

SV-004

Ontwikkeling van een bodembeoordelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde agrarische gebieden

Beslissingsondersteunend systeem bodembeoordeling

Fase 1: BONANZA

Ir.J. Kros (Alterra)
Ing. S.C. Bos (Tauw)
Mw. dr.ir. P. Domburg (Tauw)
Dr. J.H. Faber (Alterra)
Ir. J.E. Groenenberg (Alterra)
Mw. dr. C. Klok (Alterra)
Dr. W.C. Ma (Alterra)
Ir. W.G.H. Ogg (Tauw)
Mw. ir. H.R.G. de Ruiten (DLG)
Dr.ir. W. de Vries (Alterra)
Ir. J.G. Wesseling (Alterra)

september 2001

Gouda, SKB

Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van SKB.

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©"Ontwikkeling van een bodembepoortelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde agrarische gebieden", september 2001, SKB, Gouda."

Aansprakelijkheid

SKB en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en SKB sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens SKB en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

Titel rapport

Ontwikkeling van een bodembeoordelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde agrarische gebieden.
Beslissingsondersteunend systeem bodembeoordeling.

SKB rapportnummer

SV-004

Fase: 1: BONANZA.

Project rapportnummer

SV-004

Auteur(s)

J. Kros, 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

Aantal bladzijden

Rapport: 38
Bijlagen: 28

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

Alterra, Tauw, DLG, LNV, DLG-Overijssel, Provincie Overijssel Afdeling Milieu, Bodem en Gebiedsbescherming, Waterschap Regge en Dinkel.

Uitgever

SKB, Gouda

Samenvatting

Het systeem BONANZA, bodembeoordelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde (voormalige) agrarische gebieden, is ontwikkeld ter ondersteuning van het herinrichtings- en beheersbeleid voor het landelijk gebied. Naast een beoordeling van natuurontwikkelingsmogelijkheden op basis van klassieke standplaatsfactoren, zoals zuurgraad, nutriënten- en vochtbeschikbaarheid, evalueert het systeem de ecotoxicologische risico's van de aanwezigheid van bepaalde verontreinigingen. In BONANZA zijn bestaande modellen of daarvan afgeleide opzoektabelen over verzuring, vermesting, zware metalen, vegetatie-effecten en ecotoxicologische risico's geïntegreerd. Het systeem bevat landsdekkende gegevens op rasterbasis (250 x 250 m) waaronder bodem-, grondwater- en depositiekaarten en kaarten met gehalten van zware metalen. Daarnaast is het voor de gebruiker mogelijk om locatiespecifieke gegevens in het systeem in te voeren. Het systeem kan voor regionale en lokale studies worden ingezet. Het ontwikkelde prototype van BONANZA omvat de gehele keten ecologie, chemie en ecotoxicologie (triadenadering) en is reeds op twee locaties in de praktijk toegepast.

Trefwoorden

beslissingsondersteunend systeem, ecologie, ecotoxicologie, landgebruiksverandering, natuurontwikkeling, vermesting, verspreiding, verzuring

Vrije trefwoorden

Titel project

Ontwikkeling van een bodembeoordelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde agrarische gebieden.

Projectleiding

Alterra (ir. J. Kros, 0317-474366)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

VOORWOORD

In het landelijk gebied wordt in het kader van het natuurbeleid rondom de EHS (ecologische hoofdstructuur) gestreefd naar grootschalige uitbreiding van natuurgebieden. Daarnaast is er ook sprake van landgebruiksveranderingen ten gevolge van de reconstructie van de landbouw. Veel landbouwgronden zijn (licht) verontreinigd met zware metalen en bestrijdingsmiddelen, en hebben een hoge nutriëntenstatus. De tijd en de middelen om de geschiktheid van een locatie voor natuurontwikkeling te beoordelen, voordat tot aankoop en inrichting wordt overgegaan, zijn vaak beperkt. De ecotoxicologische risico's die het gevolg zijn van voormalig landgebruik worden veelal niet vooraf geëvalueerd. Hierdoor kan een sanering noodzakelijk zijn waardoor de kosten van inrichting en beheer van terreinen sterk oplopen, of kan in een laat stadium blijken dat een beoogde ontwikkeling niet realiseerbaar is.

In SKB-verband wordt gewerkt aan de ontwikkeling van het beslissingsondersteunend systeem BONANZA (bodembeoordelingsstysteem voor natuurontwikkeling in met nutriënten en zware metalen verontreinigde (voormalige) agrarische gebieden), waarin de bestaande kennis en modellen over de gevolgen van bodemverontreiniging op natuur(-ontwikkeling) worden gecombineerd. BONANZA zal verschillende overheidsinstanties (bijvoorbeeld LNV, DLG en Provincies) en particuliere terreineigenaren ondersteuning kunnen bieden bij het beoordelen van de haalbaarheid van natuurontwikkeling in het landelijk gebied.

In dit rapport wordt verslag gedaan van de eerste fase van dit project, dat is uitgevoerd door een consortium van Alterra (voorheen SC-DLO en IBN-DLO), Tauw bv., DLG, DLG-Overijssel, LNV, Provincie Overijssel en het Waterschap Regge en Dinkel.

september 2001

INHOUD

		SAMENVATTING	VII
		BEGRIPPENLIJST	XI
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
	1.1	Achtergrond	1
	1.2	Probleemstelling en oplossingsrichtingen	1
	1.3	Doelstelling en onderzoeksvragen	2
	1.4	Consortium samenstelling	3
	1.5	Inhoud van dit rapport	4
Hoofdstuk	2	AANPAK	5
	2.1	Gebruikersonderzoek	5
	2.2	Ontwikkeling prototype	6
	2.3	Dataverzameling	7
	2.3.1	Generieke data	7
	2.3.2	Locatiespecifieke data	7
	2.4	Praktijktest	8
Hoofdstuk	3	RESULTATEN	9
	3.1	Gebruikers	9
	3.1.1	Behoeften	9
	3.1.2	Beoordelingsaspecten	9
	3.1.3	Ecotoxicologische risicomodule	10
	3.1.4	Specifieke maatregelen	10
	3.1.5	Koppeling van databestanden	10
	3.2	Ontwikkeling prototype	10
	3.2.1	Prototype BONANZA	10
	3.2.2	ECOTOX-module	16
	3.3	Generieke versus locatiespecifieke data	20
	3.4	Toepassing BONANZA	21
	3.4.1	't Rikkerink	21
	3.4.2	Krimpenerwaard	24
	3.4.3	Gebruikerstest	27
Hoofdstuk	4	EVALUATIE EN CONCLUSIES	31
	4.1	Algemene bruikbaarheid	31
	4.2	Prototype	31
	4.3	Generieke versus locatiespecifieke data	32
	4.4	Toepassing van BONANZA op proeflocaties	32
Hoofdstuk	5	AANBEVELINGEN	33
		LITERATUUR	35
Bijlage	A	VRAGENLIJST ENQUÊTE	
Bijlage	B	NUMERIEKE UITSLAGEN ENQUÊTE	
Bijlage	C	PARTITIERELATIES IN BONANZA	

Bijlage	D	RISICOBEOORDELING BODEMVOCHT
Bijlage	E	OVERZICHT VAN NATUURDOELTYPEN EN DOELSOORTEN
Bijlage	F	DOORVERGIFTIGING
Bijlage	G	BEREKENING OMVANG REGENWORMEN POPULATIE
		LITERATUUR BIJLAGEN

SAMENVATTING

Ontwikkeling van een bodembeoordelingssysteem voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde agrarische gebieden

Het project

De aanleiding

In het landelijk gebied wordt in het kader van het natuurbeleid (Ecologische Hoofdstructuur) gestreefd naar grootschalige uitbreiding van natuurgebieden. Hiervoor zal de komende jaren 150.000 ha agrarische grond worden opgekocht. De aanwezigheid van zware metalen, bestrijdingsmiddelen en hoge gehalten aan nutriënten (stikstof en fosfaat) staan natuurontwikkeling op agrarische grond in de weg. Bij de omschakeling van landbouw naar natuur wordt de grondwaterstand verhoogd en bekalking stopgezet. Hierdoor veranderen de bodemcondities, waardoor veelal de beschikbaarheid van de aanwezige verontreinigingen toeneemt. Beschikbare zware metalen vormen vooral een probleem voor de ontwikkelingsmogelijkheden van fauna (bodemleven, vogels en zoogdieren), terwijl overmatige hoeveelheden nutriënten de ontwikkeling van een meer natuurlijke vegetatie verhinderen. Het is niet algemeen gebruikelijk om deze ecotoxicologische risico's, die samenhangen met het voormalige agrarische landgebruik, voorafgaand aan de aankoop en de inrichting van gebieden te evalueren. Hierdoor kunnen de kosten van inrichting en beheer sterk oplopen, of blijkt pas in een laat stadium dat een beoogde natuurontwikkeling niet realiseerbaar is.

