



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Ecologische kwetsbaarheidsanalyse, en hoe verder?

Richting geven aan vervolgstappen

H.J. de Lange

T.P. Traas

J. Kros

J.H. Faber

Alterra-intern rapport



Ecologische kwetsbaarheidsanalyse, en hoe verder?

Dit onderzoek is gedaan in opdracht van het Ministerie van LNV, in het kader van het beleidsondersteunend onderzoek, cluster Ecologische Hoofdstructuur, thema Koepel (BO-02-001)

Ecologische kwetsbaarheidsanalyse, en hoe verder?

Richting geven aan vervolgstappen

H.J. de Lange (Alterra)

T.P. Traas (RIVM)

J. Kros (Alterra)

J.H. Faber (Alterra)

Alterra-intern rapport

Alterra, Wageningen, 2009

REFERAAT

H.J. de Lange, T.P. Traas, J. Kros & J.H. Faber, 2009. *Ecologische kwetsbaarheidsanalyse, en hoe verder? Richting geven aan vervolgstappen*. Wageningen, Alterra, Alterra-intern rapport. 38 blz.; 7 fig.; 1 tab.; 18 ref.

Natuurontwikkeling in Nederland vindt vaak plaats op voormalige landbouwgronden of in uiterwaarden langs de grote rivieren, met meestal een bepaalde mate van bodemverontreiniging. Om te bepalen of deze 'grauwsluier' van verontreiniging beperkingen oplegt aan de geplande natuurontwikkeling, is een ecologische risicoanalyse nodig van de doelsoorten die beoogd worden voor het nieuwe natuurgebied. Huidige methodieken zijn daar onvoldoende toe in staat. Een mogelijke oplossing is om de bestaande kwetsbaarheidsanalyse te koppelen aan andere methodieken die wel gebruik maken van bodemconcentratie. In deze studie zijn verschillende methodieken hiervoor onderzocht: PAF doelsoorten, Bonanza model, doorvergiftigingsrelaties Alterra, en Interspecies Correlation Estimates model. Uit dit onderzoek bleek dat de meeste kansen liggen voor het invullen van het aspect toxicologische gevoeligheid met het PAF doelsoorten model van RIVM. Voor het bepalen van risico door het koppelen van effect aan lokale bodemconcentratie zijn meerdere opties beschikbaar. Om er voor te zorgen dat de ontwikkelde kennis gebruikt gaat worden, is het gewenst dat in de vervolgstappen contact wordt gezocht met de toekomstige doelgroepen/gebruikers. Om dit onderzoek een vervolg te geven, ligt inbedding in het Beleidsondersteunend onderzoek van LNV voor de hand.

Trefwoorden: ecologische kwetsbaarheidsanalyse, PAF, doelsoort, Bonanza, ecologische risicobeoordeling, metalen

© 2009 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 480700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond en probleemstelling	11
1.2 Onderzoeksvraag haalbaarheidsstudie en aanpak	11
2 Beschrijving methodieken voor deze studie	13
2.1 Ecologische Kwetsbaarheidsanalyse	13
2.2 PAF doelsoorten	14
2.3 Ecotox module in BONANZA	15
2.4 Doorvergiftigingsmodellen Alterra	18
2.5 Interspecies Correlation Estimate (ICE) model	19
3 Uitkomsten haalbaarheidsstudie	21
3.1 Vergelijking kwetsbaarheidsanalyse en PAF doelsoorten	21
3.2 Vergelijking BONANZA en Kwetsbaarheidsanalyse	24
3.3 Effect en kwetsbaarheid	24
4 Haalbare vervolgtrajecten	27
4.1 Invoegen toxicologische gevoeligheid	27
4.2 Koppeling aan bodemconcentratie	28
4.3 Mogelijke vervolgtrajecten	29
Literatuur	31
Bijlage 1 Overlap soorten	33
Bijlage 2 Resultaten vogels PAF doelsoorten en kwetsbaarheidsanalyse	37

Woord vooraf

Dit rapport is opgesteld in opdracht van het Ministerie van LNV, in het kader van het beleidsondersteunend onderzoek, cluster Ecologische Hoofdstructuur, thema Koepel (BO-02-001). We bedanken Bas Volkers (Directie Natuur, LNV) voor de begeleiding en input vanuit LNV, en Nico van den Brink (Alterra) voor stimulerende discussies over de inhoud.

Samenvatting

Natuurontwikkeling in Nederland vindt vaak plaats op voormalige landbouwgronden of in uiterwaarden langs de grote rivieren, met meestal een bepaalde mate van bodemverontreiniging. Om te bepalen of deze ‘grauwsluier’ van verontreiniging beperkingen oplegt aan de geplande natuurontwikkeling, is een ecologische risicoanalyse nodig van de doelsoorten die beoogd worden voor het nieuwe natuurgebied. Gangbare methodieken zijn daar onvoldoende toe in staat, vanwege het ontbreken van gegevens over ecotoxicologische gevoeligheid van doelsoorten.

Van de meeste doelsoorten is wel ecologische kennis beschikbaar, bijv. over voedselkeuze, reproductie en dispersie. Deze kennis wordt gebruikt in de ecologische kwetsbaarheidsanalyse, die bij Alterra is ontwikkeld in aanvulling op bestaande methoden van ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Met ‘kwetsbaarheid’ wordt bedoeld de resultante van blootstelling aan een stof, gevoeligheid voor die stof, en herstelmogelijkheden van de populatie. De kwetsbaarheidsanalyse geeft een rangschikking van doelsoorten van niet kwetsbaar tot zeer kwetsbaar, maar geeft geen directe relatie met de bodemconcentratie. Het koppelen van ecologische kwetsbaarheid aan bodemconcentraties zou bij het plannen van natuurontwikkeling een bruikbaar hulpmiddel zijn om te bepalen welke soorten zich zouden kunnen vestigen bij een bepaalde bodemconcentratie.

Het inbrengen van effect bij bepaalde bodemconcentratie zou kunnen door de kwetsbaarheidsanalyse te koppelen aan andere methodieken die wel gebruik maken van bodemconcentratie. In deze studie zijn verschillende methodieken hiervoor onderzocht: PAF doelsoorten (RIVM), BONANZA (Alterra), doorvergiftigingsmodellen Alterra, en Interspecies Correlation Estimates (ICE) model (VS).

Het inbrengen van effect in de huidige kwetsbaarheidsanalyse kan in twee stappen:

- Het invullen van het aspect toxicologische gevoeligheid. Dit kan via de berekende PNEC vanuit het PAF doelsoorten model. Uitwerking hiervan kan op de korte termijn gebeuren. Dit past in het Beleidsondersteunend onderzoek van LNV.
- Het bepalen van risico door het koppelen van effect aan lokale bodemconcentratie. Hiervoor zijn meerdere opties beschikbaar. Het uitwerken van een risicoquotient op basis van totale dagelijkse inname/acceptabele dagelijkse inname kan op een termijn van 1 tot 2 jaar gebeuren. Dit past binnen het Beleidsondersteunend onderzoek. Het uitwerken van een risicoquotient op basis van interne concentraties en drempelwaarde heeft de beste theoretische onderbouwing, maar vergt meer kennisontwikkeling. Dit past meer in het Kennisbasis onderzoek van LNV.

Om er voor te zorgen dat de ontwikkelde kennis gebruikt gaat worden, is het gewenst dat in de vervolgstappen contact wordt gezocht met de toekomstige doelgroepen/gebruikers. Het moet duidelijk zijn aan welke kennis behoefte is, en welke vorm de kennis het beste wordt overgedragen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en probleemstelling

Natuurontwikkeling in Nederland vindt vaak plaats op voormalige landbouwgronden of in uiterwaarden langs de grote rivieren. Deze gebieden hebben meestal een bepaalde mate van bodemverontreiniging, vaak een mengsel van verontreinigingen. Legt deze 'grauwsluier' van verontreiniging beperkingen op aan de geplande natuurontwikkeling? Om deze vraag te beantwoorden is een ecologische risicoanalyse nodig van de doelsoorten die beoogd worden voor het nieuwe natuurgebied. Hiervoor is de toxicologische gevoeligheid van doelsoorten nodig, maar deze is van de meeste doelsoorten niet beschikbaar.

In aanvulling op bestaande methoden van ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging, is er bij Alterra een ecologische kwetsbaarheidsanalyse ontwikkeld (Faber et al., 2004; De Lange et al., 2006, 2007). Met 'kwetsbaarheid' wordt bedoeld de resultante van blootstelling aan een stressor, gevoeligheid voor die stressor, en herstelmogelijkheden van de populatie. Het omvat dus meer dan alleen de toxicologische gevoeligheid op individu-niveau waarop normstelling is gebaseerd. Van 144 soorten die van belang zijn voor het Nederlandse natuurbeleid (vnl. vogels en zoogdieren, en vnl. doelsoorten) is de ecologische kwetsbaarheid per soort berekend door de soorten te vergelijken op basis van ecologische kenmerken. Hieruit volgt een kwetsbaarheidscore per soort per type bodemverontreiniging, en daaruit een relatieve rangordening. De methode is ontwikkeld voor de modelstoffen cadmium, koper, zink, DDT, chlorpyrifos en ivermectine. In de methode ontbreekt de toxicologische gevoeligheid, omdat daarvoor geen data beschikbaar zijn. Daarom is er momenteel geen directe relatie te leggen tussen de bodemconcentratie en de kwetsbaarheid.

Uit eerder onderzoek naar bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodembodem (Van Wezel et al., 2003), kwam ook naar voren dat eisen voor de bescherming van specifieke soorten (sleutelsoorten, doelsoorten) niet uitgewerkt konden worden, vanwege het ontbreken van geschikte toxicologische data. Vanuit de praktijk van natuurontwikkeling bestaat wel de vraag in hoeverre verontreiniging de gewenste natuurontwikkeling belemmert. In het advies van de Technische commissie bodembescherming (TCB) aangaande de ecologische onderbouwing van bodemnormstelling wordt de kwetsbaarheidsanalyse als een nuttig instrument gezien die kan bijdragen aan een beter begrip van ecologische risico's (TCB, 2008).

1.2 Onderzoeksvraag haalbaarheidsstudie en aanpak

Wat nu nog ontbreekt, is de koppeling van de rangordening van meer of minder kwetsbare soorten aan actuele concentraties bodemverontreiniging. Met name de lange-termijn effecten op populatieniveau van de gewenste doelsoorten is dan

belangrijk. Welke soorten zijn kwetsbaar bij een bepaalde concentratie bodemverontreiniging? Dit is een vraag uit de praktijk die de methode goed toepasbaar zou maken voor praktijksituaties in natuurontwikkeling. Onderhavig onderzoek is uitgevoerd om mogelijkheden tot beantwoorden van deze vraag op een rijtje te zetten, en richting te geven aan een vruchtbaar vervolg. Dit onderzoek is een Helpdeskvraag vanuit het Beleidsondersteunend Onderzoek cluster Ecologische Hoofdstructuur.

