors. *Forecasting the environmental fate and effects of chemicals*. Chichester, UK: John Wiley. p 151-175.
- Posthuma L, Traas TP, De Zwart D, Suter GW, II. 2002a. Conceptual and technical outlook on species sensitivity distributions. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Boca Raton, FL, U.S.A.: Lewis Publishers. p 475-510.
- Posthuma L, Traas TP, Suter GW, II, editors. 2002b. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. 564 p.
- Posthuma L, Van Gestel CAM, Smit CE, Bakker DJ, Vonk JW. 1998. Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. Bilthoven, The Netherlands.: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 607505004.
- Rikken MGJ, Lijzen J, Cornelese AA. 2001. Evaluatie van modelconcepten voor humane blootstelling; voorstellen voor herziening van de meest relevante blootstellingsroutes in CSOIL. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701022.
- Rikken MGJ, Lijzen JPA, Cornelese AA. 2000. Evaluation of model concepts on human exposure; proposals for updating of the most relevant exposure routes of CSOIL.: National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. Report nr 711701022.
- Samsøe-Petersen L, Larsen EH, Larsen PB, Bruun R. 2002. Uptake of trace elements and PAHs by Fruit and vegetables from contaminated soils. *Environ.Sci.Technol.* 36:3063-3067.
- Sauerbeck DR, Rietz E. 1983. Soil-chemical evaluation of different extractants for heavy metals in soils. Report nr ISBN: 9027715866. 147-160 p.
- Seuntjes P, Vangheluwe M, De Vocht A, Goeteyn F, Dezillie N, V. V. 2004. Pilotproject voor de studie van de verspreiding van contaminanten na deponie op de oever. Eindrapport.: AMINAL-Afdeling Water. Report nr AMINAL no. 2004/IMS/R/108.
- Sheppard SC. 1992. Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. *Water, Air, & Soil Pollution* 64:539-550.
- Sijm DTHM, Van Wezel AP, Crommentuijn T. 2002. Environmental risk limits in the Netherlands. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Pensacola, FL, USA: Lewis Publishers. p 221-253.
- Smit CE, Schouten AJ, Van den Brink PJ, Esbroek MLP, Posthuma L. 2002. Effects of zinc contamination on a natural nematode community in outdoor soil mesocosms. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 42:205-216.
- Straetman EHTM, Rietra RPJJ. 2003. *Koper in de bodem van Waterland*.: Haskoning. Report nr 9M6347.
- Swartjes FA. 1999. Risk-based assessments of soil and groundwater quality in the Netherlands, standards and remediation urgency. *Risk Analysis* 19:1235-1249.
- Traas TP. 2001. Guidance document on deriving environmental risk limits. National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 601501012.
- Traas TP, Luttik R, Mensink H. 2002a. Mapping risks of heavy metals to birds and mammals using Species Sensitivity Distributions. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Boca Raton, FL, U.S.A.: Lewis Publishers. p 403-420.
- Traas TP, Van de Meent D, Posthuma L, Hamers T, Kater BJ, De Zwart D, Aldenberg T. 2002b. The potentially affected fraction as a measure of ecological risk. In: Posthuma

- L, Suter GW, II, Traas TP, editors. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. p 315-344.
- Trapp S, Matthies M. 1995. Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation. *Environmental Science and Technology*, 29(9):2333-2338.
- Unie van Waterschappen. 2002. Rapportage Unie-enquete waterbodems 2001.
- USEPA. 2002. ECOTOXicology Database System. Available: <http://www.epa.gov/ecotox/>.
- Van den Brink PJ, Brock TCM, Posthuma L. 2002. The value of the species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (Non-)confirmation of the concept using semi-field experiments. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. p 155-198.
- Van den Toorn A, Harmsen J, Van Dijk-Hooyer OM. 1996. Natuurlijke afbraak van polycyclische aromatische koolwaterstoffen bij het op de kant zetten van baggerspecie op Goeree-Overflakkee. Wageningen: SC-DLO. Report nr 447.
- Van Noort P, Cuypers C, Wintersen A, De Zwart D, Peijnenburg WJGM, Posthuma L, Harmsen J, Groenenberg BJ. 2006. Beslissen over bagger op bodem. Deel 2. Onderbouwing stofgedragmodellering en voorspelde landbodemconcentraties na verspreiding bagger op land. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701045.
- Van Raaij MTM, Ossendorp BC, Slob W, Pieters MN. 2005. Cumulative exposure to cholinesterase inhibiting compounds: a review of the current issues and implications for policy. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 320108001.
- Van Straalen NM, Denneman CAJ. 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 18:241-251.
- Van Wezel AP, De Vries W, Beek M, Otte P, Lijzen JPA, Mesman M, Van Vlaardingen PLA, Tuinstra J, Van Elswijk M, Römken PFAM en anderen. 2003. Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodems. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701031.
- Verschoor AJ, Lijzen JPA, Van den Broek HH, Cleven RFMJ, Comans RNJ, Dijkstra JJ, Vermij P. 2006. Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen; Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment. Report nr 711701043.
- Versluijs CW, Otte PF. 2001. Accumulatie van metalen in planten. Een bijdrage aan de evaluatie van de interventiewaarden en locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Report nr 711701 024. 138 p.
- VROM. 2003. Beleidsbrief Bodem. Den Haag: Ministerie VROM.
- Wild SR, Jones KC. 1992. Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge amended soil. *J. Environ. Quality*. 21:217-222.
- Wintersen A, Posthuma L, De Zwart D. 2004. The RIVM e-toxBASE. A database for storage, retrieval and export of ecotoxicity data. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment.