Doel van het BONANZA-project

Om ondersteuning te kunnen bieden bij vraagstukken betreffende de inrichting en het beheer van verontreinigde natuurterreinen is gestart met de ontwikkeling van het beslissingsondersteunend systeem BONANZA: een bodembeoordelingsysteem voor natuurontwikkeling in met nutriënten en zware metalen verontreinigde (voormalige) agrarische gebieden. Dit systeem is grotendeels gebaseerd op de Leidraad Bodembeoordeling, die door diverse belanghebbenden zoals LNV en VROM wordt onderschreven. Deze leidraad beschrijft een raamwerk voor het omgaan met diffuse verontreinigingen in het landelijk gebied. Met BONANZA wordt vastgesteld in hoeverre beoogde natuurdoelen kansrijk zijn, gegeven de mate van verontreiniging. De mate van kansrijkdom wordt vastgesteld op basis van enerzijds de klassieke standplaatsfactoren, nutriënten, zuur en vocht en anderzijds een ecotoxicologische risicoschatting.

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. Hierdoor draagt het systeem bij aan betere afweging van de besteding van de beschikbare (financiële) middelen.

Voor wie?

BONANZA is in de eerste plaats bestemd voor inrichters en beheerders van natuurterreinen. Daarnaast kan het systeem een rol spelen bij planning en beleidsvorming. BONANZA is dus te gebruiken bij een groot aantal organisaties, waaronder overheidsinstanties, terreineigenaren, adviesbureaus en onderzoeksinstituten.

Wie doen er mee?

Het project is een samenwerkingsverband van twee uitvoerende organisaties, Alterra en Tauw bv., met participanten van een aantal toekomstige eindgebruikers, te weten LNV, DLG, de Provincie Overijssel en het Waterschap Regge en Dinkel. De Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem (SKB) ondersteunt het project financieel.

Eerste resultaten

In 2000 is de eerste fase van dit project uitgevoerd. Er is een prototype van het systeem ontwikkeld waarin de ideeën en wensen van verschillende eindgebruikers zijn verwerkt en dat in twee praktijk situaties is getest.

Hoe ziet het systeem eruit?

BONANZA omvat de ecologie, chemie en ecotoxicologie, de zogenaamde triade-benadering die door verschillende partijen in de praktijk wordt gehanteerd. 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. De opzet van het systeem is weergegeven in figuur S1.

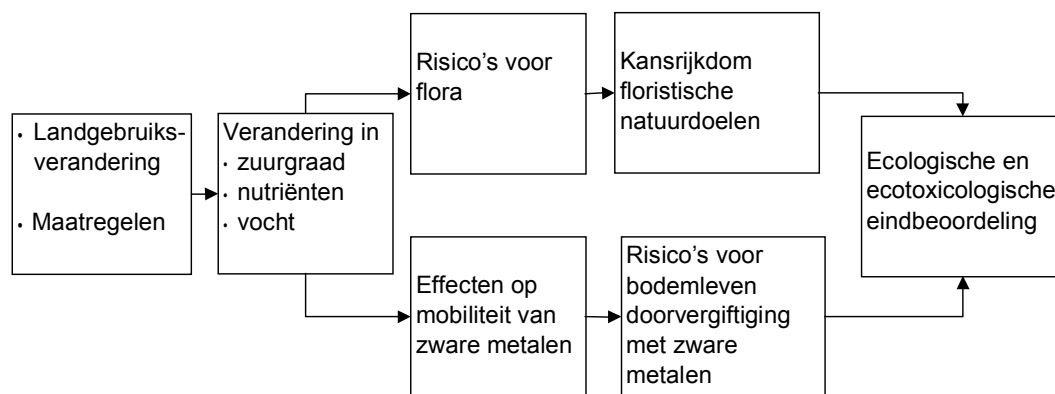


Fig. S1. Opzet van BONANZA.

In BONANZA zijn bestaande modellen of daarvan afgeleide opzoektabelen op het gebied van verzuring, vermesting, zware metalen, vegetatie-effecten en ecotoxicologische risico's geïntegreerd. De beoordeling van de gevolgen van vermesting beperkt zich in het huidige systeem tot stikstof.

BONANZA bevat landsdekkende informatie op rasterbasis (250 × 250 m), waaronder bodem-, grondwater- en depositiekaarten en kaarten met actuele gehalten van zware metalen. De beschikbaarheid van deze generieke basisgegevens maakt het mogelijk het systeem voor iedere willekeurige locatie in Nederland in te zetten. Daarnaast kan ook locatiespecifieke informatie in het systeem worden ingevoerd. Het systeem kan zowel op regionale als lokale schaal worden ingezet.

De werking van BONANZA is als volgt:

- De gebruiker stelt met behulp van de basisgegevens in BONANZA de huidige situatie vast in termen van bodemtype, grondwatertrap en eventueel het totaalgehalte aan zware metalen;
- De gebruiker geeft voor de in te richten locatie het gewenste natuurdoeltype aan;
- BONANZA geeft, in eerste instantie los van de bodemverontreinigingen, aan onder welke milieuecondities (atmosferische depositie van stikstof en zwavel en de kwelflux) het gekozen natuurdoeltype te realiseren is;
- Indien de gebruiker aangeeft dat de depositie niet realiseerbaar is, geeft BONANZA een lijst met natuurdoeltypen die minder stringente eisen stellen aan het milieu. Hieruit kan een natuurdoeltype worden aangewezen dat mogelijk wel realiseerbaar is bij beoogde maatregelen (voorlopig alleen depositie-reductie en kwelherstel);
- Voor de door de gebruiker opgegeven of via de generieke data geselecteerde totaalgehalten aan de zware metalen Pb, Cu, Zn en Cd, bepaalt BONANZA de vrije metaalconcentraties in het bodemvocht en de daaraan gerelateerde ecotoxicologische risico's.

Ecotoxicologische risicobeoordeling

De ecotoxicologische beoordeling in BONANZA is in eerste instantie gebaseerd op de methodiek van de potentieel aangetaste fractie (PAF). Daarbij gaat het om de fractie van taxonomische groepen en bodemprocessen in een ecosysteem, die schadelijke gevolgen kunnen ondervinden van een chemische stof in de bodem of het grondwater. Deze benadering sluit aan op de eerder genoemde Leidraad Bodembeoordeling. In de eerste fase van het project is daarnaast een blauwdruk ontwikkeld voor de ecotoxicologische module ECOTOX, die in BONANZA zal worden opgenomen. Deze module zal meerdere typen van risicobenaderingen bevatten. Op dit moment zijn dit er vier namelijk:

- Een risicoschatting gebaseerd op de PAF-benadering. Hierbij wordt geen rekening gehouden met specifieke eisen van een soort of soortengroep;
- Een soort- of soortengroepspecifieke risicoschatting via de berekening van doorvergiftiging in voedselketens via bodemvocht, bodemfauna of vegetatie, naar vogels en zoogdieren;
- Een soortspecifieke risicoschatting voor doelsoorten van het gewenste natuurdoeltype. In deze risicoschatting wordt zowel de kans op directe- als indirecte effecten (resp. vergiftiging en voedselschaarste) bepaald;
- Risicoschatting gericht op Life Support Functies van de bodem.

Hierbij dient echter wel te worden aangetekend dat de implementatie van de risicoschatting gebaseerd op Life Support Functies van de bodem in een later stadium zal plaatsvinden. De huidige stand van kennis maakt het nog niet mogelijk kwantitatieve relaties tussen de aanwezigheid van zware metalen en effecten op Life Support Functies te genereren.

Hoe verder

De komende twee jaar zal BONANZA verder ontwikkeld worden. De belangrijkste aandachtspunten voor dit traject zijn:

- Verder operationaliseren van de huidige versie;
- Verder testen van het systeem in de praktijk;
- Ontwikkelen van een methode om de betrouwbaarheid van een beoordeling te bepalen, door na te gaan wat het effect is van het gebruik van generieke in plaats van locatiespecifieke gegevens;
- Uitbreiden van de ECOTOX-module met methoden en modellen voor het vaststellen van schadelijke effecten van zware metalen op bodemfauna (individu- en populatieniveau) en de gevolgen van doorvergiftiging in verschillende voedselketens (faunistische natuurdoelen en overige aandachtsoorten).