De gevolgde aanpak is het beschrijven van verschillende bestaande methodieken die ingepast kunnen worden in de kwetsbaarheidsanalyse om het aspect effect beter uit te werken. De onderzochte methodieken zijn:

- PAF-doelsoorten model, bij het RIVM ontwikkeld (Luttik et al., 1997; Traas et al., 1998);
- BONANZA, bij Alterra ontwikkeld bodembeoordelingssysteem (Kros et al., 2001);
- doorvergiftigingsmodellen ontwikkeld bij Alterra (Van den Brink et al., 2007);
- Interspecies Correlation Estimates model, ontwikkeld bij de Environmental Protection Agency in de V.S. (Raimondo et al., 2007).

De mogelijke koppeling van de kwetsbaarheidsanalyse met BONANZA of PAF-doelsoorten is al genoemd in Faber et al. (2004). Deze methodieken worden in hoofdstuk 2 gedetailleerd beschreven. De haalbaarheid van deze verschillende mogelijkheden om het aspect effect in de kwetsbaarheidsanalyse te verwerken wordt in hoofdstuk 3 beschreven. Hoofdstuk 4 beschrijft de gewenste vervolgtrajecten.

De uitkomsten van deze studie kunnen richting geven en bijdragen aan de programmering van BO-onderzoek van LNV.

2 Beschrijving methodieken voor deze studie

Er is een aantal andere methodieken beschikbaar om de relatie tussen verontreinigde bodems en effecten op veldpopulaties fauna te beschrijven. Deze worden hieronder verder beschreven.

2.1 Ecologische Kwetsbaarheidsanalyse

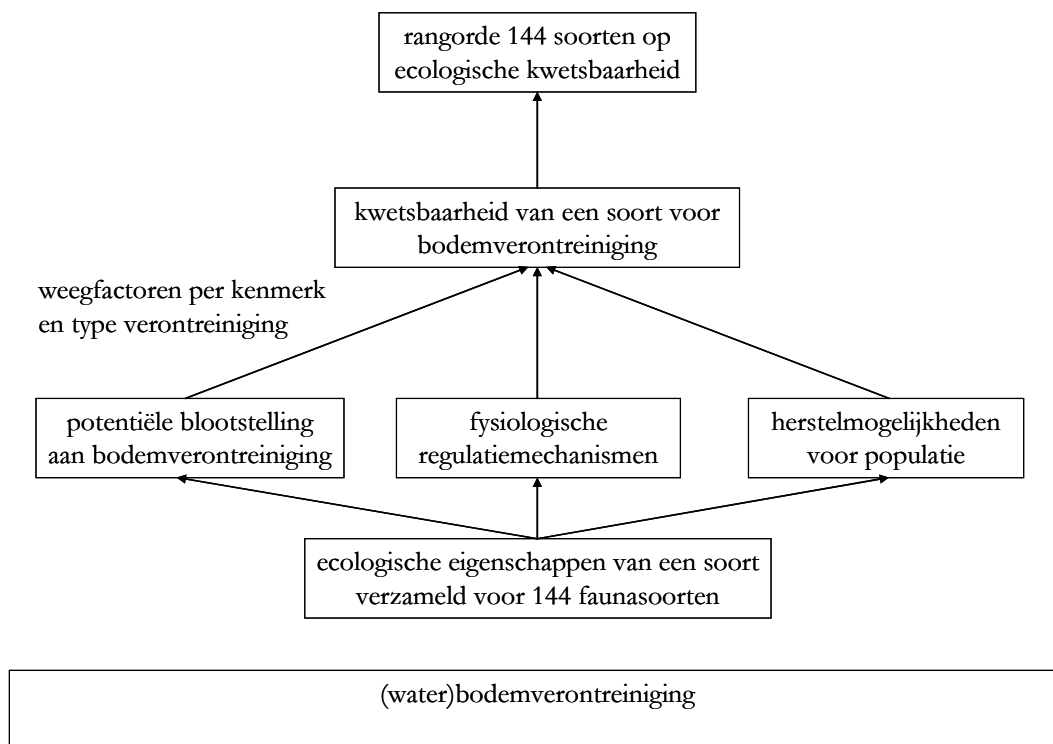
De ecologische kwetsbaarheidsanalyse is ontwikkeld bij Alterra (Faber et al., 2004; De Lange et al., 2006, 2007). De kwetsbaarheidsanalyse maakt gebruik van beschikbare ecologische kennis van diersoorten voor ecologische risicobeoordeling, en is ontwikkeld voor een zestal typen bodemverontreiniging: cadmium, koper, zink, DDT, chlorpyrifos en ivermectine. Van 144 soorten, voornamelijk vogels en zoogdieren en voornamelijk doelsoorten, zijn 19 ecologische kenmerken verzameld. Deze kenmerken dragen elk meer of minder bij aan de kwetsbaarheid van een soort voor verontreiniging. Welke kenmerken het meest bijdragen hangt ook af van het type verontreiniging. De bijdrage per kenmerk is voor 6 verschillende verontreinigingen geschat met een weegfactor (Figuur 1). Door de waarde per kenmerk te vermenigvuldigen met de weegfactor, wordt de kwetsbaarheidscore berekend, deze is geschaald van 0 (geheel niet kwetsbaar) tot 1 (uitermate kwetsbaar). Soorten kunnen per verontreiniging worden gerangschikt, of per soort kan de kwetsbaarheid voor de verschillende verontreinigingen worden vergeleken.

Sterke punten:

- De methode geeft informatie over de te verwachten effecten in het veld op populatieniveau, inclusief blootstelling en herstel.
- De methode maakt gebruik van (meestal) beschikbare ecologische kennis van soorten.
- Een brede soortenset, met meerdere groepen. Zowel gewerveld als ongewerveld, en water- en landsoorten. Nieuwe soorten kunnen eenvoudig worden toegevoegd.

Zwakke punten:

- De methode geeft een relatieve rangschikking, en geeft geen directe link met concentratie verontreiniging in bodem.



Figuur 1. Schematische weergave van stappen en elementen in de Ecologische Kwetsbaarheidsanalyse. De berekening is niet gekoppeld aan de bodemconcentratie verontreiniging. Per type bodemverontreiniging wordt de ecologische kwetsbaarheid berekend.

2.2 PAF doelsoorten

De PAF doelsoorten methodiek is ruim 10 jaar geleden ontwikkeld bij het RIVM (Luttik et al., 1997; Traas et al., 1998). PAF staat voor Potentieel Aangetaste Fractie, dat is de fractie van soorten die blootgesteld is boven de No Effect Concentratie. In de methode wordt voor 80 vogel- en zoogdierdoelsoorten uit de oude Bal lijst (Bal et al., 1995) de Predicted No Effect Concentration (PNEC) afgeleid. Deze wordt vergeleken met de Potential Environmental Concentration (PEC), en daarmee wordt de fractie bepaald van soorten waarvan de $PEC/PNEC > 1$ is (Figuur 2).

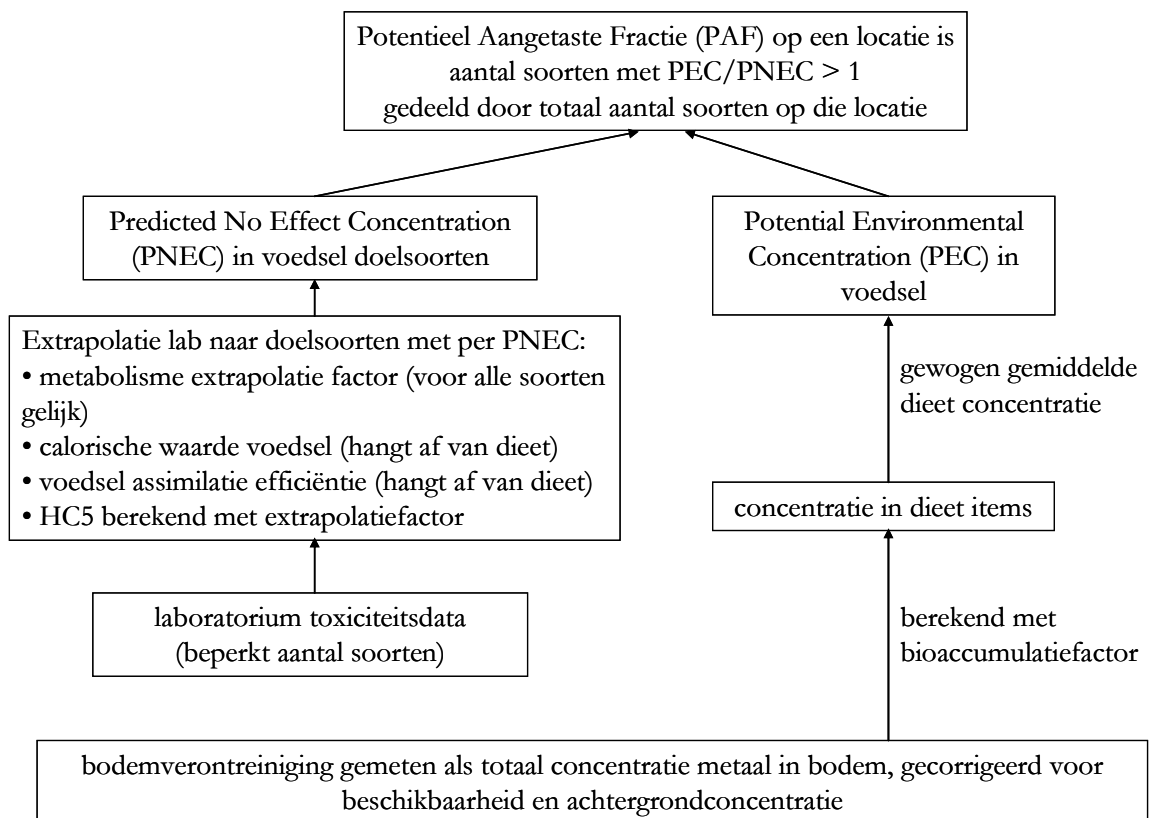
Toxicologische gegevens van zoogdieren en vogels zijn maar beperkt voorhanden, en van de meeste doelsoorten zijn geen toxicologische gegevens bekend. De methode gaat uit van de beschikbare toxicologische data voor vogels en zoogdieren, en extrapoleert de zo verkregen statistische gevoeligheidsverdeling naar doelsoorten met behulp van metabolisme extrapolatie factor, calorische waarde van het voedsel, en voedselassimilatie efficiëntie per diergroep.

Sterke punten:

- Voor 80 vogel- en zoogdiersoorten kan een PNEC berekend worden op basis van statistische extrapolatie. De berekening kan worden uitgebreid naar andere soorten, als van deze soorten de voedselvoorkeur bekend is.

Zwakke punten:

- De extrapolatie steunt op een beperkt aantal soorten. Verschillen in PNEC tussen doelsoorten worden bepaald door verschillen in calorische waarde van het voedsel en voedselassimilatie efficiëntie, de intrinsieke gevoeligheid wordt verondersteld goed beschreven te worden door de gevoeligheidsverdeling van de labsoorten.



Figuur 2. Schematische weergave van de berekening van PAF doelsoorten. Het linkerdeel geeft de berekening van de PNEC weer, deze is niet afhankelijk van de bodemconcentratie. Het rechterdeel geeft de berekening van de PEC weer, deze is wel afhankelijk van de bodemconcentratie.