Dankwoord

Het onderzoeksconsortium van RIVM, RIZA en Alterra bedanken het Kernteam Bagger & Bodem voor de intensieve gedachtewisselingen over risicowetenschappen en beleid. De door het Kernteam ontworpen indeling van baggerspeciepartijen in de categorieën “Altijd”, “Soms”(of “Meestal”) en “Nooit” verspreidbaar, vanwege risico’s voor landbodemorganismen, en het gekozen adagium “Zorg met Lef”, waren heldere uitgangspunten om de balans tussen milieuhygiëne en verspreidbaarheid op land goed te onderzoeken. Het vertrouwen dat het Kernteam in de aanpak heeft gehad wordt duidelijk weergegeven in de aanbevelingen van het Kernteam voor implementatie.

In het bijzonder willen wij mw. Gemma van Eijsden bedanken, die namens het Kernteam als onderzoekscoördinator / contactpersoon fungeerde.

Verder bedanken wij Dr. Chiel Cuypers, die de drie rapportages op vrijwillige basis kritisch heeft doorgenomen. Dr. Cuypers heeft opgetreden als plaatsvervangend projectleider van het onderzoek voor het Kernteam Bagger & Bodem, en daarbinnen als deelprojectleider voor de PEC-module en als contactpersoon bij het RIZA, gedurende het eerste jaar van het onderzoek voor dit project. Dr. Cuypers is sinds die tijd als Senior Beleidsmedewerker Watersysteemkwaliteit werkzaam bij het Hoogheemraadschap van Delfland.

Bijlage 1 Tabel met stofparameters toegepast bij de humane risicobeoordeling

Stof	Molgewicht g/mol	Wateroplosbaarheid mg/dm ³	Dampdruk Pa	log Kow -	log Koc dm ³ /kg	pKa -	Permeatie coëfficiënt PE waterleidingen m ² /d
Arseen	74.90	3000					
Cadmium	112.40	3000					
Chroom(III)	52.00	3000					
Koper	63.50	3000					
Kwik	200.60	3000					
Lood	207.20	3000					
Nikkel	58.70	3000					
Zink	65.40	3000					
Naftaleen	128.19	3.18E+01	6.83E+00	3.30	2.98		5.00E-07
Antraceen	178.21	7.13E-02	9.31E-04	4.45	4.30		5.00E-07
Fenantreen	178.21	8.50E-01	1.51E-02	4.47	4.23		5.00E-07
Fluoranteen	202.36	2.01E-01	3.80E-03	5.16	5.18		2.00E-07
Benzo(a)antraceen	228.30	1.16E-02	2.07E-07	5.54	5.79		2.00E-07
Chryseen	228.27	1.79E-03	8.74E-08	5.81	5.72		2.00E-07
Benzo(a)pyreen	252.30	8.42E-04	1.25E-07	6.13	5.82		2.00E-07
Benzo(k)fluoranteen	252.31	4.84E-04	1.24E-08	6.11	6.24		2.00E-07
Indeno, 1,2,3-cd pyreen	276.31	2.65E-04	2.65E-09	6.87	6.02		2.00E-07
Benzo(ghi)peryleen	276.31	1.86E-04	5.04E-09	6.22	6.43		2.00E-07
Vinylchloride	62.50	4.28E+02	2.98E+05	1.52	1.56		1.00E-06
Hexachloorbenzeen	284.80	1.17E-02	6.13E-04	5.73	4.06		1.00E-06
Pentachloorfenol	266.33	4.28E+00	8.53E-03	5.12	3.20	4.85	2.24E-06
PCB 28	257.54	1.21E-01	1.60E-02	5.62	4.61		2.00E-07
PCB 52	291.99	2.65E-02	6.07E-03	6.26	4.70		2.00E-07
PCB 101	326.40	1.32E-02	9.27E-03	6.85	5.53		2.00E-07
PCB 118	326.40	6.54E-03	2.96E-04	7.12	6.35		2.00E-07
PCB 138	360.89	6.96E-04	4.30E-06	7.45	5.71		5.00E-07
PCB 153	360.90	2.74E-03	1.75E-04	7.44	5.87		5.00E-07
PCB 180	395.32	7.69E-04	4.96E-05	8.16	5.99		5.00E-07
DDT	354.50	6.48E-03	1.22E-05	6.91	5.58		5.00E-07