BEGRIPPENLIJST

BEVER	Beleidsvernieuwing bodemsanering
BEVER-GROEN	Beleidsvernieuwing bodemsanering in het landelijk gebied
BONANZA	<u>B</u> odembeoordelingsysteem voor <u>n</u> atuurontwikkeling in met <u>n</u> utriënten en <u>z</u> ware metalen verontreinigde (voormalige) <u>a</u> grarische gebieden
BOS	Beslissingsondersteunend systeem
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
CEC	Cation exchange capacity
Cu	Koper
DLG	Dienst Landelijk Gebied
DOC	In water oplosbare organische verbindingen (Dissolved Organic Carbon)
EDTA	Ethylenediaminetetraacetic Acid
EHS	Ecologische Hoofdstructuur
GVG	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand
HNO ₃	Salpeterzuur
HC	Hazardous concentration
H _z	Hogere zandgronden
LNV	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
MI	Maturity index
N	Stikstof
NDT	Natuurdoeltype
NOEC	No observed effect concentration
P	Fosfaat
PAF	Potentieel Aangetaste Fractie
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
Pb	Lood
PH	Zuurgraad
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
S	Zwavel
SKB	Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieu
Wbb	Wet bodembescherming
ZM	Zware metalen
Zn	Zink

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

1.1 Achtergrond

In 1990 is in het Natuurbeleidsplan van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV) de ontwikkeling van een Ecologische Hoofdstructuur (EHS) geïntroduceerd. De ontwikkeling van natuurgebieden in het landelijk gebied vindt voornamelijk binnen de EHS plaats in aanvulling op natuurbehoud en -bescherming. Een bijkomende ontwikkeling in het landelijk gebied is in gang gezet door de reconstructie van de landbouw op de zandgronden (Reconstructiewet concentratiegebieden, 2000). Primair richt de Reconstructiewet zich op de reconstructie van de varkenssector, maar daarnaast ook op een kwaliteitsimpuls voor natuur, bos en landschap. Zowel in EHS- als in reconstructieverband streven beleidsmakers en uitvoerders op het terrein van de natuurontwikkeling, waaronder overheidsinstanties (LNV, DLG en Provincies) en terreineigenaren (Provinciale Landschappen, Waterschappen, en Vereniging voor Natuurmonumenten), naar het tot stand brengen van op elkaar aansluitende gebieden als voorwaarde voor de ontwikkeling van flora en fauna. Bij dit streven naar aaneensluitende gebieden kan het ook zo zijn dat verontreinigde stukken grond aangekocht moeten worden. In deze gevallen zal bij de planning, inrichting en beheer van de beoogde natuurterreinen naast een evaluatie van de ecologische aspecten ook een ecotoxicologische risico-evaluatie belangrijk zijn om te beoordelen of een gewenste natuurontwikkeling haalbaar is.

Landbouwgronden blijken veelal verontreinigd te zijn met zware metalen en bestrijdingsmiddelen en hebben een hoge nutriëntenstatus (stikstof, N en fosfaat, P). Dit kan tot belemmeringen leiden bij het ontwikkelen van natuur op deze locaties. De zuurgraad (pH) van landbouwgronden varieert van zwak zuur tot zwak basisch. De ontwikkeling van natuur op deze gronden zal meestal leiden tot een lagere pH (verzuring), waardoor de beschikbaarheid van de meeste zware metalen toeneemt [De Vries en Römken, 1994; Römken, 1998]. Dit kan schadelijke gevolgen hebben voor de ontwikkelingsmogelijkheden van met name de fauna. Daarnaast overschrijdt de beschikbaarheid van N en P in landbouwgebieden vaak de hoeveelheden die voor natuurontwikkeling gewenst zijn. Dit probleem kan verergeren door vernatting, zoals bij natuurontwikkeling vaak het geval is [Ter Meulen-Smidt et al., 1996], met name in fosfaatverzadigde gronden [Chardon et al., 1996]. De hoge nutriëntenstatus kan de ontwikkeling van het beoogde natuurdoeltype belemmeren.

Binnen het wetenschappelijk onderzoek is veel kennis aanwezig over de ecologische, chemische en ecotoxicologische gevolgen van de omzetting van landbouwgronden naar natuurgebied. Deze kennis is echter gefragmenteerd en ondergebracht in afzonderlijke modellen [De Vries et al., 2000] en daardoor moeilijk toegankelijk voor toepassingen in de praktijk. De tijd en de middelen om de geschiktheid van een locatie voor natuurontwikkeling te beoordelen voordat tot aankoop en inrichting wordt overgegaan zijn vaak beperkt. Indien een dergelijke evaluatie niet in een voldoende vroeg stadium wordt uitgevoerd, kunnen de kosten van inrichting en beheer van terreinen sterk oplopen, of kan in een laat stadium duidelijk worden dat een beoogde ontwikkeling niet realiseerbaar is.

1.2 Probleemstelling en oplossingsrichtingen

De beperkte toegankelijkheid van de wetenschappelijke kennis over de ecologische, chemische en ecotoxicologische gevolgen van de omzetting van landbouwgronden naar natuur beperkt de toepas-

sing van deze kennis bij de beoordeling van mogelijke natuurontwikkeling. De huidige urgentiesystematiek voor de beoordeling van bodemverontreiniging (Wet Bodembescherming) wordt voor natuurontwikkeling in het landelijk gebied als een belemmering beschouwd [Nijhof, 1996] omdat het slechts een *gebruiksspecifieke* normering betreft. Zodoende wordt er geen gebruik gemaakt van andere locatiespecifieke gegevens, zoals bodemtype, grondwaterstand en natuurdoeltype, terwijl juist in het landelijk gebied een meer locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling wenselijk is [Rutgers et al., 1998]. Nijhof [1996] merkt echter op dat de mogelijkheid tot een meer locatiespecifieke beoordeling wel door de wet wordt geboden. Als gevolg van onduidelijkheden rondom de beoordelingsaspecten wordt deze (nog) niet toegepast bij droge bodems.

Ter ondersteuning van het herinrichtings- en beheersbeleid in het landelijk gebied is een opzet voor een Leidraad Bodembeoordeling ontwikkeld [Lijzen et al., 1997], die door diverse partijen zoals het Ministerie van LNV en van VROM wordt onderschreven. Deze Leidraad geeft een raamwerk voor het omgaan met milieuvreemde stoffen in het landelijk gebied en dient als basis voor de ontwikkeling van een beslissingsondersteunend systeem (BOS) voor bodembeoordeling. Voor een locatiespecifieke beoordeling van ecotoxicologische risico's is de combinatie van ecologie, chemie en ecotoxicologie, de zogenaamde *Triade-benadering* [Rutgers et al., 1998; Rutgers et al., 2000], in dit systeem essentieel. Deze benadering wordt door diverse partijen in de praktijk gehanteerd. Daarnaast is zowel een evaluatie van de ecologische randvoorwaarden als een inschatting van de ecotoxicologische gevolgen van bodemverontreiniging bij natuurontwikkeling in het landelijk gebied vereist.

Naast het bieden van ondersteuning bij vraagstukken betreffende de inrichting en het beheer van natuurterreinen, zou een geïntegreerd systeem ook kunnen worden ingezet om voorafgaand aan de aankoop van gronden de mogelijkheden en beperkingen voor natuurontwikkeling te evalueren. De mogelijkheid om vooraf alternatieven van natuurontwikkeling te kunnen vergelijken kan bijdragen tot een efficiënter gebruik van beschikbare (financiële) middelen.

1.3 Doelstelling en onderzoeksvragen

De doelstelling van dit project is het ontwikkelen van een BOS voor bodembeoordeling voor natuurontwikkeling op met nutriënten en zware metalen verontreinigde (voormalige) agrarische gebieden (BONANZA).

Voor de eerste fase van het project zijn de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Hoe kan een BOS-bodembeoordeling worden ontwikkeld dat aansluit bij de wensen en de behoeften van potentiële gebruikers?

Bij het ontwikkelen van een BOS is het van groot belang vanaf de start van het project rekening te houden met potentiële gebruikers. Naast een analyse van de wensen en behoeften van gebruikers in een vroeg stadium, is ook contact en terugkoppeling tijdens de ontwikkeling van het systeem van belang. Dit verhoogt de kans op het ontwikkelen van een product dat zowel wat toepassingsgebied als wat gebruikersvriendelijkheid betreft in de praktijk acceptabel is.

2. Hoe kunnen bestaande kennis en modellen worden geïntegreerd in een systeem (prototype) en kan een eerste aanzet worden gegeven voor een meer specifieke ecotoxicologische module?

Het systeem zal op basis van standplaatsfactoren beoordelen of een beoogd natuurdoeltype gerealiseerd kan worden. Hierbij gaat het vooral om de vocht-, nutriënten- en zuurhuishouding in relatie tot verdroging, vermesting en verzuring. Vervolgens zal een evaluatie worden gemaakt van de toxische effecten van bodemverontreiniging op het bodemleven en op de hogere fauna.

Voor de beoordeling van de ecotoxicologische risico's is tot nu de methodiek van de potentieel aangetaste fractie PAF [Van de Meent, 1999] voor het bodemvocht in het prototype van BONANZA opgenomen. De PAF betreft de fractie van de soorten die bij een gegeven gehalte in het veld en aangenomen biologische beschikbaarheid daarvan schade ondervindt bij de groei, reproductie of overleving van individuen. De PAF-methodiek gebruikt algemene ecotoxicologische gegevens en is daardoor een generieke methodiek. Zij geeft een benadering van het potentiële blootstellingsrisico en niet van de actuele locatiespecifieke effecten.