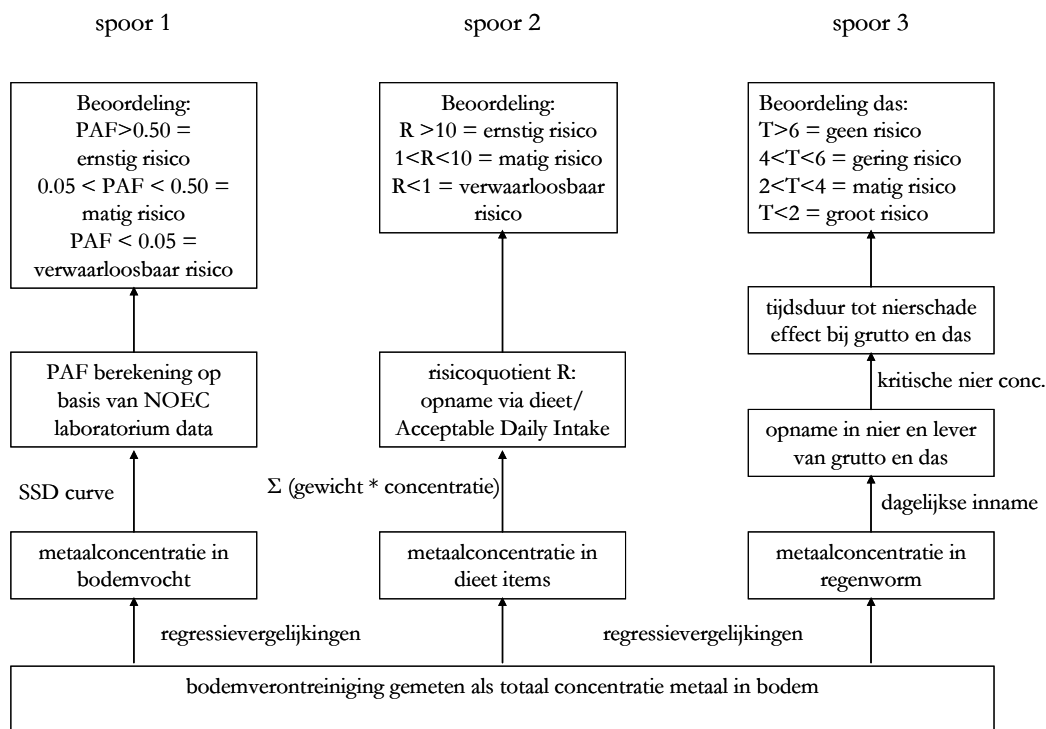
2.3 Ecotox module in BONANZA

BONANZA staat voor **BO**dembeoordelingssysteem voor **NA**tuurontwikkeling op met **Nutriënten** en **Z**ware metalen verontreinigde (voormalige) **A**grarische gebieden, en is ontwikkeld bij Alterra (Kros et al., 2001). BONANZA ondersteunt het vergelijken van de mogelijkheden voor natuurontwikkeling van verschillende terreinen en het evalueren van verschillende inrichtings- en beheersplannen voor één terrein. Het

systeem houdt daarbij ook rekening met aanwezige verontreinigingen en evalueert de gevolgen van inrichtingsmaatregelen. BONANZA omvat de ecologie, chemie en toxicologie, aspecten van de zogenaamde triade-benadering. Het systeem ondersteunt bij evaluatie van de randvoorwaarden voor de ontwikkeling van een ecosysteem en geeft een inschatting van de ecotoxicologische gevolgen van een bodemverontreiniging bij natuurontwikkeling in het landelijk gebied. BONANZA is voorzien van het verzuringsmodel SMART2, dat voor de berekening van de N-beschikbaarheid, de pH en Ca concentratie, als invoer generieke gegevens op landelijke schaal gebruikt. Voor de berekening van de systeemvreemde bodemcondities wordt de (vrije) metaalconcentratie (Cu, Zn, Pb, Cd) in het bodemvocht berekend middels transferfuncties (Römkens et al., 2004). Hierbij wordt gebruik gemaakt van het gemeten totaalgehalte, of berekend op basis van gehalten volgens de landelijke metalenkaart (Brus et al., 2002) en de berekende pH en Ca concentratie.

De ecotoxicologische risicoschatting is in BONANZA voor drie sporen uitgewerkt (Figuur 3) (Ma et al., 2005):

1. generieke statistische benadering m.b.v. PAF;
2. deterministische benadering doorvergiftiging op individu niveau;
3. effecten doorvergiftiging op populatie niveau.



Figuur 3. Schematische weergave van de stappen in de Ecotox module in Bonanza.

In BONANZA zijn PAF waarden opgenomen, gerelateerd aan de risico's in de bodem. Deze zijn voornamelijk gebaseerd op bodemeffecten voor bodemvertebraten, zie De Vries et al. (2007). Voor deze waarden is gekozen omdat deze het dichtst in de buurt komen bij effecten op het bodemleven. Dit in tegenstelling tot de PAF doelsoorten zoals beschreven in paragraaf 2.2, waar de PAF is doorgerekend voor soorten hoger in de voedselketen.

Met betrekking tot de doorvergiftiging op individuniveau worden risicoschattingen gemaakt voor diverse grote grote grazers zoals de koe, schotse hooglander en schaaap. Dit gebeurt middels de berekening van doorvergiftiging in voedselketens via bodemvocht, bodem, bodemfauna en vegetatie naar zoogdieren. De voedselkwaliteit (het metaalgehalte in de plant) wordt hierbij gerelateerd aan een combinatie van bodemeigenschappen en het metaalgehalte in de bodem (Römken et al., 2004).

De doorvergiftiging op populatieniveau is opgenomen voor twee wormeneters, de das en de grutto. Om inzicht te krijgen in de kans op effecten op de populatie wordt de tijdsduur voordat nierschade optreedt bepaald. Door deze tijdsduur tot nierschade af te wegen tegen de generatieduur van de onderzochte soort, wordt meer inzicht verkregen in de dynamiek en mogelijke schadelijke effecten van contaminanten op de soort. Het risico van de doelsoort wordt bepaald door de kans op directe en indirecte effecten te schatten tegen de achtergrond van de ecologie van de soort. Zo zal dit risico laag zijn als orgaanschade pas op een late leeftijd verwacht wordt. Omdat oude individuen vaak vrijwel geen bijdrage leveren aan de reproductie, is het effect op de populatieomvang gering. (Let op, bij ongewervelden is dit heel anders, die reproduceren hun hele leven). De gedachte gaat hierbij uit naar een classificatie 'goed', 'matig' en 'slecht'. Waarbij goed overeenkomt met nierschade op late (post-reproductieve) leeftijd, matig met schade gedurende de adulte fase en slecht voor de juveniele fase. Voor de toepassing van deze berekeningswijze voor de das en grutto wordt gebruikt van het populatie model uit Klok et al. (1998).

Sterke punten:

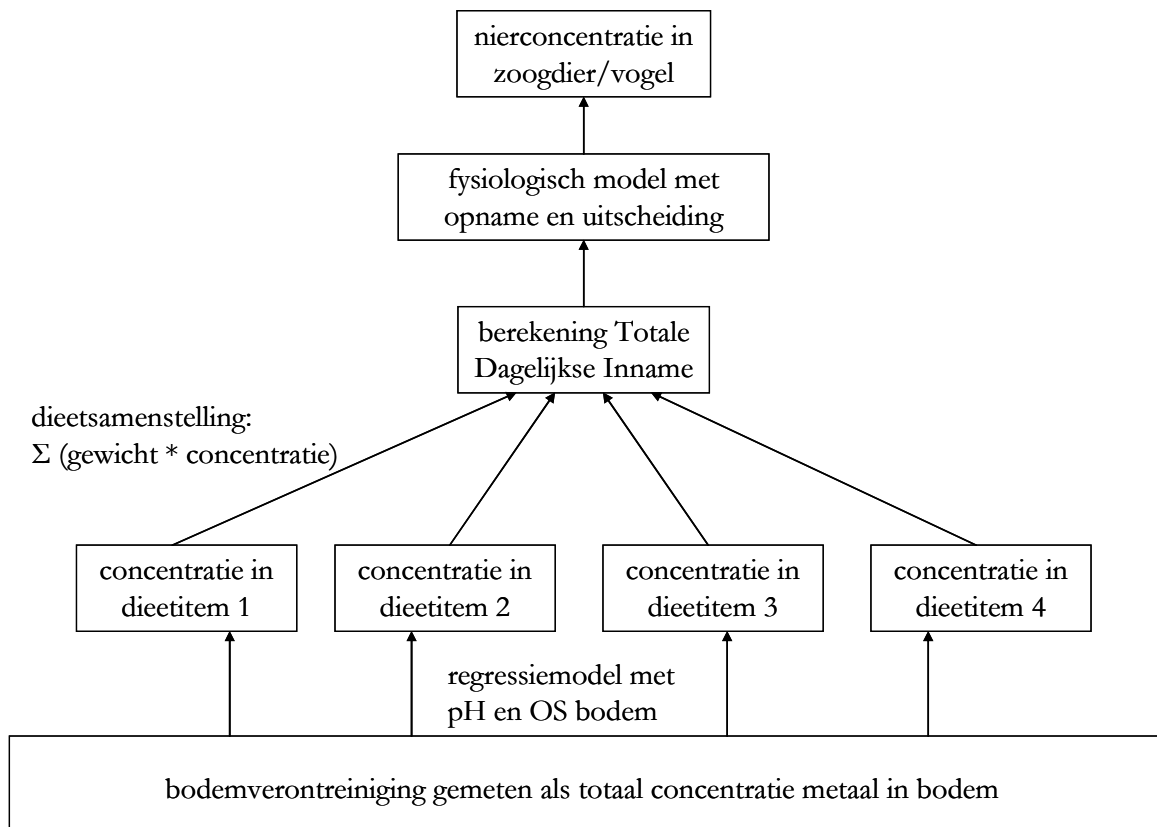
- Verschillende sporen, daarmee in potentie gebruik makend van verschillende relevante scenario's.
- Goede wetenschappelijke onderbouwing van de regressievergelijkingen waarmee metaalconcentraties in bodemvocht, regenworm en voedselbronnen wordt berekend.