DDE	318.00	4.09E-02	4.29E-05	6.96	5.35		5.00E-07
DDD	320.05	6.23E-02	1.93E-05	6.22	5.18		5.00E-07
Aldrin	365.08	2.46E-02	2.33E-03	6.50	3.94		5.00E-07
Dieldrin	380.93	2.99E-01	2.94E-05	4.55	3.99		5.00E-07
Endrin	380.93	4.66E-01	1.25E-05	4.55	3.95		5.00E-07
a-HCH	290.81	1.63E+00	3.50E-02	3.72	3.33		5.00E-07
b-HCH	290.83	9.38E-01	1.98E-02	3.72	3.37		5.00E-07
g-HCH	290.81	5.81E+00	1.23E-03	3.72	2.99		5.00E-07
Chloordaan	410.00	1.40E-01	2.29E-03	5.80	4.60		5.00E-07
Heptachlorepoxyde	389.00	2.80E-01	4.10E-02	3.49	2.94		5.00E-07
Endosulfan	407.00	2.80E-01	7.49E-04	3.73	3.11		5.00E-07
Heptachlor	373.00	7.00E-02	3.97E-02	5.43	4.45		5.00E-07

Bijlage 2 Tabel CSOIL-parameters in het *IRA-sed* prototype

CAS	SNAAM	M ¹	S ²	Vp ³	logKow ⁴	logKoc ⁵	pKa ⁶	Dpe ⁷	Risklimit ⁸	BCFaard	BCFgroent	Kp ⁹	TCL ¹⁰
309002	Aldrin	365.08	0.0246	0.00233	6.5	3.94		5E-07	0.00006				0.00035
115297	alfa-endosulfaan	407	0.28	0.00075	3.73	3.11		5E-07	0.003				
319846	alfa-HCH	290.81	1.63	0.035	3.72	3.33		5E-07	0.001				0.00025
120127	Anthraceen	178.21	0.0713	0.00093	4.45	4.3		5E-07	0.04				
7440382	Arseen	74.9	3000						0.0007	0.0011	0.016	Van PEC- module	0.001
56553	Benzo(a)anthraceen	228.3	0.0116	2.1E-07	5.54	5.79		2E-07	0.00005				
50328	Benzo(a)pyreen	252.3	0.00084	1.3E-07	6.13	5.82		2E-07	5E-06				
191242	Benzo(ghi)peryleen	276.31	0.00019	5E-09	6.22	6.43		2E-07	0.03				
207089	Benzo(k)fluorantheen	252.31	0.00048	1.2E-08	6.11	6.24		2E-07	0.00005				
319857	beta-HCH	290.83	0.938	0.0198	3.72	3.37		5E-07	0.00002				
7440439	Cadmium	112.4	3000						0.00028	0.0777	0.294	Van PEC- module	
57749	Chlooraand	410	0.14	0.00229	5.8	4.6		5E-07	0.00025				
7440473	Chroom	52	3000						0.004	0.011	0.011	Van PEC- module	0.06
218019	Chryseen	228.27	0.00179	8.7E-08	5.81	5.72		2E-07	0.0005				
60571	Dieldrin	380.93	0.299	2.9E-05	4.55	3.99		5E-07	0.00006				0.00035
72208	Endrin	380.93	0.466	1.3E-05	4.55	3.95		5E-07	0.00016				0.0007
85018	Fenanthreen	178.21	0.85	0.0151	4.47	4.23		5E-07	0.04				
206440	Fluorantheen	202.36	0.201	0.0038	5.16	5.18		2E-07	0.0005				
58899	gamma-HCH (lindaan)	290.81	5.81	0.00123	3.72	2.99		5E-07	0.00004				0.00014
76448	Heptachloor	373	0.07	0.0397	5.43	4.45		5E-07	0.00005				
1024573	Heptachloorepoxide	389	0.28	0.041	3.49	2.94		5E-07	0.00005				
118741	Hexachloorbenzeen	284.8	0.0117	0.00061	5.73	4.06		1E-06	0.00016				0.00075
193395	Indeno(123cd)pyreen	276.31	0.00027	2.7E-09	6.87	6.02		2E-07	0.00005				
7440508	Koper	63.5	3000						0.11	0.1557	0.297	Van PEC- module	0.001
7439976	Kwik	200.6	3000						0.0019	0.1023	0.479	Van PEC- module	0.0002
7439921	Lood	207.2	3000						0.0016	0.0017	0.044	Van PEC- module	
91203	Naftaleen	128.19	31.8	6.83	3.3	2.98		5E-07	0.04				
7440020	Nikkel	58.7	3000						0.046	0.0145	0.056	Van PEC- module	0.00005