3. Wat zijn de mogelijkheden dan wel beperkingen van het gebruik van generieke versus locatiespecifieke gegevens?

Om met BONANZA voor iedere locatie of ieder gebied binnen Nederland uitspraken te kunnen doen is het noodzakelijk om de beschikking te hebben over gegevens over o.a. bodemeigenschappen, de verontreinigingsgraad (zware metalen) en de toevoer van zowel systeemvreemde als systeemeigen stoffen via de atmosfeer en de hydrologie. Dit kan in eerste instantie op basis van, deels beschikbare, landelijke (generieke) gegevens. In de eerste fase zal de bruikbaarheid c.q. betrouwbaarheid van deze generieke gegevens op beperkte schaal onderzocht worden. Een diepgaander onderzoek is gepland voor een latere fase.

4. Hoe werkt het systeem in de praktijk?

Naast het operationaliseren van BONANZA, is het van groot belang dat de voorgestelde beoordelingssystematiek voor uiteenlopende situaties in de praktijk getest wordt. Hierdoor kunnen knelpunten aan het licht te worden gebracht en kan eventuele bijsturing in de ontwikkeling van het systeem plaatsvinden.

1.4 Consortium samenstelling

Het project is uitgevoerd door een consortium bestaande uit Alterra (voorheen SC-DLO en IBN-DLO), Tauw bv., Dienst Landelijk Gebied (DLG), DLG-Overijssel, Provincie Overijssel afdeling Milieu, Bodem en Gebiedsbescherming en het Waterschap Regge en Dinkel. Hieronder is een overzicht gegeven van de betrokken personen, waarbij onderscheid is gemaakt tussen uitvoerende en overige participanten.

Uitvoerende participanten

<i>Organisatie</i>	<i>Naam</i>	<i>Taak</i>
Alterra	dhr. ir. J. Kros	Penvoerder, methodologie / modelontwikkeling
	dhr. dr. ir. W. de Vries	Methodologie
	dhr. dr. W. Ma	Ecotoxicologische modellering
	mw. dr. C. Klok	Ecotoxicologische modellering
	dhr. dr. J.H. Faber	Ecotoxicologische modellering en enquête
	dhr. ir. J.E. Groenenberg	Praktijktoepassing
	dhr. ir. J.G. Wesseling	Implementatie / programmeur
	mw. ing M. Strikwold	Toepassing 't Rikkerink
	dhr. drs. G.B. Ekelmans	Toepassing Krimpenerwaard
	Tauw	dhr. ing. S.C. Bos,
dhr. ir. W.G.H. Ogg		Redactie rapportage
DLG	mw. dr. ir. P. Domburg	Redactie rapportage
	mw. ir. H.R.G. de Ruiter	Enquête

Overige participanten

SKB	dhr. ir. P.W.M. van Mullekom
DLG	dhr. ing. J.H. de Jong (tot 01 05 2000)
	dhr. ing. M.B. Winkel (vanaf 01 05 2000)
	mw. ir. C. Roghair
LNV	dhr. drs. J.J.C. Karres
DLG-Overijssel	dhr. ing. D.J. Leeuwerik
Provincie Overijssel	dhr. ir. M.P. Lodewijks
Waterschap Regge en Dinkel	dhr. ing. P. van Erp

1.5 Inhoud van dit rapport

Dit rapport is als volgt opgebouwd. In hoofdstuk 2 wordt de aanpak van het onderzoek in de eerste fase uiteengezet. Daarna worden de resultaten beschreven in hoofdstuk 3, waarbij voor ieder deelresultaat een aparte sectie is gereserveerd. De evaluatie en conclusies worden behandeld in hoofdstuk 4, waarna de aanbevelingen volgen in hoofdstuk 5.

HOOFDSTUK 2

AANPAK

In de eerste fase van dit project zijn de volgende activiteiten doorlopen in aansluiting op de onderzoeksvragen:

- Het houden van een gebruikersonderzoek (activiteit a);
- Ontwikkeling van een prototype (activiteit b) en ontwerpen van een ecotoxicologische module (activiteit c);
- Het verzamelen van generieke (activiteit d) en locatiespecifieke (activiteit e) data voor twee testlocaties;
- Het toetsen van het prototype van BONANZA op de testlocaties (activiteit f).

De eerste fase is afgesloten met een evaluatie van de ontwikkeling van BONANZA (activiteit g).

De onderlinge samenhang van deze activiteiten is weergegeven in figuur 1. De aanpak van de verschillende activiteiten zal in de hierna volgende secties worden beschreven.

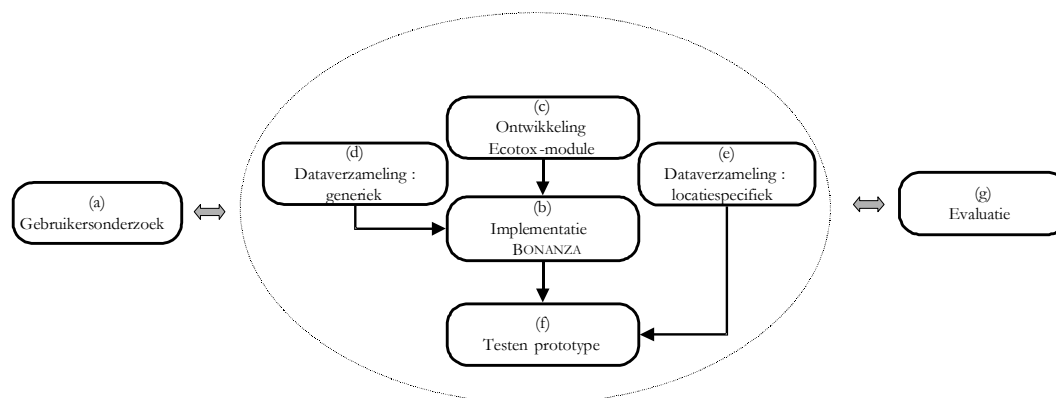


Fig. 1. Overzicht van de verschillende activiteiten van de eerste fase van het BONANZA-project.

2.1 Gebruikersonderzoek

Om BONANZA zo goed mogelijk te kunnen afstemmen op de wensen uit de praktijk is in een vroeg stadium een enquête verstuurd naar diverse potentiële gebruikers van het systeem en zijn interviews afgenomen. Het doel van dit gebruikersonderzoek was om inzicht te krijgen in de volgende aspecten:

- *Algemene behoeftenverkenning*
Wat is in de praktijk de behoefte aan een dergelijk systeem en hoe gaat men nu met deze problematiek om. Voor welke vragen zou men een dergelijk instrument willen gebruiken.
- *Beoordelingsaspecten*
Welke beoordelingsaspecten zouden in het systeem meegenomen moeten worden, bijvoorbeeld: op welk niveau moet het systeem uitspraken doen en welke standplaatsfactoren moeten meegenomen worden.
- *Ecotoxicologische risicomodule*
Hoe zou deze er uit moeten zien, bijvoorbeeld: welke verontreinigingen moeten meegenomen worden, waar moet de beoordeling op gericht zijn.
- *Maatregelen*
Welke inrichtings- en beheersmaatregelen moeten worden geëvalueerd.

- *Koppeling met databases en andere systemen*
Heeft men hieraan behoefte en welke bestanden/systemen zouden gekoppeld moeten worden.
- *Gebruikersaspecten*
Hoe zou BONANZA geïmplementeerd moeten worden, hoe zouden beheer en ondersteuning eruit moeten zien, etc.

Aan de hand van deze aspecten is een vragenlijst opgesteld (Bijlage A). In totaal werden 100 enquêtes verstuurd. Tot de geadresseerden behoorden ecologen en milieumedewerkers van DLG, provincies, (regionale) overheden, Natuur-monumenten, Staatsbosbeheer, de diverse landschappen en waterschappen. Ter aanvulling werden acht medewerkers van de potentiële gebruikersgroepen geïnterviewd te weten medewerkers van DLG, Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, Unie van Landschappen, LNV en LNV-Zuid.

Voor de uitwerking van de enquête zijn de respondenten in vier groepen verdeeld:

1. Inrichters en beheerders (Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer en Landschappen);
2. DLG (milieumedewerkers en medewerkers ecologie);
3. Provinciale overheden (provincie, LNV-regionaal);
4. Overig (adviesbureaus, onderzoeksinstituten, Waterschap).

Bij de interpretatie van de gegevens is zowel naar de totaalscore als naar de score per groep gekeken. De uitkomsten van de interviews zijn gebruikt ter ondersteuning en toelichting bij de uitwerking van de enquêteresultaten.

In een later stadium is een geïmplementeerd prototype van BONANZA als demonstratieversie onder enkele belangstellenden verspreid en tijdens diverse workshops gedemonstreerd.