Zwakke punten:

- In spoor 3 ontbreekt mogelijke uitscheiding, hiermee worden risico's hoger ingeschat.
- Doorvergiftiging is slechts voor een beperkt aantal soorten doorberekend: das, grutto, rund en schaaap.
- Het systeem is nog niet operationeel
- Integratie van de 3-sporen is niet aanwezig

2.4 Doorvergiftigingsmodellen Alterra

Bij Alterra zijn regressiemodellen ontwikkeld waarmee accumulatie van (bodem)verontreinigingen in het voedselweb berekend kan worden (Van den Brink et al., 2007) (figuur 4). De doorgifte van verontreinigingen van bodem naar wormen en planten wordt beschreven met regressiemodellen met stof- en soortspecifieke regressiecoëfficiënten. De bodemeigenschappen pH en organisch stofgehalte (OS) worden in de modellering meegenomen. De accumulatie van de verontreinigingen van dieet naar kleine zoogdieren wordt gemodelleerd op basis van de TDI (Totale Dagelijkse Inname). Dit is een berekening van de dagelijkse hoeveelheid die per dieetitem wordt gegeten, vermenigvuldigd met de concentratie in dat dieetitem. De optelsom van alle dieetitems bij elkaar geeft de TDI. Dit wordt omgerekend naar een interne concentratie via een fysiologisch model, met onder meer de opname-efficiëntie en excretiesnelheid van de verontreiniging. Hierin gaat het dus verder dan BONANZA. Voor metalen wordt omgerekend naar een interne concentratie in de nieren. De link met effect is op meerdere manieren ingebouwd, via drempelconcentraties (uit de literatuur), en berekend naar 'Acceptable Daily Intake'. De berekeningen zijn uitgevoerd voor de das, de spitsmuis, de bosmuis en de steenuil, en ten dele voor grote grazers.



Figuur 4. Schematische weergave van de stappen in doorvergiftigingsmodellen Alterra.

Sterke punten:

- Goede wetenschappelijke onderbouwing van de regressiemodellen.
- Ecologische kennis wordt goed benut.
- Met de regressiemodellen kan doorvergiftiging via meerdere routes in een voedselweb worden berekend.
- Veranderingen in dieetsamenstelling (bijv. afhankelijk van het seizoen) kunnen makkelijk worden verdisconteerd.

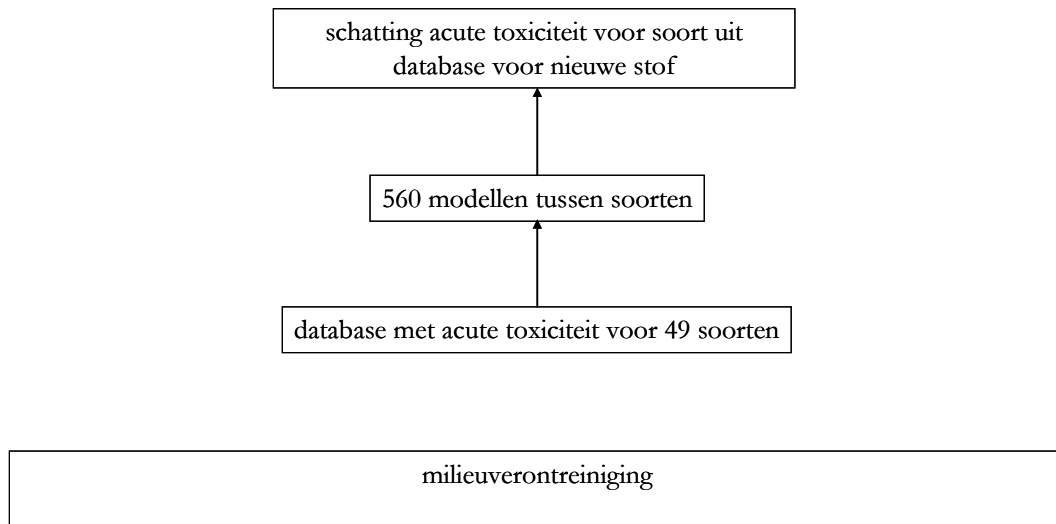
Zwakke punten:

- De berekeningen zijn maar voor een beperkt aantal soorten uitgewerkt.

2.5 Interspecies Correlation Estimate (ICE) model

ICE is een model ontwikkeld bij Environmental Protection Agency in de V.S. dat acute toxiciteitswaarden kan schatten (Raimondo et al., 2007). Het is gebaseerd op een database met LD50 voor terrestrische soorten en LC50 waarden voor aquatische soorten waarmee correlaties tussen soorten zijn berekend. Op basis van deze correlatievergelijkingen kan er van een nieuwe stof voor een soort uit de database waar nog geen LD50 voor bepaald is, een LD50 geschat worden vermits er voor deze soort een ICE-model beschikbaar is met een surrogaat soort waarvoor wel een LD50 bepaald is (figuur 5).

Voor aquatische organismen zijn er 1074 modellen met 105 soorten. Voor terrestrische soorten zijn er 560 modellen met 49 soorten. De aquatische database (LC50 waarden) is niet gekoppeld aan de terrestrische database (LD50 waarden).



Figuur 5. Schematische weergave van de stappen in het ICE model. Er is geen directe relatie met concentraties verontreiniging in het milieu (water of bodem).

Sterke punten:

- Op relatief eenvoudige wijze kan een LD50 berekend worden voor een soort aan de hand van de LD50 van een standaard testsoort (bijv. wilde eend of bruine rat). Dit zou betekenen dat nieuwe stoffen maar op een beperkt aantal standaardsoorten getest hoeven te worden.

Zwakke punten:

- Het is een statistisch model, waarbij er van uit wordt gegaan dat de soorten in de database altijd dezelfde rangorde in gevoeligheid hebben, onafhankelijk van het type en werkingsmechanisme van de stof.
- Er worden acute toxiciteitsgegevens gebruikt, terwijl chronische resultaten beter te extrapoleren zijn naar de veldsituatie.
- Soorten toevoegen is niet mogelijk zonder het opstellen van nieuwe correlatie vergelijkingen tussen die soort en al aanwezige soorten in de database. Hiervoor moet men beschikken over toxiciteitsdata van de toe te voegen soort. De huidige soortenlijst bestaat uit Noord-Amerikaanse soorten, met maar zeer beperkte dekking voor Nederland.

3 Uitkomsten haalbaarheidsstudie

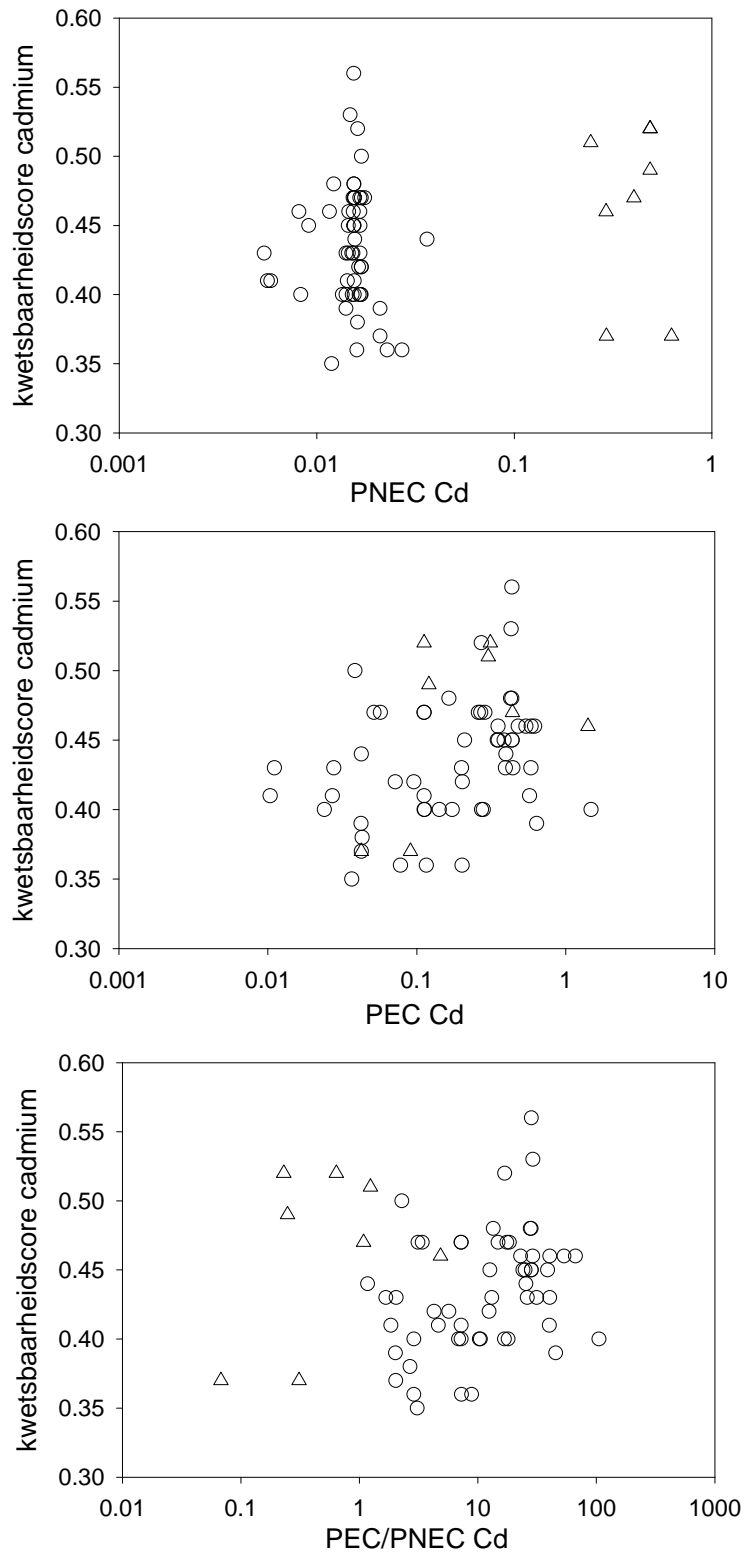
3.1 Vergelijking kwetsbaarheidsanalyse en PAF doelsoorten

Door het RIVM zijn de onderliggende spreadsheets van het PAF-doelsoorten model beschikbaar gesteld (Luttik et al., 1997; Traas et al., 1998). Tussen de soorten die beschikbaar zijn in de kwetsbaarheidsanalyse en de soorten die in de PAF-doelsoorten analyse zijn gebruikt, bestaat een overlap van 64 soorten (zie ook Bijlage 1). De uitkomsten van beide analyses is voor cadmium en koper naast elkaar gelegd. Dit is een zinvolle exercitie omdat beide analyses weergeven welke soorten het meeste risico lopen. Het inpassen van PAF doelsoorten in de kwetsbaarheidsanalyse is al genoemd in Faber et al. (2004) als mogelijke vervolgstap.