53190	o,p'-DDD	320.05	0.0623	1.9E-05	6.22	5.18		5E-07	0.0004				
3424826	o,p'-DDE	318	0.0409	4.3E-05	6.96	5.35		5E-07	0.0004				
789026	o,p'-DDT	354.5	0.00648	1.2E-05	6.91	5.58		5E-07	0.0004				
72548	p,p'-DDD	320.05	0.0623	1.9E-05	6.22	5.18		5E-07	0.0004				
72559	p,p'-DDE	318	0.0409	4.3E-05	6.96	5.35		5E-07	0.0004				
50293	p,p'-DDT	354.5	0.00648	1.2E-05	6.91	5.58		5E-07	0.0004				
3.8E+07	PCB101	326.4	0.0132	0.00927	6.85	5.53		2E-07	0.00001				0.0005
3.2E+07	PCB118	326.4	0.00654	0.0003	7.12	6.35		2E-07	0.00001				0.0005
3.5E+07	PCB138	360.89	0.0007	4.3E-06	7.45	5.71		5E-07	0.00001				0.0005
3.5E+07	PCB153	360.9	0.00274	0.00018	7.44	5.87		5E-07	0.00001				0.0005
3.5E+07	PCB180	395.32	0.00077	5E-05	8.16	5.99		5E-07	0.00001				0.0005
7012375	PCB28	257.54	0.121	0.016	5.62	4.61		2E-07	0.00001				0.0005
3.6E+07	PCB52	291.99	0.0265	0.00607	6.26	4.7		2E-07	0.00001				0.0005
87865	Pentachloorfenol	266.33	4.28	0.00853	5.12	3.2	4.85	2.2E-06	0.003				
7440666	Zink	65.4	3000						0.2	0.0311	0.359	Van PEC- module	

¹) Molmassa ²) Wateroplosbaarheid (mg/dm³) ³) Dampdruk zuivere stof ⁴) Octanol/water verdelingscoëfficiënt ⁵) OC gecorrigeerde verdelingscoëfficiënt ⁶) Dissociatieconstante ⁷) Permeatiecoëfficiënt PE waterleiding ⁸) MTR-AB of VR ⁹) Bodem/water partiticoëfficiënt ¹⁰) Toelaatbare concentratie lucht

Bijlage 3 Tabel met gebruikte risicogrenzen voor de beoordeling van humane risico's