2.2 Ontwikkeling prototype

Voor de opzet van BONANZA zijn bestaande modellen en methodieken op het gebied van verzuring, vermisting, zware metalen, vegetatie-effecten en ecotoxicologische risico's geïntegreerd tot één modellentrein. De opzet van het systeem is weergegeven in figuur 2.

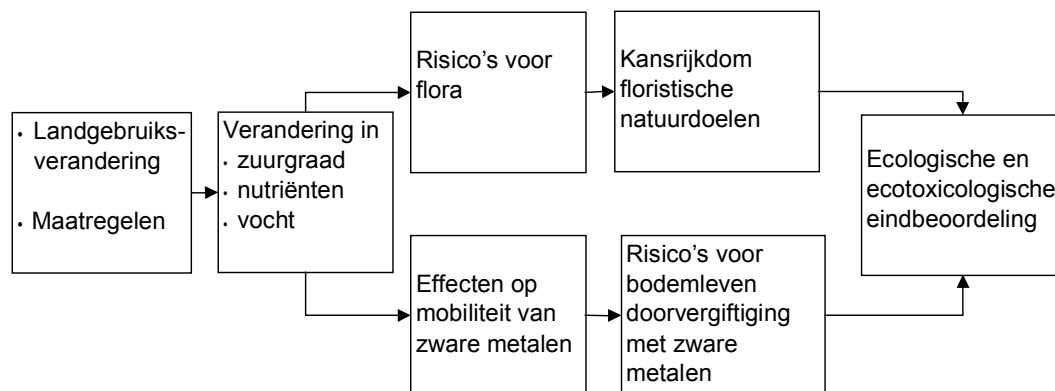


Fig. 2. Opzet van BONANZA: ingreep-effect relatie.

Het prototype van BONANZA (activiteit b) is in eerste instantie gebaseerd op de Leidraad Bodembeoordeling [Lijzen et al., 1997]. Hiertoe is bestaande kennis geïntegreerd in een systeem. Daarnaast is bij de ontwikkeling rekening gehouden met suggesties, ideeën en wensen van potentiële gebruikers.

Omdat het kwantificeren van ecotoxicologische risico's nog een relatief onontgonnen terrein is, is in de eerste fase gestart met het ontwerpen van een blauwdruk voor de ecotoxicologische module (activiteit c). Het is van belang aan te kunnen sluiten bij natuurdoelen en daarom is gekozen voor een aanpak die specifiek voor het natuurdoel is. De essentie van deze benadering is dat voedselkwaliteit en voedselkwantiteit iets kunnen zeggen over de huidige situatie, maar ook een voorspelling kunnen doen over de toekomstige situatie. Uit de gehouden enquête volgt een duidelijke wens om ook aandacht te schenken aan systeemprocessen (zie paragraaf 3.1.3). Daarom zal naast specifieke aspecten gerelateerd aan natuurdoelen ook aandacht worden geschonken aan algemene systeemprocessen ook wel *Life Support Functions* (LSF) genoemd (zie bijv. [De Zwart et al., 1999]). In wezen betreft LSF een op de bodem toegespitste beleidsterm en geen ecologische term. Hierbij valt te denken aan functies als: voedselvoorziening, drinkwaterreservoir, ziektevering (landbouw) en biodiversiteit. Binnen BONANZA wordt in LSF-verband gekeken naar zowel de gerelateerde bodemprocessen, als naar de specifieke groepen bodemorganismen die hierbij een rol spelen. Te denken valt aan de rol die bijv. wormen, nematoden en micro-organismen spelen bij de afbraak van organische stof.

Ter ondersteuning van het LSF-spoor van de ECOTOX-module is op een verontreinigde locatie onderzoek uitgevoerd naar het bodemleven. Hiermee is beoogd aan te sluiten bij de huidige gangbare ecologische indicatoren voor LSF zoals het nematodenonderzoek. Nematodenonderzoek kan worden verondersteld een afspiegeling te geven van functionele biodiversiteit in relatie tot nutriëntenhuishouding in de bodem (zie ook [Schouten et al., 1997]).

Van nematoden is reeds aangetoond dat zij als bioindicator kunnen worden gebruikt voor verzuuring [Hyvönen en Persson, 1990], bemestingsgraad [Ettema en Bongers, 1993], metalenverontreiniging [Korthals, 1997] en verontreiniging met ruwe olie [NOVEM, 1998]. Hierbij wordt de verhouding in de soortensamenstelling van de nematodenfauna als indicatie voor de mate van verstoring en/of vermesting van de bodem gehanteerd.

2.3 Dataverzameling

2.3.1 *Generieke data*

Om te voorkomen dat de gebruiker voor iedere toepassing naslagwerken, bodemkaarten, depositiegegevens e.d. moet raadplegen is het systeem voorzien van generieke data (activiteit d). Hiervoor is een database gecreëerd met landsdekkende generieke gegevens, betreffende:

- bodemeigenschappen, zoals CEC en organische stof;
- atmosferische toevoer van stoffen;
- hydrologische condities;
- gehalten aan zware metalen in de bovengrond;
- randvoorwaarden, zoals de pH, GVG en N-beschikbaarheid, per natuurdoeltype.

Hierdoor wordt het mogelijk het systeem op iedere gewenste locatie in het landelijk gebied toe te passen. Uiteraard geldt hierbij de kanttekening dat het gaat om globale gegevens, kaartmateriaal op een schaal van 1:50 000 of zelfs grover, waarmee bij toepassing rekening moet worden gehouden.

2.3.2 *Locatiespecifieke data*

Naast de mogelijkheid om generieke data in BONANZA te gebruiken, is ook aandacht besteed aan het gebruik van locatiespecifieke data (activiteit e). Voor twee lopende natuurontwikkelingsprojecten, (i) de voormalige vuilstort 't Rikkerink (Overijssel) en (ii) de herinrichting van de Krimpenwaard (Zuid-Holland), zijn aanvullende gegevens verzameld. De toepasbaarheid van het systeem in de praktijk is ook voor deze twee locaties getest (zie paragraaf 2.4.).

Dataverzameling 't Rikkerink

Binnen ruilverkaveling Enter in Overijssel ligt de voormalige stortplaats 't Rikkerink, waarvan in beeld gebracht moet worden op welke manier de uitlopende stoffen de mogelijkheden voor natuurontwikkeling (aquatisch, terrestrisch en semi-terrestrisch) beïnvloeden. De problematiek hier wijkt enigszins af van vraagstukken betreffende herinrichting van intensief gebruikte landbouwgrond waarbij al een diffuse verontreiniging aanwezig is, terwijl er hier sprake is van een externe bedreiging. BONANZA zal ook voor een dergelijke situatie kunnen worden ingezet ter ondersteuning van het inrichtings- en beheersbeleid (en dus ook de haalbaarheid van natuurdoelstellingen).

Dataverzameling Krimpenerwaard

De Krimpenerwaard maakt deel uit van het Hollandse veenweidegebied. Vanwege de aanwezige natuurwaarden zal in de Krimpenerwaard bij landinrichtingsprojecten 2000 ha reservaatgebied en 500 ha natuurterrein worden ontwikkeld in het kader van de realisatie van de (provinciale) EHS. Daarbij zijn knelpunten te verwachten die samenhangen met aanwezige bodemverontreinigingen. Naast de diffuse bodemverontreiniging (met meststoffen en zware metalen) die op vele plaatsen in het landelijk gebied voorkomt, is er in de Krimpenerwaard sprake van een groot aantal slootdempingen uit het verleden. Op basis van beperkt onderzoek uit het verleden en interviews kunnen 4000 van de 5000 aanwezige slootdempingen als verdacht worden aangemerkt. Zware metalen spelen daarin een belangrijke rol. Ook in deze studie speelt de vraag in hoeverre bodemverontreiniging een belemmering vormt voor de in te zetten natuurontwikkeling.

Er is voor de Krimpenerwaard gebruik gemaakt van de eerder verzamelde locatiespecifieke gegevens (SKB-project SV-027; [Boels et al., 2000]). Op 6 locaties in de Krimpenerwaard zijn grondmonsters genomen die vervolgens geanalyseerd zijn. Het betreft 6 dempingen met 6 bijbehorende referentielocaties (op afstand van de dempingen). Dit worden locatiespecifieke data genoemd. Deze bemonstering heeft plaatsgevonden in het kader van een onderzoek naar landbouwkundige risico's van vervuilde slootdempingen in de Krimpenerwaard.

2.4 Praktijktest

Het prototype van BONANZA zal worden toegepast voor de locaties 't Rikkerink en de Krimpenerwaard (activiteit f). In beide gevallen is de vraag aan de orde in hoeverre bodemverontreiniging een belemmering vormt voor de in te zetten natuurontwikkeling. BONANZA zal worden gebruikt om voorspellingen te doen van concentraties van systeemeigen stoffen (pH, vocht- en N-beschikbaarheid) en systeemvreemde stoffen (zware metalen) in de bodemoplossing, waarna de effecten daarvan op de biota kunnen worden gekwantificeerd. De uitkomsten van de praktijktoets zullen mede bepalend zijn voor de verdere ontwikkeling van BONANZA.