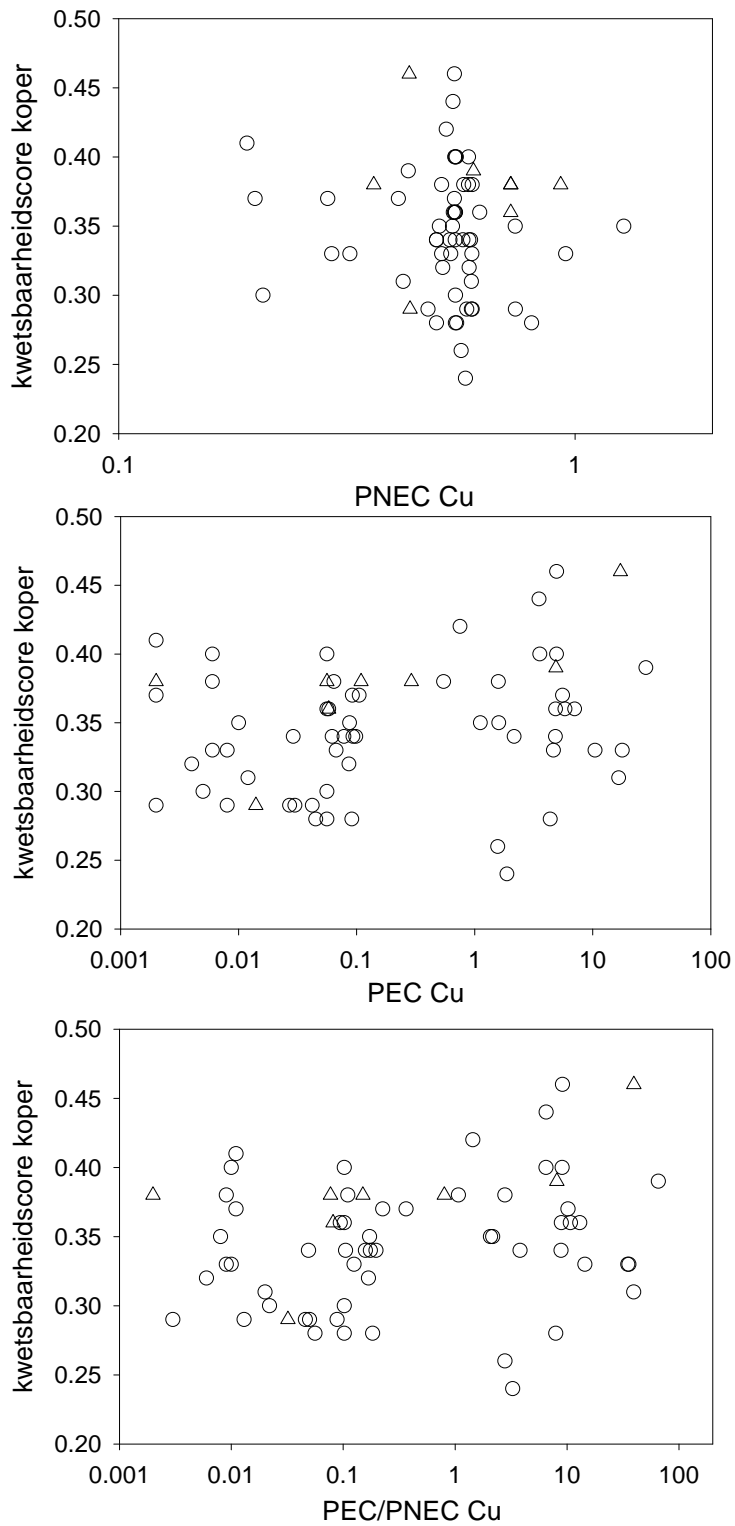
De uitkomsten van beide analyses zijn visueel weergegeven in figuur 6 voor cadmium, en figuur 7 voor koper. Deze figuren dienen slechts als illustratie, om in één oogopslag te zien of soorten die hoog scoren op de kwetsbaarheid, ook hoog scoren op gevoeligheid, blootstelling of risico. Ze suggereren niet een mogelijke regressie of oorzakelijk verband.

Figuur 6 geeft een vergelijk voor cadmium van de kwetsbaarheidsscore op de y-as, en de met het PAF-doelsoorten model berekende gevoeligheid (PNEC), blootstelling (PEC) en risico (PEC/PNEC) respectievelijk op de x-as. Uit het bovenste paneel van Figuur 6 blijkt dat de vogels (cirkels) een lagere gevoeligheid hebben dan zoogdieren (driehoeken). Dit kan komen doordat er voor vogels en zoogdieren een aparte set toxicologische gegevens is gebruikt. Tussen gevoeligheid en kwetsbaarheidsscore is geen duidelijk patroon. Het middelste paneel geeft de berekende blootstelling weer, vogels en zoogdieren liggen door elkaar heen. Soorten met een hogere kwetsbaarheidsscore hebben meestal ook een hogere blootstelling. Dit kan komen doordat dezelfde kennis is gebruikt voor het bepalen van voedselvoorkeur. Het onderste paneel geeft de risico ratio weer, een waarde >1 geeft weer dat deze soort risico loopt. De meeste zoogdiersoorten hebben een ratio <1 , de vogelsoorten hebben allemaal een ratio >1 . Er is geen duidelijke patroon tussen de ratio en de kwetsbaarheidsscore. Resultaten voor alleen vogels worden in Bijlage 2 weergegeven.

Figuur 7 geeft de resultaten van het vergelijk voor koper tussen kwetsbaarheidsscore en PAF doelsoorten resultaten. Er is geen systematisch verschil tussen zoogdieren en vogels, waarschijnlijk omdat dezelfde set toxicologische gegevens is gebruikt voor beide groepen. Tussen gevoeligheid en kwetsbaarheidsscore koper (bovenste paneel) is geen duidelijk patroon. Het middelste paneel geeft de berekende blootstelling weer. Net als bij cadmium lijkt er een licht positief patroon te zijn tussen blootstelling en kwetsbaarheidsscore. Het onderste paneel geeft de risico ratio weer, een waarde >1 geeft weer dat deze soort risico loopt. Een hogere kwetsbaarheidsscore voor koper lijkt meestal samen te gaan met een hogere risico ratio. In vergelijk met cadmium (figuur 6) zijn er meer soorten met een ratio <1 (dus laag risico). Resultaten voor alleen vogels worden in Bijlage 2 weergegeven.



Figuur 6. Uitkomst PAF doelsoorten voor cadmium op de x-as vergeleken met de uitkomst kwetsbaarheidsanalyse op de y-as. Cirkels zijn vogels en driehoeken zijn zoogdieren. Bovenste paneel gevoeligheid als Predicted No Effect Concentration, middelste paneel blootstelling als Predicted Effect Concentration, en onderste paneel de risico ratio PEC/PNEC. Let op: de x-as is logaritmisch weergegeven.



Figuur 7. Uitkomst PAF doelsoorten voor koper op de x-as vergeleken met de uitkomst kwetsbaarheidsanalyse op de y-as. Cirkels zijn vogels en driehoeken zijn zoogdieren. Bovenste paneel gevoeligheid als Predicted No Effect Concentration, middelste paneel blootstelling als Predicted Effect Concentration, en onderste paneel de risico ratio PEC/PNEC. Let op: de x-as is logaritmisch weergegeven.

3.2 Vergelijking BONANZA en Kwetsbaarheidsanalyse

Het beslissingsondersteunend systeem BONANZA omvat de gehele blootstellingsketen op ecosysteemniveau van belasting (zowel intern als extern) tot effecten op het bodemleven (de PAF methodiek via bodemvochtconcentraties) en de hogere fauna, zowel op individu niveau (grote grazers) als op populatie niveau (das en grutto). Door de expliciete modellering van deze gehele keten is het mogelijk om de effecten van ingrepen variërend van een verminderende externe belasting tot beheersmaatregelen zoals waterbeheer en afgraven te kwantificeren. Omdat de benodigde kennis slechts voor een beperkt aantal soorten bekend is, bevat Bonanza maar enkele soorten. Dit in tegenstelling tot de kwetsbaarheidsanalyse.

Door gebruik te maken van beschikbare ecologische kennis van soorten (uit literatuur en expert judgement) is de kwetsbaarheidsanalyse in staat om voor veel meer soorten dan BONANZA, de kwetsbaarheid vast te stellen. Daar staat echter tegenover dat er geen directe koppeling met bodemconcentratie te maken is, en dat daardoor effecten van beheers- en inrichtingsmaatregelen niet geëvalueerd kunnen worden. Verder is de kwetsbaarheidsanalyse nu (nog) niet te gebruiken voor normstelling. Doordat beide systemen zowel wat betreft doelstelling als wat betreft gebruikte soorten behoorlijk van elkaar verschillen, bestaat er eigenlijk nauwelijks overlap en zijn ze eerder als complementaire systemen te beschouwen.

De complementariteit ligt vooral in spoor 2 en spoor 3 van BONANZA, waar risicoratio's berekend worden voor een beperkt aantal soorten op individu niveau, en op populatie niveau. Deze sporen kunnen parallel aan de kwetsbaarheidsanalyse uitgevoerd worden, waarbij uitkomsten van de kwetsbaarheidsanalyse gebruikt kunnen worden om de juiste soorten voor spoor 3 te selecteren. Omgekeerd kunnen soorten die in spoor 2 en 3 als risico lopend worden beoordeeld (bij een bepaalde bodemconcentratie), in de rangordening van de kwetsbaarheidsanalyse aangemerkt worden. Dit wordt verder uitgewerkt in paragraaf 4.2.

3.3 Effect en kwetsbaarheid

Het is praktisch ondoenlijk om voor alle soorten en alle verontreinigingen toxicologische gegevens te verzamelen. Er bestaat dus een noodzaak om op andere manieren tot een risicobeoordeling te komen. Eén methode is om de specifieke eigenschappen van een chemische stof te gebruiken om de toxiciteit te voorspellen (Quantitative Structure Activity Relation, QSAR, Verhaar et al., 1992). Meer recent is er aandacht gekomen om de eigenschappen van een soort te gebruiken om het risico voor stoffen te beschrijven, bijvoorbeeld als toxicologische gevoeligheid (Baird & Van den Brink, 2007) en als kwetsbaarheid (De Lange et al., 2006). In september 2009 is er in Canada een specialistische SETAC workshop gehouden over het gebruik van soorteigenschappen in ecologische risico analyse (zie website <http://new.freshwaterlife.org/web/tera/home>).

Deze haalbaarheidsstudie heeft zich vooral gericht op het verkennen van mogelijkheden om het aspect effect beter uit te werken in de kwetsbaarheidsanalyse, zie tabel 1. Uit dit overzicht blijkt het volgende:

- *blootstelling* → dit zit als relatieve maat in de Kwetsbaarheidsanalyse. Dit kan ook worden berekend als dieetconcentratie (zoals PEC in PAF doelsoorten, Bonanza, Alterra doorvergiftigingsmodellen).
- *effect = toxicologische gevoeligheid* → het effect op individu. Dit is maar voor enkele vogels en zoogdieren bekend. Voor de overige soorten moet er een extrapolatie plaatsvinden. Dit kan met de PAF doelsoorten methodiek van RIVM (extrapolatie berekend als PNEC per soort). In BONANZA zit het als Acceptable Daily Intake, maar slechts voor een beperkt aantal soorten. De Alterra doorvergiftigingsmodellen berekenen interne blootstelling en regulatie, ook voor een beperkt aantal soorten.
- *herstel* → dit zit in de kwetsbaarheidsanalyse, maar niet in PAF doelsoorten, BONANZA, of doorvergiftigingsmodellen.