Stof	Risicogrens (mg/kg lg/dag)	Type risicogrens	Opmerking
Arseen	7.00E-04	MTR-AB	
Cadmium	2.80E-04	MTR-AB	
Chroom(III)	4.00E-03	MTR-AB	
Koper	1.10E-01	MTR-AB	
Kwik	1.90E-03	MTR-AB	
Lood	1.60E-03	MTR-AB	
Nikkel	4.60E-02	MTR-AB	
Zink	2.00E-01	MTR-AB	
Naftaleen	4.00E-02	MTR	AB onbekend
Antraceen	4.00E-02	MTR	AB onbekend
Fenantreen	4.00E-02	MTR	AB onbekend
Fluoranteen	5.00E-04	VR	
Benzo(a)antraceen	5.00E-05	VR	
Chryseen	5.00E-04	VR	
Benzo(a)pyreen	5.00E-06	VR	
Benzo(k)fluoranteen	5.00E-05	VR	
Indeno, 1,2,3-cd pyreen	5.00E-05	VR	
Benzo(ghi)peryleen	3.00E-02	MTR	AB onbekend
Vinylchloride	6.00E-04		
Hexachloorbenzeen	1.60E-04	MTR	AB < 1% MTR
Pentachloorfenol	3.00E-03	MTR	AB < 1% MTR
PCB 28	1.00E-05	MTR	AB van PCB's is even hoog als het MTR. Alleen niet-dioxine achtige PCB's zijn beoordeeld
PCB 52	1.00E-05	MTR	
PCB 101	1.00E-05	MTR	
PCB 118	1.00E-05	MTR	
PCB 138	1.00E-05	MTR	
PCB 153	1.00E-05	MTR	
PCB 180	1.00E-05	MTR	
DDT	4.00E-04	MTR-AB	
DDE	4.00E-04	MTR-AB	
DDD	4.00E-04	MTR-AB	
Aldrin	6.00E-05	MTR-AB	
Dieldrin	6.00E-05	MTR-AB	
Endrin	1.60E-04	MTR-AB	
a-HCH	1.00E-03	MTR	AB voor HCH is sterk variabel.
b-HCH	2.00E-05	MTR	
g-HCH	4.00E-05	MTR	
Chloordaan	2.50E-04	50% MTR	De MTRs van deze stoffen zijn niet geëvalueerd. Voorlopig is uitgegaan van 50% AB
Heptachloorepoxide	5.00E-05	50% MTR	
Endosulfaan	3.00E-03	50% MTR	
Heptachloor	5.00E-05	50% MTR	

N.B. De Risico-indices zijn voor alle stoffen berekend op gebruikte risicogrenzen.

Bijlage 4 Databestanden en bewerkingen SSDs

Voor het programmeren van de functie CDFNorm wordt gebruik gemaakt van een sub-routine voor derde orde Taylor-reeks benadering waarmee de cumulatieve dichtheidsfunctie (CDF) van de normaal verdeling kan worden geschat . De programmacode voor CDFNorm functie in de programmeertaal Visual Basic is gegeven in Figuur 29.

```

Function CDFNorm(x As Double, sigma As Double)
  Dim Pi As Double, t As Double, PDFNorm As Double, mu As Double
  Pi = 3.14159265358979
  mu = 0
  PDFNorm = (1 / (sigma * Sqr(2 * Pi))) * Exp(-(x - mu) ^ 2 / (2 * sigma ^ 2))
  If x >= mu Then
    x = (x - mu) / sigma
    t = 1 / (1 + 0.33267 * x)
    CDFNorm = 1 - PDFNorm * (0.4361836 * t - 0.1201676 * t ^ 2 + 0.937298 * t ^ 3)
    * sigma
  Else
    x = (mu - x) / sigma
    t = 1 / (1 + 0.33267 * x)
    CDFNorm = PDFNorm * (0.4361836 * t - 0.1201676 * t ^ 2 + 0.937298 * t ^ 3) *
    sigma
  End If
End Function

```

Figuur 29. Programmeercode voor het fitten van een log-normaal model op toxiciteitsdata met behulp van MS-Excel.

In *IRA-sed* wordt deze functie als volgt aangeroepen:

$$msPAF_{TMoA} = CDFNorm \left(\log \left(\sum HU_{TMoA} \right), \text{Standaard StDev} \right)$$

Bijlage 5 Databestanden en bewerkingen SSDs

Bijlagentabel 1. Filenamen datadump RIVM e-ToxBase voor het afleiden van SSDs voor ecologische risicobeoordelingen. Deze bestanden zijn te vinden op bijbehorende CD-ROM onder directory: Bagger&Bodem\Toxicity ECO\Orgineel datadump e-ToxBase