HOOFDSTUK 3

RESULTATEN

3.1 Gebruikers

Inclusief de personen die zijn geïnterviewd werden 29 enquêtes geretourneerd. Tabel 1 geeft een overzicht van de verdeling van de response over de onderscheiden gebruikersgroepen.

Tabel 1. Verdeling van de response van de enquête over gebruikersgroepen.

Gebruikersgroep	Response
Inrichters en beheerders	7
DLG	11
LNV + Provinciale overheden	6
Overig	5

Hieronder volgt een samenvatting van de uitkomsten van de enquête op hoofdpunten. In Bijlage B is een overzicht te vinden van de numerieke uitslagen van de afzonderlijke vragen.

3.1.1 *Behoeften*

Uit de enquête blijkt dat de problematiek waarop BONANZA is gericht in de praktijk wordt herkend, waarbij behalve aan natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden ook aan natuurontwikkeling op vervuilde locaties wordt gedacht. Er wordt voor deze problematiek nog weinig gebruik gemaakt van beslissingsondersteunende systemen, maar 90% van de respondenten geeft aan dat BONANZA zinvol zou kunnen zijn ter ondersteuning van met name planvorming en beheer; in mindere mate bij de aankoop van grond. Als gewenste uitbreidingen van de functies van het systeem worden onder andere genoemd: (i) de mogelijkheid om behalve voor natuurontwikkeling ook evaluaties te kunnen uitvoeren voor landbouw of drinkwater, en (ii) de mogelijkheid om risico's van inrichtingsmaatregelen naar het milieu toe te kunnen inschatten, bijv. de mobilisatie van fosfaat als gevolg van peilverhoging.

De meerderheid van de respondenten (65%) heeft behoefte aan een systeem dat zowel op contaminanten als op nutriënten gericht is. In de huidige praktijk wordt veelal niet of nauwelijks aandacht geschonken aan (potentiële) bodemverontreiniging, maar worden nutriënten en andere abiotische of biotische factoren als doorslaggevend beschouwd bij de beoordeling van de mogelijkheden voor natuurontwikkeling.

Vanuit DLG en provincies is er behoefte aan een systeem dat op regionale schaal uitspraken kan doen, maar door veel andere potentiële gebruikers zal een systeem als BONANZA vooral op lokale schaal worden gebruikt. De beschikbaarheid van data op lokale schaal wordt gesignaleerd als een mogelijk knelpunt.

3.1.2 *Beoordelingsaspecten*

Naast het gebruik van de systematiek van natuurdoeltypen [Bal et al., 1995] in het systeem bestaat er behoefte aan aansluiting op andere in de praktijk gehanteerde indelingen, zoals de subdoeltypenindeling van Staatsbosbeheer of de natuurdoelpakketten van het Programma Beheer. Het Programma Beheer betreft de nieuwe aanpak van het beheer van bossen, natuur en landschap in Nederland, waarmee de overheid, middels een uitgebreide subsidieregeling, de komende jaren het natuurbeheer een nieuwe impuls wil geven. De indeling in natuurdoeltypen wordt

vanuit de groep inrichters en beheerders als te grof beschouwd, en wordt door deze groep niet voor inrichtingswerkzaamheden gebruikt.

Een groot deel van de respondenten ziet het fosfaatgehalte en de bodemeigenschappen als de belangrijkste aanvullende standplaatsfactoren die het systeem bij beoordeling voor natuurontwikkeling mee zou moeten nemen. Een meerderheid van de respondenten (61%) heeft geen behoefte aan de mogelijkheid voor aanvullende beoordeling op grond van economische, juridische of maatschappelijke aspecten.

3.1.3 *Ecotoxicologische risicomodule*

In aanvulling op de lijst van zware metalen (Cu, Pb, Cd, Zn) waarvoor het systeem in eerste instantie gebruikt zal kunnen worden, worden met name PAK en organische bestrijdingsmiddelen als belangrijke contaminanten gezien. Volgens 54% van de respondenten zal de ecotoxicologische module op natuurdoelen gericht moeten zijn, terwijl 36% een generieke risicobeoordeling voldoende vindt. Als toetsparameters voor de risicobeoordeling vindt men hierbij vooral systeemprocessen in relatie tot nutriëntenstromen en floristische- en faunistische doelsoorten belangrijk.

3.1.4 *Specifieke maatregelen*

Er bestaat vooral behoefte aan de mogelijkheid om de volgende maatregelen te kunnen evalueren: beïnvloeden van de grondwaterstand (93%), afgraven (79%), en maaien en afvoeren (71%). Uit de interviews bleek dat contaminanten zelden bepalend zijn voor de keus om bepaalde maatregelen te evalueren. Factoren zoals de aanwezigheid van nutriënten, de zaadvoorraad en de waarde van aanwezige natuur worden als meer bepalend beschouwd.

3.1.5 *Koppeling van databestanden*

Diverse organisaties zijn reeds bezig om een aantal externe databestanden in huis te halen, daarom lijkt de meerwaarde van toevoeging van deze bestanden aan BONANZA beperkt. Wel wordt er belang gehecht aan de mogelijkheid tot invoer van deze bestanden in het systeem via een geografisch informatiesysteem, bijvoorbeeld ArcInfo of ArcView. De aansluiting bij bestaande modellen, systemen en beoordelingssystematieken wordt belangrijk gevonden.

3.2 **Ontwikkeling prototype**

3.2.1 *Prototype BONANZA*

Modellen

BONANZA bestaat uit de triade ecologie, chemie en ecotoxicologie. Hiertoe zijn bestaande modellen op het gebied van verzuring, vermisting, zware metalen, vegetatie-effecten en ecotoxicologische risico's geïntegreerd in een modellentrein. Een overzicht van de modellen die de basis vormen voor BONANZA is weergegeven in tabel 2.

Voor de combinatie SMART2/MOVE is gekozen omdat:

- het qua functionaliteit (effecten van ingrepen op abiotiek gevolgd door vertaling naar floristische effecten) een operationele modellenketen is die toepasbaar is op nationale schaal;
- de modellenketen ook is opgenomen in de Natuurplanner van het Natuur- en Milieuplanbureau [Van Hinsberg et al., 1999].

Tabel 2. Overzicht van modellen in BONANZA.

Deeltaak	Model	Bron
Macrochemie (zuurgraad en nutriënten)	SMART2	[Kros et al., 1995]
Mobilisatie van zware metalen	Partitierelaties	[De Vries en Bakker, 1998; Bril en Römken, 2000]
Risico's voor de vegetatie	MOVE	[Alkemade et al., 1996]
Toxicologische beoordeling	PAF methodiek: Potentieel Aangetaste Fractie Bio-accumulatie ¹⁾ PODYRAS ¹⁾	[Crommentuijn et al., 1997] Zie paragraaf 3.2.2 [Klok en De Roos, 1996]

¹⁾ Betreffende onderdelen zitten nog niet in het prototype. Ze vormen een onderdeel van de blauwdruk van de ecotoxicologische module, zie paragraaf 3.2.2.

De partitierelaties voor zware metalen sluiten qua complexiteit en functionaliteit goed aan bij het doel van BONANZA. Het gaat hier om vrij eenvoudige relaties die gemakkelijk in een BOS zijn onder te brengen. De databehoeftte sluit aan op zowel de uitvoer van het model SMART2 als de beschikbare generieke data. Dit maakt dat deze relatie landsdekkend toe te passen is.

De PAF benadering is op dit moment de enige operationele methodiek om de ecotoxicologische risico's van zware metalen in het bodemvocht in kaart te kunnen brengen. Voor deze methodiek geldt eveneens dat hij vrij eenvoudig in een BOS in te bouwen is en generiek toepasbaar.

BONANZA sluit nauw aan bij de ontwikkelingen op het gebied van ecologische risicobeoordeling van verontreinigde bodems, zoals de basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging op basis van de triade-benadering [Rutgers et al., 2000]. De analogie is uiteengezet in tabel 3 en figuur 3.

In figuur 3 representeert de binnenste cirkel de Triade. De middelste cirkel geeft de modules weer die, al dan niet in vereenvoudigde vorm, in BONANZA zijn opgenomen dan wel in een later stadium opgenomen zullen worden. Met deze modellen worden de ecosysteemprocessen geïntegreerd en worden op basis van opgelegde veranderingen (landgebruiksverandering al of niet gecombineerd met maatregelen) prognoses uitgevoerd. De buitenste schil geeft de modeluitkomsten ofwel de toestandsvariabelen van BONANZA weer. De inhoud van deze schil komt tevens overeen met meetbare grootheden van het ecosysteem. Op basis hiervan kan BONANZA bijvoorbeeld gekalibreerd en gevalideerd worden.