Tabel 1. Invulling van blootstelling, effect en herstel bij de beschreven methoden

Aspect kwetsbaarheid Methode	blootstelling	effect	herstel	risicomaat
Kwetsbaarheids-analyse	voedsel en habitat bijdrage bepaald via weegfactoren	niet bepaald	dispersie en reproductie bijdrage bepaald via weegfactoren	relatieve rangordening; geen directe koppeling met bodemconc.
PAF doelsoorten	berekend met bodemconc. en accumulatiefactoren naar conc. in voedsel	berekend als effect conc. in voedsel	niet bepaald	PEC/PNEC ratio; directe koppeling met bodemconc.
BONANZA	berekend met bodemconc. via regressie-vergelijkingen	1) PAF bodem 2) conc. in dieet 3) tijdsduur tot schade	niet bepaald	per spoor een risico; directe koppeling met bodemconc.
doorvergiftigings-modellen Alterra	berekend met bodemconc. via regressie-vergelijkingen naar conc. in voedsel	conc. in nier	niet bepaald	risico ratio met interne conc. directe koppeling met bodemconc.
ICE model	niet bepaald	extrapolatie tox. waarden naar andere soorten	niet bepaald	geen risico bepaling; geen directe koppeling met bodemconc.

De praktijk van natuurinrichting en –beheer op verontreinigde grond wil weten welke soorten een risico lopen bij een bepaalde bodemconcentratie. Dit vraagt om directe koppeling van kwetsbaarheid aan bodemconcentratie. Zoals de

kwetsbaarheidsanalyse nu is opgezet, met het gebruik van weegfactoren om de bijdrage van elke soorteigenschap aan totale kwetsbaarheid weer te geven, is het een relatieve methode.

Blootstelling is het minst goed begrepen en beschreven aspect. Doorvergiftiging van metalen is sterk afhankelijk van de bodemcondities (pH, organisch stof). Die bepalen de bioaccumulatie waarde. Verschillen in bodemcondities kunnen daardoor de blootstelling sterk beïnvloeden.

De risicoanalyse van bijvoorbeeld organische toxicanten voor toppredatoren kan op twee manieren plaatsvinden (Leonards et al., 2008):

- Op basis van voedselvoorkeuren en concentraties in het voedsel, vergeleken met toxiciteitsgegevens. Deze manier is gebruikt in spoor 2 van Bonanza en PAF-doelsoorten.
- Op basis van interne concentraties in lichaam of organen, vergeleken met interne effect-concentraties (drempelwaarden). Deze manier wordt gebruikt in de Alterra doorvergiftigingsmodellen, en in spoor 3 van Bonanza.

De methode op basis van interne concentraties verdient de voorkeur indien er betrouwbare (chronische) drempelwaardes bestaan voor interne effect concentraties, wat op dit moment voor de meeste metalen nog problematisch is. Helaas wordt dit verder belemmerd doordat er onvoldoende toxicologische gegevens zijn van de toppredator soorten. Verder zijn de standaard toxiciteitstesten gebaseerd op externe dosis, en geven zelden informatie over interne concentraties.

4 Haalbare vervolgtrajecten

Het concept van kwetsbaarheid is een veelzijdig concept om risico's voor populaties in het veld te beoordelen, omdat de aspecten blootstelling, effect en populatie herstel erin betrokken zijn. In andere methoden voor risicobeoordeling wordt voor het bepalen van risico alleen de veldconcentratie (gemeten of berekend) vergeleken met de effectconcentratie (concentratie waarbij effect op individu-niveau optreedt). Aspecten die de blootstelling beïnvloeden worden soms meegenomen, meestal als doorvergiftiging via het voedsel. Aspecten die herstel bepalen worden niet meegenomen. Als herstel wordt opgenomen in risicobeoordeling, moet het wel duidelijk zijn welke maat voor herstel gehanteerd wordt, en of dit op wetenschappelijke of normatieve gronden bepaald is.

De huidige kwetsbaarheidsanalyse heeft het aspect effect nu niet uitgewerkt. Om dit aspect te kunnen uitwerken, op korte termijn en met bestaande middelen, zijn twee stappen nodig.

1. Het invullen van het aspect toxicologische gevoeligheid. De meest haalbare optie is om dit te doen via de berekende PNEC vanuit het PAF doelsoorten model van RIVM, dit is beschikbaar voor vogels en zoogdieren.
2. Het bepalen van risico door het koppelen van effect aan lokale bodemconcentratie. Hiervoor zijn meerdere opties beschikbaar.

4.1 Invoegen toxicologische gevoeligheid

De gegevens vanuit het PAF doelsoorten model zijn goed in te passen in de kwetsbaarheidsanalyse. De set PAF doelsoorten komt redelijk overeen met de set uit de kwetsbaarheidsanalyse (zie bijlage 1), de overlap is 64 soorten. Aanvulling van soorten kan in meerdere stappen:

- De vogels en zoogdieren die wel in de kwetsbaarheidsanalyse voorkomen en niet in het PAF doelsoorten model, kunnen relatief eenvoudig toegevoegd worden door informatie over de samenstelling van het dieet te verzamelen. Daarmee kan de PNEC berekend worden volgens de bestaande methodiek.
- Voor de overige soortgroepen (vissen, amfibieën, reptielen, vlinders en libellen) kan de methodiek ook toegepast worden, al moet er dan behalve dieet-samenstelling, ook assimilatie efficiëntie uitgezocht worden. Het is de verwachting dat dit geen grote problemen met zich meebrengt.
- Voor alle soortgroepen is het belangrijk dat de beschikbare toxicologische gegevens up to date zijn. Voor vissen zijn toxicologische data redelijk goed beschikbaar. Voor vogels en zoogdieren is dit beperkter. Voor de overige soortgroepen, amfibieën, reptielen, vlinders en libellen zijn er weinig tot geen toxicologische data beschikbaar. Als toxicologische gegevens ontbreken, kan er geen PNEC berekend worden.

- Voor vissen loopt de blootstelling behalve via voedsel ook via de huid (kieuwen), en is dus de waterconcentratie relevant. Toxicologische data worden gegeven in concentratie per liter, en niet in concentratie per kg voedsel.

De berekende PNEC kan dan toegevoegd worden in de kwetsbaarheidsanalyse, en er een nieuwe meeromvattende kwetsbaarheidscore uitkomt. Dit geeft opnieuw een relatieve rangordening van soorten op basis van kwetsbaarheid, nu inclusief effect. Als het alleen om blootstelling via het voedsel gaat (zoals nu voor vogels en zoogdieren, en haalbaar voor reptielen, amfibieën, en vlinders), dan kan de berekende PNEC gebruikt worden als variabele. Als er vergeleken moet worden over meerdere blootstellingsroutes (via water voor aquatische soorten, via voedsel voor terrestrische soorten), waarbij de PNEC in verschillende eenheden wordt uitgedrukt (g/l voor water, g/kilogram voedsel voor voedsel), dan kan dat alleen als de PNEC wordt omgezet in categorieën.

Het invoegen van de PNEC is relatief eenvoudig en snel uit te voeren. Het is daarmee een nuttige aanvulling, terwijl het brede ecologische karakter van de kwetsbaarheidsanalyse wordt behouden, met name de omvang van de dataset (>100 soorten over meerdere groepen) en het relatieve karakter van de rangordening van soorten.

4.2 Koppeling aan bodemconcentratie

De praktijkvraag die vaak wordt gesteld is ‘welke (natuurdoel)soorten komen voor bij een bepaalde concentratie van een stof in het milieu?’ Om deze vraag te beantwoorden is een directe koppeling nodig tussen effect op een soort en concentratie in het milieu. In principe zijn hier meerdere methoden voor beschikbaar, die allen uitgaan van een vergelijk tussen blootstelling en effect. Deze worden hieronder beschreven.

- ***PEC/PNEC risicoquotiënt***

Dit is in de PAF doelsoorten methode beschikbaar voor een grote set soorten. Berekening van PEC en PNEC gaat in principe uit van vaste dieetsamenstelling. Dieetsamenstelling kan ook gevarieerd worden, waarmee seizoensvariatie in voedselvoorkeur nagebootst kan worden. Berekening van doorvergiftiging vanuit bodem naar voedsel kan verbeterd worden door huidige regressiemodellen in te passen.

- ***Totale dagelijkse inname/acceptabele dagelijkse inname risicoquotiënt***

Dit is in Bonanza beschikbaar voor grote grazers, het is moeilijk uit te breiden naar wildlife soorten. In het RIVM rapport naar Bodemgebruikswaarden (Van Wezel et al., 2003) wordt ook deze benadering gevolgd.

- ***Interne concentratie/drempelwaarde concentratie risicoquotiënt***

Deze aanpak heeft de wetenschappelijke voorkeur. Helaas wordt dit belemmerd doordat er onvoldoende toxicologische informatie is van de toppredator soorten.

Verder zijn de standaard toxiciteitstesten gebaseerd op dosis, en geven zelden informatie over interne concentraties. In de Alterra doorvergiftigingsmodellen wordt voor een aantal soorten een interne concentratie berekend, die vergeleken wordt met een drempelwaarde uit de literatuur.

Het koppelen van effect aan concentratie is een eerste stap in het beantwoorden van de praktijkvraag. Of deze volledig beantwoord kan worden, vraagt in de meeste situaties een aanvullend oordeel. Men moet zich wel realiseren dat de hier genoemde risicoquotiënten een vergelijk geven tussen blootstelling via voedsel, en optreden van effect. Aspecten die blootstelling beïnvloeden, zoals habitatkeuze, zijn hierin niet betrokken. Mogelijkheden tot populatieherstel worden geheel buiten beschouwing gelaten. Niet alle aspecten van kwetsbaarheid worden dus in een risicoquotiënt gebruikt.

Deze risicobeoordeling kan als parallelle stap worden uitgevoerd, waarmee de soorten een ‘vlaggetje’ krijgen wanneer ze risico lopen. Evenzo kan uit de rangordening die volgt wanneer de toxicologische gevoeligheid wordt ingebouwd, een keuze komen welke soorten het meest in aanmerking komen voor aanvullende uitwerking. Bijvoorbeeld voor het verder uitbreiden van doorvergiftigingsmodellen.

4.3 Mogelijke vervolgtrajecten

Deze studie had als doel om mogelijke vervolgtrajecten voor de kwetsbaarheidsanalyse te identificeren. Uit deze studie komt naar voren dat het goed mogelijk is om toxicologische gevoeligheid in te voegen in de kwetsbaarheidsanalyse. Het berekenen van een risicoquotiënt zou voor een beperkt aantal soorten toegevoegd kunnen worden. Hiervoor moeten de volgende vervolgstappen gezet worden:

Inhoudelijke uitvoering

- Het invoegen van de toxicologische gevoeligheid in de kwetsbaarheidsanalyse, door middel van de PNEC (gevoeligheid) berekening per doelsoort (met behulp van gegevens RIVM; Luttik et al., 1997; Traas et al., 1998). Dit maakt de kwetsbaarheidsanalyse beter compleet. De schatting van PNEC kan verbeterd worden door toxicologische data up to date te maken.
- Hieruit volgt een nieuwe rangordening met gevoeligheid erin opgenomen. Deze rangordening kan de keuze ondersteunen welke soorten het meest in aanmerking komen voor aanvullende uitwerking naar risicoquotiënt.
- Het koppelen van de relatieve rangordening aan een risicoquotiënt kan op verschillende manieren. Het gebruik van de PEC/PNEC risicoquotiënt heeft als voordeel dat het een vergelijkbaar aantal soorten omvat als in de kwetsbaarheidsanalyse. Het is wel aan te bevelen om de PEC berekening bij te werken met behulp van de doorvergiftigingsmodellen zoals die bij Alterra beschikbaar zijn.
- De beide andere risicoquotiënten, totale dagelijkse inname/acceptabele dagelijkse inname en interne concentratie/drempelwaarde concentratie, zijn voor een

beperkt aantal soorten uitgewerkt. De interne concentratie/drempelwaarde heeft de beste wetenschappelijk onderbouwing.