File namen

e-toxBase export_1-10-04 DDT.xls
e-toxBase export_1-10-04 BaP.xls
e-toxBase export_1-10-04 BaA.xls
e-toxBase export_1-10-04 Chloordaan.xls
e-toxBase export_1-10-04 gHCH.xls
e-toxBase export_1-10-04 dieldrin.xls
e-toxBase export_1-10-04 dieldrin NOEC.xls
e-toxBase export_1-10-04 endrin.xls
e-toxBase export_1-10-04 DDD.xls
e-toxBase export_1-10-04 DDE.xls
e-toxBase export_1-10-04 heptachloor.xls
e-toxBase export_1-10-04 fenantreen.xls
e-toxBase export_1-10-04 hcbuta.xls
e-toxBase export_1-10-04 PCP.xls
e-toxBase export_1-10-04 naphta.xls
e-toxBase export_1-10-04 a-endosulfan.xls
e-toxBase export_1-10-04 HCB.xls
e-toxBase export_1-10-04 anthraceen.xls
e-toxBase export_1-10-04 BbF.xls
e-toxBase export_1-10-04 fluorantheen.xls
e-toxBase export_1-10-04 BkF.xls
e-toxBase export_1-10-04 chryseen.xls
e-toxBase export_1-10-04 telodrin.xls
e-toxBase export_1-10-04 aldrin.xls
e-toxBase export_1-10-04 aHCH.xls
e-toxBase export_1-10-04 bHCH.xls
e-toxBase export_1-10-04 dHCH.xls
e-toxBase export_1-10-04 isodrin.xls
e-toxBase export_1-10-04 oDDT.xls
e-toxBase export_1-10-04 heptachlepo.xls
e-toxBase export_1-10-04 aendosulfaat.xls
e-toxBase export_1-10-04 PCB28.xls
e-toxBase export_1-10-04 PCB118.xls
e-toxBase export_1-10-04 PCB153.xls
e-toxBase export_1-10-04 PCB138.xls
e-toxBase export_1-10-04 PCB52.xls
e-toxBase export_1-10-04 pcb101.xls
e-toxBase export_1-10-04 Pb.xls
e-toxBase export_4-10-04 Ni.xls
e-toxBase export_4-10-04 Cd.xls
e-toxBase export_4-10-04 Cr.xls
e-toxBase export_4-10-04 Cu.xls
e-toxBase export_4-10-04 Zn.xls
e-toxBase export_4-10-04 As.xls
e-toxBase export_4-10-04 Hg.xls
e-toxBase export_8-10-04 heptachloor.xls

De gegevens uit de spreadsheets van Bijlagentabel 2 zijn bij elkaar gebracht in het bestand: Bagger&Bodem\Toxicity ECO\Berekeningen SSD-gegevens\e-ToxBase export_1&4&8-10-04 all v3.xls. In dit 83 Mbyte grote Excel-XP bestand zijn alle benodigde selecties en berekeningen uitgevoerd.

Een beschrijving van de ecotoxiciteitsgegevens en de daarbij behorende tabbladen met bewerkingen en bronnen (Sheets) is weergegeven in Bijlagentabel 2. De geciteerde rapporten zijn ook op deze CD te vinden in directory: Bagger&Bodem\Toxicity ECO\Rapporten stoffeigenschappen RIVM\. De Tabel beschrijft een complexe set van databewerkingen, waarbij uit de ruwe set van geëxporteerde gegevens die gegevens worden afgeleid die relevant zijn voor het beoordeling van risico's zoals omschreven in de hoofdtekst van dit rapport.

Bijlagentabel 2. Beschrijving van sheets en bewerkingen in file e-ToxBase export_1&4&8-10-04 all v3.xls, van rechts naar links.