Tabel 3. Analogie Triade-benadering en BONANZA.

Thema	Triade	BONANZA	
		Activiteit	Uitwerking
Chemie	Verzamelen gegevens over aanwezigheid toxische stoffen en schatting van bio-beschikbaarheid.	Op basis van totaalgehalten en de te verwachten pH, Ca en DOC-concentraties worden de bio-beschikbaarheid en mobiliteit van zware metalen vastgesteld.	Bodemmodule: - pH, Ca-concentratie, N-beschikbaarheid - Bio-beschikbaarheid van Cu, Cd, Zn en Pb.
Toxicologie	Middels bioassays inzicht krijgen in de daadwerkelijke aanwezige toxiciteit.	Op basis van de te verwachten bio-beschikbaarheid van zware metalen wordt de directe toxiciteit vastgesteld en mate van doorvergiftiging via bodemleven en vegetatie.	ECOTOX-module: - Bioaccumulatie in voedselketen - Hormonale verstoring in voedselketen Bodemmodule → PAF Bodemmodule → worm Bodemmodule → plant
Ecologie	Waarnemingen aan het ecosysteem. Vaststellen van populatieomvang en soortensamenstelling door prognostische modellen en inventarisaties in het veld.	Op basis van te verwachten veranderingen in pH, N-beschikbaarheid en bio-beschikbaarheid van zware metalen worden effecten vastgesteld op LSF van de bodem: o.a. effecten op het voedselweb via voedselkwaliteit en -kwantiteit op de populatieomvang van regenwormen en hogere dieren.	ECOTOX-module: - Bioaccumulatie → voedselkwaliteit voor doelsoorten - Toxiciteit → omvang van en duurzaamheid populaties - Biodiversiteit (bijv. Maturity Index nematoden) - Ecologisch functioneren van organismen en LSF ¹⁾

¹⁾ Life Support Functies, zie paragraaf 3.2.2.

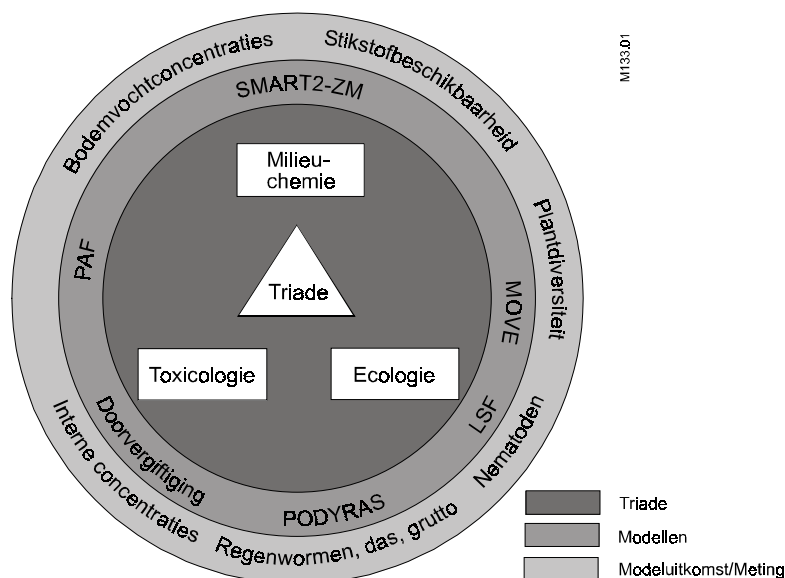


Fig. 3. Analogie Triade-benadering en BONANZA.

Toestandsgrootheden en variabelen

Macrochemie. Veranderingen in de macrochemie zijn gebaseerd op berekeningen met het model SMART2. Dit model berekent o.a. de pH in het bodemvocht en de stikstofbeschikbaarheid (de systeemeigen stoffen) uitgaande van scenario's voor de depositie van verzurende en vermestende stoffen en grondwateronttrekking [Kros et al., 1995]. De bodemchemie in SMART2 hangt af van de input vanuit de atmosfeer (depositie), de input vanuit het grondwater (kwel), kronendakinteracties, nutriëntencyclus-processen en geochemische interacties in de bodem en de bodemoplossing. Achtergrondinformatie over aannamen in het model en de daarbij gebruikte vereenvoudigingen is opgenomen in De Vries et al. [1989] en Kros [1998].

De berekende waarden van de pH, stikstofbeschikbaarheid (N) en de heersende gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) dienen als input van het model MOVE voor het berekenen van de vegetatie-effecten. De pH en de calciumconcentratie (Ca) dienen als input voor het berekenen van de concentratie zware metalen in het bodemvocht.

Mobiliteit van zware metalen. Het mobilisatiemodel voor zware metalen bestaat uit partitierelaties tussen enerzijds onveranderlijke bodemeigenschappen (bijvoorbeeld totaalgehalten zware metalen, lutumgehalte en CEC) en anderzijds veranderlijke eigenschappen (zoals pH en Ca-concentratie) en de vrije zware metaalconcentraties in de bodemoplossing.

In het algemeen wordt het ecologisch risico van zware metalen vastgesteld aan de hand van totaalgehalten van deze metalen in de bodem. Uit verschillende onderzoeken blijkt echter dat het totaalgehalte geen goede maat is voor de beschikbaarheid van metalen voor organismen. Verschillende bodemeigenschappen als pH en het klei- en organischstofgehalte hebben een sterke invloed op de beschikbaarheid. Een deel van het metaal in de vaste fase is zo sterk vastgelegd dat het niet beschikbaar is. Het resterende deel van het metaal is potentieel beschikbaar. Daardoor kan wanneer uitgegaan wordt van het totaalgehalte, het mogelijke ecotoxicologische risico overschat worden. In BONANZA wordt ervan uitgegaan dat de biologische beschikbaarheid overeenkomt met de reactieve fractie die bepaald kan worden met extracties met 0,43 M HNO₃ of EDTA. Omdat het reactief metaalgehalte (potentieel beschikbaar gehalte) vaak niet bekend is wordt dit afgeleid met regressievergelijkingen tussen reactief metaalgehalte (0,43 M HNO₃ extracteerbaar metaal) en het totaalgehalte en bodemeigenschappen.

Als maat voor de actueel beschikbare fractie wordt in BONANZA de vrije ionconcentratie van het metaal in het bodemvocht gebruikt. Deze vrije ionconcentratie wordt eveneens bepaald middels regressievergelijkingen. Aan de hand van het gehalten aan reactief metaal in de vaste fase en bodemeigenschappen, zoals pH, klei- en organischstofgehalte, Ca-concentratie en DOC, wordt de vrije ionconcentratie in het bodemvocht bepaald [De Vries en Bakker, 1998; Bril en Römken, 2000]. Voor het vaststellen van het uitspoelingsrisico is echter niet alleen de vrije ionconcentratie in het bodemvocht van belang, maar de totale concentratie in oplossing. Naast vrije metaalionen bevat de bodemoplossing veelal een substantieel deel aan (vaak aan opgeloste organische verbindingen, DOC) gecomplexeerde metaalionen. Daarom wordt in BONANZA op een analoge wijze de totaalconcentratie (vrije ionconcentratie plus concentratie van gecomplexeerde metaalionen) in het bodemvocht bepaald. Door nu bij het bepalen van het ecotoxicologisch risico de concentratie van het vrije ion te betrekken, kan het ecotoxicologische effect van bijvoorbeeld verzuring als gevolg van landgebruiksverandering worden ingeschat.

In BONANZA worden de hierboven genoemde partitierelaties ofwel regressievergelijkingen gebruikt als vertaalfuncties om de veranderingen in de zware metaalconcentraties in de bodemoplossing te relateren aan veranderingen in de macrochemie (pH en Ca-concentratie) onder bepaalde scenario's van landgebruiksverandering (zie Bijlage C).

Kansrijkdom vegetatie. Op basis van berekende of afgeleide pH, N-toestand en GVG, wordt met het model MOVE de te verwachten kans op het voorkomen van plantensoorten ingeschat. MOVE bevat kansfuncties van ca. 1000 verschillende inheemse plantensoorten [Alkemade et al., 1998]. Deze kansfuncties zijn afgeleid uit een bestand van meer dan 30.000 vegetatieopnamen [Scha-minée et al., 1995]. Met multivariate kansfuncties wordt de kans op voorkomen beschreven in afhankelijkheid van de gemiddelde milieu-indicatiewaarde van Ellenberg [Ellenberg et al., 1991] voor zuurgraad, trofiegraad en vochttoestand. De koppeling tussen de gegevens over de abiotische bodemfactoren, zoals kan worden berekend met SMART2, en de milieu-indicatiewaarden, zoals gebruikt in de kansfuncties van MOVE, gebeurt in de zogenoemde kalibratie-fase [Alkemade et al., 1996; Ertsen et al., 1998].