- Beide beoordelingen, relatieve rangordening kwetsbaarheid en risicoquotiënt, kunnen parallel uitgevoerd worden. De soorten waarvoor het risico berekend is kunnen gebruikt worden als ijkpunten voor de relatieve rangordening aan actueel risico. Bijvoorbeeld met een gekleurd vlaggetje in de rangordening (bijv. rood = risico, groen = geen risico). Dit is een snelle en eenvoudige screening om prioriteit te bepalen.
- Momenteel zijn de meeste gegevens beschikbaar voor metalen, voor DDT zijn minder data beschikbaar. Modelleren voor overige organische verontreinigingen of nieuw toe te voegen verontreinigingen is nog veel werk.
- Met deze stappen kan een betere inschatting verkregen worden voor een locatie met bepaalde verontreiniging welke doelsoorten een groot risico lopen, welke een laag risico, en welke geen. Oftewel, dit vormt dan een locatiespecifiek toepasbaar kennissysteem voor inrichting en beheer van natuur op verontreinigde bodem.
- Dit kennissysteem zou bijvoorbeeld beschikbaar kunnen zijn via een Alterra website applicatie.
- Toepassing van de kwetsbaarheidsanalyse wordt ook onderschreven door de Technische commissie bodembescherming (TCB) aangaande de ecologische onderbouwing van bodemnormstelling (TCB, 2008).

Communicatie en draagvlak

Om er voor te zorgen dat dit kennissysteem gebruikt gaat worden, is het gewenst (noodzakelijk) dat in de vervolgstappen contact wordt gezocht met de toekomstige doelgroepen/gebruikers. Het moet duidelijk zijn aan welke kennis behoefte is, en welke vorm (rapport, website, of 1-op-1 advies) de kennis het beste wordt overgedragen. Om in vervolgprojecten de potentiële eindgebruikers erbij te betrekken zijn meerdere netwerken beschikbaar:

- Overleg binnen BO-klankbordgroep Verontreinigingen in natuurgebieden
- Contact zoeken met Beheerdersnetwerken (project Doelgericht Natuurbeheer in opdracht van LNV).
- Contact zoeken met OBN kennisnetwerk. Binnen OBN zijn Deskundigen Teams (DT) werkzaam, deze zijn vooral op ecosysteem/landschapstype ingedeeld. Per DT zal het probleem van bodemverontreiniging meer of minder aanwezig zijn.
- Contact zoeken met Kenniskring Milieu van DLG.

Tijdsplan

- Het invoegen van de toxicologische gevoeligheid in de kwetsbaarheidsanalyse kan op de korte termijn (binnen een jaar) gebeuren. Dit past binnen het kader van Beleidsondersteunend onderzoek van LNV
- Het uitwerken van een risicoquotiënt op basis van totale dagelijkse inname/acceptabele dagelijkse inname kan op een termijn van 1 tot 2 jaar gebeuren. Dit past binnen het kader van Beleidsondersteunend onderzoek.
- Het uitwerken van een risicoquotiënt op basis van interne concentraties en drempelwaarde heeft de beste theoretische onderbouwing, en de wetenschappelijke voorkeur, maar vergt meer kennisontwikkeling. Dit past meer in het Kennisbasis onderzoek van LNV.

Literatuur

Baird, D.J., & P.J. van den Brink, 2007. Using biological traits to predict species sensitivity to toxic substances. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67: 296-301.

Brus, D.J., J.J. de Gruijter, D.J. Walvoort, F. de Vries, P.F.A.M. Römken, & W. de Vries, 2002. Landelijke kaarten van de kans op overschrijding van kritieke zwaremetaalgehalten in de bodem van Nederland. *Alterra-rapport 124*.

De Lange, H.J., J.J.C. Van der Pol, J. Lahr, & J.H. Faber, 2006. Ecological vulnerability in wildlife. A conceptual approach to assess impact of environmental stressors. *Alterra-rapport 1305*.

De Lange, H.J., J.J.C. Van der Pol, & J.H. Faber, 2007. Ecological vulnerability analysis of food chains and ecotopes. *Alterra-rapport 1565*.

De Vries, W., P.F.A.M. Römken, R.P.J.J. Rietra, L. Bonten, W.C. Ma & J. Faber, 2007. De invloed van bodemeigenschappen op kritische concentraties voor zware metalen en organische microverontreinigingen in de bodem. Wageningen. *Alterra rapport 817 (in press)*.

Faber, J.H., J.J.C. Van der Pol, T.C. Klok, P.F.A.M. Römken, J. Lahr, Y. Wessels, M.A. Van de Leemkule, K. Spaan, H.R.G. De Ruiter, & J.H. De Jong, 2004. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems; Van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend systeem (een pilot studie). *Alterra-rapport 906*.

Klok, C., A.M. de Roos, S. Broekhuizen & R.C. van Apeldoorn, 1998. Effecten van zware metalen op de Das. Interactie tussen versnippering en vergiftiging. *Landschap* 15 (2), 77-86.

Kros, J., S.C. Bos, P. Domburg, J.H. Faber, J.E. Groenenberg, C. Klok, W.C. Ma, W.G.H. Ogg, H.R.G. de Ruiter, W. de Vries, J.G. Wesseling, 2001. Ontwikkeling van een bodembeoordelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde gebieden. Beslissingsondersteunend systeem bodembeoordeling. *SKB-rapport SV-004*.

Leonards, P.E.G., B. Van Hattum, & H.A. Leslie, 2008. Assessing the risks of Persistent Organic Pollutants to top predators: A review of approaches. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4: 386-398.

Luttik, R., T.P. Traas, & H. Mensink, 1997. Mapping the potentially affected fraction of avian and mammalian target species in the National Ecological Network. *RIVM rapport 607504002*.

- Ma, W.C., T.C. Klok, J. Kros & W. de Vries, 2005. ECOTOX, een DSS-module voor de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreiniging in natuurterreinen. Wageningen, Alterra. Alterra rapport 1239.
- Raimondo, S., D.N. Vivian, and M.G. Barron, 2007. Web-based Interspecies Correlation Estimation (Web-ICE) for Acute Toxicity: User Manual. Version 1.1. EPA/600/R-07/071. Gulf Breeze, FL.
- Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten, W. de Vries & J. Bril, 2004. Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions. Wageningen, Alterra. Alterra rapport 305.
- TCB, 2008. Rapport achtergrond en perspectief van een aantal benaderingen voor ecologische bodemnormstelling. J. Tuinstra & M. ten Hove (red.). Den Haag, TCB, TCB-rapport R19.
- Traas, T.P., R. Luttik, & R. Posthumus, 1998. The potentially affected fraction for target species: Additional data and calculations. RIVM rapport 607504005.
- Van den Brink, N.W., L. Bonten, P. Römkens, & J.J.P. van der Pol, 2007. De invloed van veranderingen in bodemeigenschappen op de blootstelling van hogere organismen aan verontreinigingen. Effecten van inrichting, beheer en veranderend landgebruik. Alterra rapport 1556.
- Van Wezel, A.P., W. De Vries, M. Beek, P.F.M. Otte, J.P.A. Lijzen, M. Mesman, P.L.A. Van Vlaardingen, J. Tuinstra, M. Van Elswijk, P.F.A.M. Römkens, & L. Bonten, 2003. Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodem. Technisch wetenschappelijke afleiding van getalswaarden. RIVM rapport 711701031.
- Verhaar, H.J.M., C.J. van Leeuwen, & J.L.M. Hermens, 1992. Classifying environmental pollutants. 1: Structure-activity relationships for prediction of aquatic toxicity. *Chemosphere* 25: 471-491.

Bijlage 1 Overlap soorten

Overzicht van de vogel- en zoogdiersoorten die in de databases van kwetsbaarheidsanalyse en PAF doelsoorten zijn ondergebracht. Weergegeven in de kolommen zijn de berekende kwetsbaarheidscore, en de berekende PNEC, PEC en PEC/PNEC voor cadmium.

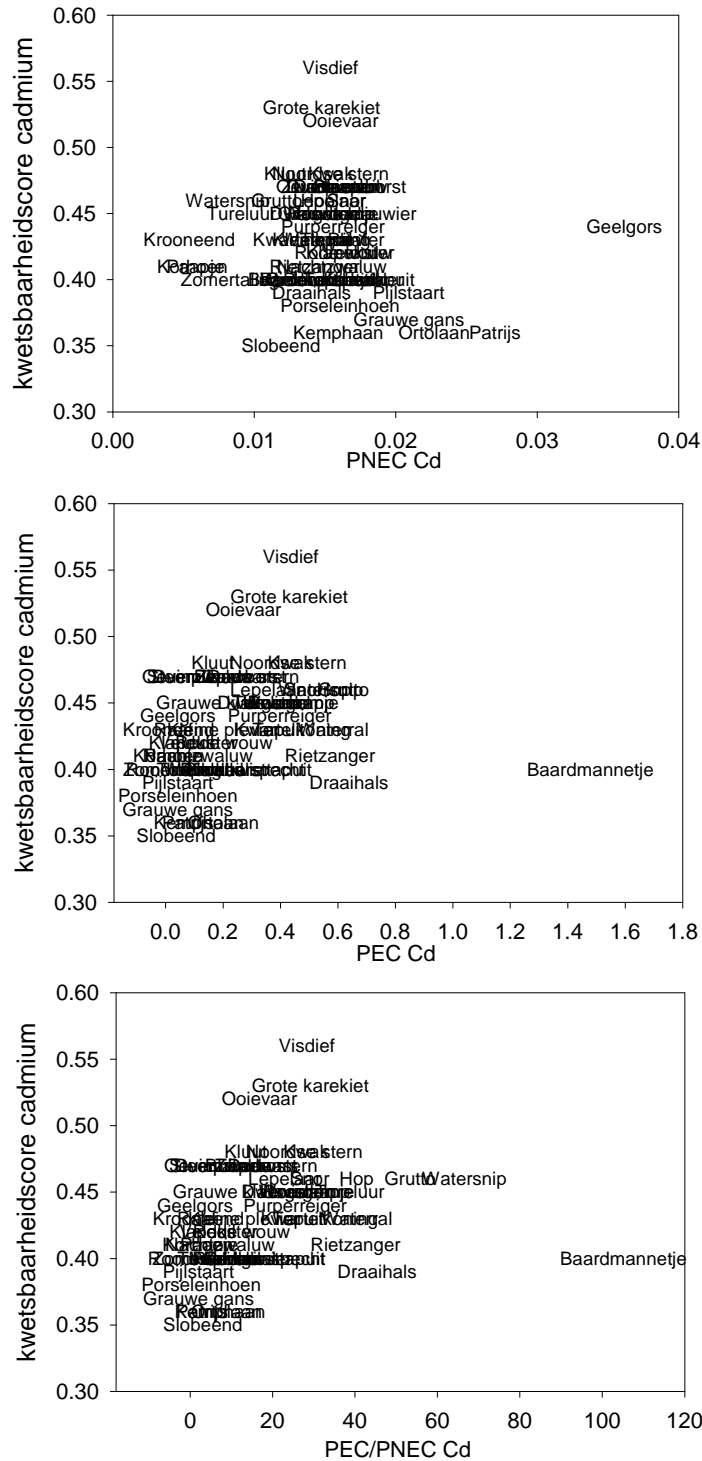
De laatste kolom geeft aan welke soorten gebruikt zijn in A = Alterra doorvergiftigingsmodellen (Van den Brink et al., 2007); B = Bonanza (Kros et al., 2001); en C = ICE modellen (Raimondo et al., 2007).