Sheet	Sheet-naam	Omschrijving data of data-analyse activiteit
1	Stoffen	De set van stoffen met Tox Mode of Action (TMOA) en de bijbehorende standaard SSD helling (bron: SSD-boek p 154)
2	CAS&Names	CAS#, stofnamen en TMOA gegevens uit file dat ten grondslag ligt aan analyse (zie Chapter 8 SSD-boek)
3	Standaard Slope	Standaard SSD helling (SSD-boek p 154)
4	Data all organic	Alle gegevens van de organische stoffen
5	Data all metal	Alle gegevens van de metalen
6	Soorten	Unificatiedata van soorten en watertypen
7	DataSW	Alle gegevens zout water (niet gebruikt)
8	DataFW	Alle gegevens zoet water (hiermee verder gerekend)
9	Test Time	Pivot table blootstellingsduur in dagen DataFW, voor selectie acute gegevens
10	DataFW (EC50-mgL-prpT-<10 ng)	Selectie DataFW, alleen EC50, alleen mg/l, alleen acute blootstellingsduur (zie Test Time) en alleen tox data >0.000010 mg/l (kleiner is testtechnisch gezien erg onwaarschijnlijk). Toegevoegde kolommen: CompTestSpec CompTestMaj A/C TestDur Dur Days 10logTox PercSpec RankSpec CountSpec PercMaj RankMaj CountMaj Berekeningen achtereenvolgens: <ul style="list-style-type: none"> • 10logTox: als "Prefix" = "=" dan 10log("MaxValue"), als "Prefix" = "<" dan 10log("MaxValue"/2), als "Prefix" = ">" dan 10log("MaxValue"*2), als "Prefix" = "Range" dan Average(10log("MaxValue"), 10log("MinValue")) • Sorteert oplopend: "CompTestSpec" en "10logTox" • RankSpec: Bereken volgnummer binnen "CompTestSpec" • CountSpec: VLOOKUP in sheet PivtabSpec • PercSpec: Bereken (RankSpec-0.5)/CountSpec • Arresteer alle resultaten: Paste Special Values! • Sorteert oplopend: "CompTestMaj" en "10logTox" • RankMaj: Bereken volgnummer binnen "CompTestMaj" • CountMaj: VLOOKUP in sheet PivtabMaj • PercMaj: Bereken (RankMaj-0.5)/CountMaj • Arresteer alle resultaten: Paste Special Values! • Kopieer hele sheet naar sheet "DataFW(10-90Srt 10-90Maj"
11	PivtabSpec	Count "CompTestSpec" tbv berekenen percentielen "PercSpec"
12	PivTabMaj	Count "CompTestMaj" tbv berekenen percentielen "PercMaj"
13	DataFW(10-90Srt	Delete achtereenvolgens alle records met 0%<="PercSpec"<10% en

	10-90Maj	90%<="PercSpec"<=100% Delete achtereenvolgens alle records met 0%<="PercMaj"<10% en 90%<="PercMaj"<=100%
14	PivtabSpec 10-90Srt 10-90Maj	PivTab van sheet DataFW(10-90Srt 10-90Maj) met: <ul style="list-style-type: none"> • Test type • Name • Taxon2 • Species name (Latin) en achtereenvolgens: <ul style="list-style-type: none"> • Count(10logTox) • Min(10logTox) • Max(10logTox) • Average(10logTox) • StDev(10logTox)
15	FinMaj	PivTab sheet PivtabSpec 10-90Srt 10-90Maj met: <ul style="list-style-type: none"> • Name • Taxon2 en achtereenvolgens uit sheet PivtabSpec 10-90Srt 10-90Maj: CountSpec = Count(Average(10logTox)) Average = Average(Average(10logTox)) StDev = StDev(Average(10logTox))
16	FinAll	Verder niet gebruikt PivTab sheet PivtabSpec 10-90Srt 10-90Maj met: <ul style="list-style-type: none"> • Name en achtereenvolgens uit sheet PivtabSpec 10-90Srt 10-90Maj: CountSpec = Count(Average(10logTox)) Average = Average(Average(10logTox)) StDev = StDev(Average(10logTox))
17	PAK	Wegens gebrek aan data voor PAKs e-ToxBase data van Fluorantheen (25 soorten) genomen en voor overige PAKs geschaald op QSAR toxiciteit uit Tabel 6.1, Rapport 679101 018 (De Zwart 2002)
18	Chart PAK QSAR vs Data	Check data sheet 20
19	PCB	Wegens gebrek aan data voor PCB e-ToxBase data van PCB101 (4 soorten) genomen en voor overige PCBs geschaald op Koc (Tabel 3.6, Rapport 711701 021) en Molgewicht (www.Chemfinder.com)
20	Olie	Wegens het geheel ontbreken van data voor olie is voor de gemiddelde chronische toxiciteit van olie over soorten uitgegaan van het geometrisch gemiddelde SRC voor water zonder particulier materiaal over alifatische en aromatische oliebestandelen. Bron Tabel 9, Kolom 6, Rapport 601501 021
21	FinAll (2004)	Geeft een overzicht van de SSD-gegevens als hiervoor afgeleid. Hierbij zijn de chronische gegevens afgeleid uit de acute door verschuiving van een factor 10 (lager), met behoud van dezelfde helling
22	Samenvatting SSD gegevens 2004	Samenvatting met weglating van onbelangrijke gegevens (Resultaat weergegeven in Tabel 8 van de hoofdtekst van dit rapport)