Soort	kwetsbaarheid-score	PNEC	PEC	PEC/PNEC	ook gebruikt in:
<i>vogels</i>					
Baardmannetje	0.40	0.014	1.479	105.2	
Blauwborst	0.47	0.017	0.259	14.8	
Blauwe kiekendief	0.50	0.017	0.038	2.3	
Blauwe reiger	0.49				
Bontbekplevier		0.009	0.286	30.2	
Buizerd	0.44				
Dodaars	0.47	0.015	0.269	17.6	
Draaihals	0.39	0.014	0.638	45.4	
Duinpieper	0.47	0.015	0.112	7.2	
Dwergstern	0.45	0.014	0.347	24.0	
Eidereend		0.011	0.028	2.7	
Geelgors	0.44	0.036	0.042	1.2	
Geoorde fuut		0.015	0.167	11.4	
Grasmus	0.45				
Grauwe gans	0.37	0.021	0.042	2.0	
Grauwe gors		0.039	0.032	0.8	
Grauwe kiekendief	0.47	0.017	0.057	3.4	
Grauwe klauwier	0.45	0.017	0.210	12.7	
Griel		0.015	0.421	28.1	
Groene specht	0.40	0.015	0.272	18.0	
Grote karekiet	0.53	0.015	0.430	29.1	
Grote stern		0.015	0.439	28.4	
Grutto	0.46	0.012	0.619	53.4	B
Hop	0.46	0.015	0.587	40.4	
Ijsvogel	0.45	0.015	0.386	25.1	
Kemphaan	0.36	0.016	0.116	7.3	
Kerkuil	0.40	0.017	0.173	10.3	
Kievit	0.47				
Klapekster	0.42	0.017	0.096	5.7	
Kleine plevier	0.43	0.015	0.200	13.1	

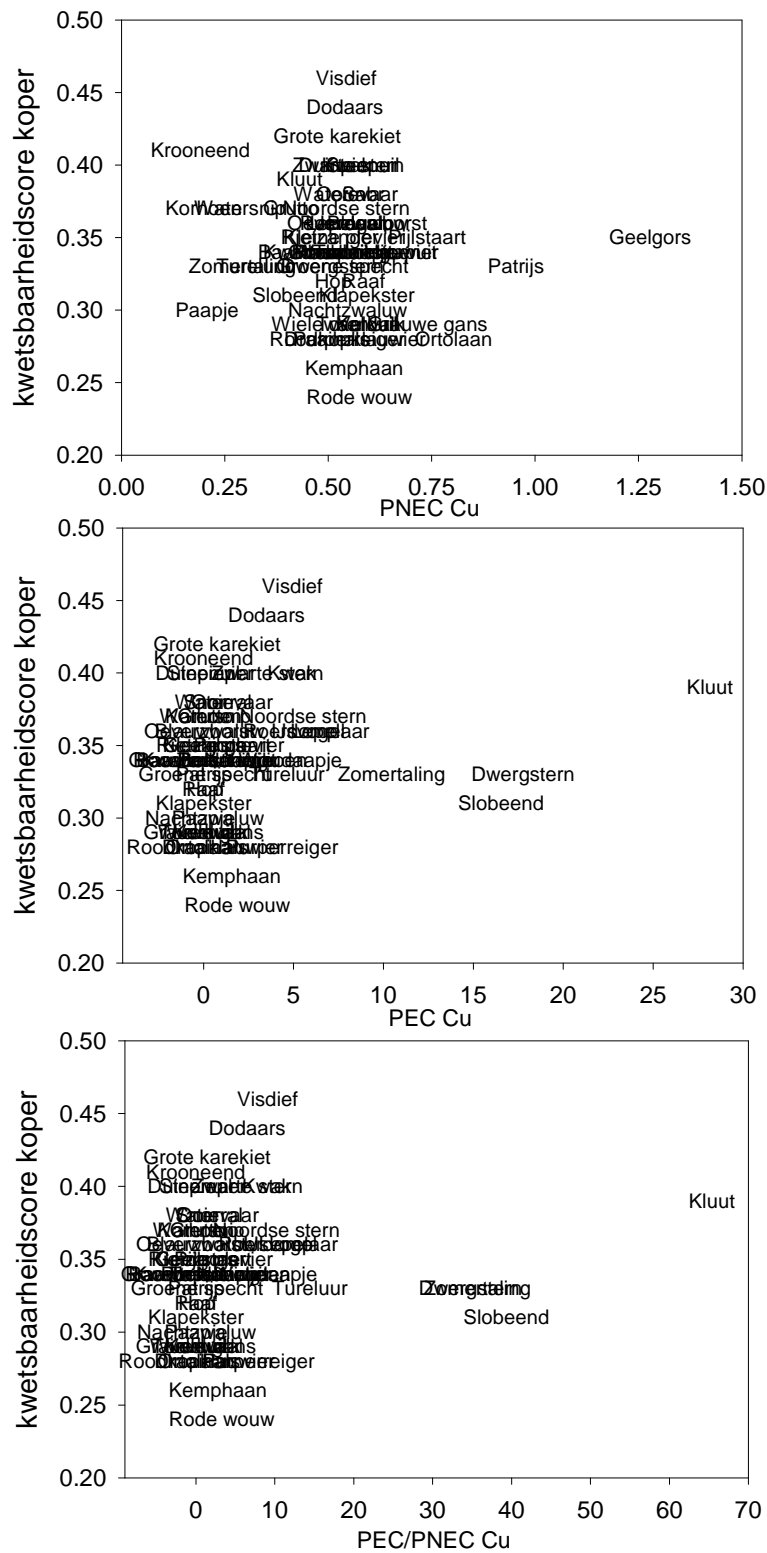
Soort	kwetsbaarheid-score	PNEC	PEC	PEC/PNEC	ook gebruikt in:
Kluut	0.48	0.012	0.165	13.5	
Korhoen	0.41	0.006	0.010	1.8	
Kraai	0.43				
Krooneend	0.43	0.005	0.011	2.0	
Kuifeend	0.40				
Kuifleeuwerik		0.010	0.082	8.6	
Kwak	0.48	0.015	0.435	28.2	
Kwartelkoning	0.43	0.014	0.441	31.4	
Lepelaar	0.46	0.015	0.351	22.9	
Meerkoet	0.44				
Merel	0.45				
Nachtzwaluw	0.41	0.015	0.112	7.2	
Noordse stern	0.48	0.015	0.426	27.7	
Oehoe	0.48				
Oeverzwaluw	0.47	0.015	0.112	7.2	
Ooievaar	0.52	0.016	0.271	16.8	
Ortolaan	0.36	0.023	0.202	8.9	
Paapje	0.41	0.006	0.027	4.6	
Patrijs	0.36	0.027	0.078	2.9	C
Pijlstaart	0.39	0.021	0.042	2.0	
Porseleinhoen	0.38	0.016	0.043	2.7	
Purperreiger	0.44	0.016	0.397	25.5	
Raaf	0.43	0.017	0.028	1.7	
Rietzanger	0.41	0.014	0.573	40.1	
Rode Wouw	0.42	0.016	0.203	12.4	
Roerdomp	0.45	0.015	0.437	28.3	
Roodborsttapuit	0.40	0.017	0.280	16.8	
Roodkopklauwier	0.40	0.015	0.112	7.2	
Scholekster	0.52				
Slobeend	0.35	0.012	0.037	3.1	
Snor	0.46	0.017	0.480	29.0	
Sperwer	0.39				
Steenuil	0.47	0.017	0.052	3.1	A
Strandplevier		0.010	0.336	34.3	
Tapuit	0.43	0.015	0.393	26.1	
Torenvalk	0.40	0.016	0.113	6.9	
Tureluur	0.45	0.009	0.353	38.8	
Velduil	0.42	0.017	0.072	4.3	
Visdief	0.56	0.015	0.436	28.3	
Waterral	0.43	0.014	0.584	40.5	

Soort	kwetsbaarheid-score	PNEC	PEC	PEC/PNEC	ook gebruikt in:
Watersnip	0.46	0.008	0.541	66.6	
Wielewaal	0.40	0.013	0.142	10.5	
Wilde Eend	0.39				C
Woudaapje	0.45	0.015	0.437	28.3	
Zomertaling	0.40	0.008	0.024	2.9	
Zwarte Stern	0.47	0.016	0.287	18.4	
<i>zoogdieren</i>					
Aardmuis	0.35				
Boommarter	0.37	0.293	0.091	0.3	
Bosmuis	0.46				A
Bosspitsmuis	0.49				A
Bruine Rat	0.44				C
Bruinvis		0.403	0.439	1.1	
Das	0.51	0.244	0.302	1.2	A, B
Eikelmuis		0.401	0.364	0.9	
Franjestaart	0.49	0.487	0.121	0.2	
Gewone zeehond		0.403	0.439	1.1	
Grote hoefijzerneus		0.487	0.112	0.2	
Hamster		0.409	0.493	1.2	
Ingekorven vleermuis	0.52	0.487	0.312	0.6	
Kleine hoefijzerneus		0.487	0.112	0.2	
Konijn	0.41				C
Mol	0.51				
Mopsvleermuis		0.487	0.112	0.2	
Noordse woelmuis	0.37	0.626	0.042	0.1	
Otter	0.47	0.403	0.439	1.1	
Rosse woelmuis	0.34				
Tuimelaar		0.403	0.436	1.1	
Vale vleermuis	0.52	0.487	0.112	0.2	
Veldmuis	0.41				
Vos	0.45				
Waterspitsmuis	0.46	0.292	1.411	4.8	
Wezel	0.49				

Bijlage 2 Resultaten vogels PAF doelsoorten en kwetsbaarheidsanalyse



Als figuur 6, maar dan alleen voor vogels, met de soortnaam als label gebruikt. Bovenste paneel gevoeligheid als Predicted No Effect Concentration, middelste paneel blootstelling als Predicted Effect Concentration, en onderste paneel de risico ratio PEC/PNEC.



Als figuur 7, maar dan alleen voor vogels, met de soortnaam als label gebruikt. Bovenste paneel gevoeligheid als Predicted No Effect Concentration, middelste paneel blootstelling als Predicted Effect Concentration, en onderste paneel de risico ratio PEC/PNEC.