Potentieel aangetaste fractie. De generieke beoordeling van ecotoxicologische risico's gaat uit van de berekening van de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF), zoals dat is ontwikkeld door het RIVM [Van de Meent, 1999]. De PAF is de fractie van taxonomische groepen en bodemprocessen (vnl. micro-organismen, microbiologische processen zoals mineralisatie, nitrificatie en respiratie, bodemfauna en planten) in een ecosysteem, waarbij effecten te verwachten zijn op een bepaalde locatie als ze worden blootgesteld aan een stof in het milieu. Dit is een specifieke statistische benadering die uitgaat van een frequentieverdeling van de gevoeligheid van organismen voor de betreffende contaminant. In feite volgt de PAF de wijze waarop de milieukwaliteitsdoelstellingen in de Wet Bodembescherming (Wbb) ecologisch zijn onderbouwd. Deze normen gaan uit van een schatting van de zgn. Hazardous Concentration (HCp) van een stof in het milieu. Dit is de concentratie waarbij voor een bepaald percentage p de NOEC (No Observed Effect Concentration) wordt overschreden in de generieke soortenverzameling [VROM, 1991]. In de PAF-benadering wordt de waarde van p berekend die behoort bij een bepaalde bodembelasting. In het geval $p=50$ komt de PAF dus overeen met het maximum toelaatbare risico volgens de Wbb en zal 50 procent van de soorten en processen zich onder hun NOEC bevinden.

Omdat er geen normen beschikbaar zijn voor bodemvocht in relatie tot effecten op bodemorganismen wordt in BONANZA gebruik gemaakt van ecotoxicologische gegevens voor aquatische organismen van Crommentuijn et al. [1997] (Bijlage D). Dit betreffen waarden voor natte systemen, waarbij er vanuit de wortelzone direct op het oppervlakte water wordt afgewaterd. Voor grondwaterbescherming zijn deze waarden te stringent omdat er gedurende het transport naar het grondwater precipitatie van zware metalen op kan treden ten gevolge van een oplopende pH met de diepte.

Omdat de experimenten voor het vaststellen van toxische effecten bij aquatische organismen bijna altijd uitgevoerd worden met leidingwater is bij afwezigheid van DOC de vrije ionconcentratie van de metalen vrijwel gelijk aan de totaal-concentratie. De vrije ionconcentraties zoals berekend met BONANZA sluiten daardoor goed aan bij de PAF in oppervlaktewater.

Beslisstructuur

Figuur 4 toont een schematisch overzicht van de beslisstructuur van BONANZA.

De werking van BONANZA is als volgt:

- BONANZA stelt de huidige situatie vast in termen van bodemtype, landgebruik, grondwatertrap, kwelflux, het totaalgehalte aan zware metalen en de atmosferische depositie van stikstof en zwavel;
- De gebruiker geeft voor de in te richten locatie het gewenste natuurdoeltype (NDT) aan;
- BONANZA geeft, in eerste instantie los van de contaminanten, aan onder welke milieucondities (atmosferische depositie van stikstof en zwavel en de kwelflux) het gekozen natuurdoeltype te realiseren is;

- Indien de gebruiker aangeeft dat de vereiste depositie voor de betreffende locatie niet realiseerbaar is, dan geeft BONANZA een lijst met natuurdoeltypen die minder stringente eisen stellen aan het milieu. Hieruit kan de gebruiker een natuurdoeltype kiezen dat mogelijk wel realiseerbaar is bij beoogde maatregelen (voorlopig alleen depositie-reductie en kwelherstel);
- Voor de door de gebruiker opgegeven of via de generieke data geselecteerde totaalgehalten aan de zware metalen Pb, Cu, Zn en Cd, bepaalt BONANZA de metaalconcentraties in het bodemvocht en de daaraan gerelateerde ecotoxicologische risico's.

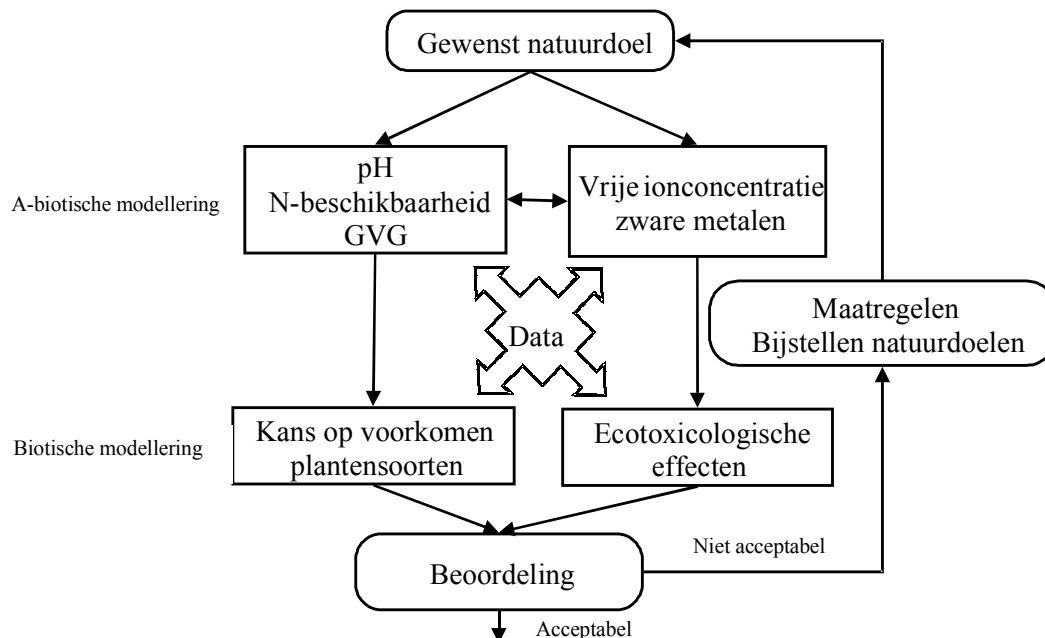


Fig. 4. Beslisstructuur van BONANZA pH: zuurgraad; GVG: gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand; N: nitraat.

Natuurdoeltypen

In BONANZA is in aansluiting op het model MOVE gekozen voor de terrestrische NDT's van hoofdgroep 3 [Bal et al., 1995]. Hoofdgroep 1, 2 en 4 van de natuurdoeltypen zijn buiten beschouwing gelaten omdat zij onder andere vanwege hun landschappelijke karakter, te veel uiteenlopende doelsoorten bevatten. Hierdoor is het onmogelijk om hanteerbare milieukwaliteitscriteria toe te kennen. De keuze van doelsoorten in het Handboek voor Natuurdoeltypen [Bal et al., 1995] is gebaseerd op de zgn. itz-criteria, waarbij het i-criterium staat voor internationale betekenis, het t-criterium voor een dalende trend in Nederland en het z-criterium voor de zeldzaamheid van de soort in Nederland. Deze criteria zijn dus niet geformuleerd voor milieukwaliteitsbeoordeling. De NDT's zijn ondergebracht in 7 fysisch-geografische regio's. Per fysisch-geografische regio is onderscheid gemaakt in: 1)rietland en ruigte, 2)bloemrijk grasland, 3)vochtig schraal grasland, 4)bosgemeenschap van arme zandgrond en 5)bosgemeenschap van bron en beek.

Floraspoor. Voor de bepaling van de milieugrenzen pH, GVG en N-beschikbaarheid is gebruik gemaakt van de normstellingsmethode van het model SMART/MOVE [Van Hinsberg en Kros, 1999]. Hiertoe zijn op basis van het handboek NDT [Bal et al., 1995] (doel)soorten toegekend aan NDT. Vervolgens is met het model MOVE per NDT bepaald wat de milieugrenzen zijn zodat 80% van de (doel)soorten van beschermd zijn.

Faunaspoor. Vogels en zoogdieren die in aanmerking komen voor de beoordeling van mogelijke ecotoxicologische effecten zijn voor alle hoofdgroepen van NDT's samengevat in Bijlage E. Voor ieder NDT is hierdoor vastgelegd voor welke soorten een risicobeoordeling wordt uitgevoerd (zie

figuur 5). Dit principe is analoog aan het floraspoor. De soorten zijn onderverdeeld naar het voorname type van voedselkeuze, aangezien dat relevant is voor de mate van blootstelling. Hierin staan regenwormen als een apart voedseltype vermeld, vanwege hun specifieke rol in het proces van doorvergiftiging. In de doelsoortenlijst worden op die manier 5 soorten van terrestrische zoogdieren en 25 soorten terrestrische vogels onderscheiden. Naast de aan NDT gekoppelde soorten zal ook rekening worden gehouden met grote grazers, zowel van nature aanwezige soorten (hert en ree) als geïntroduceerde soorten (Schotse Hooglanders).

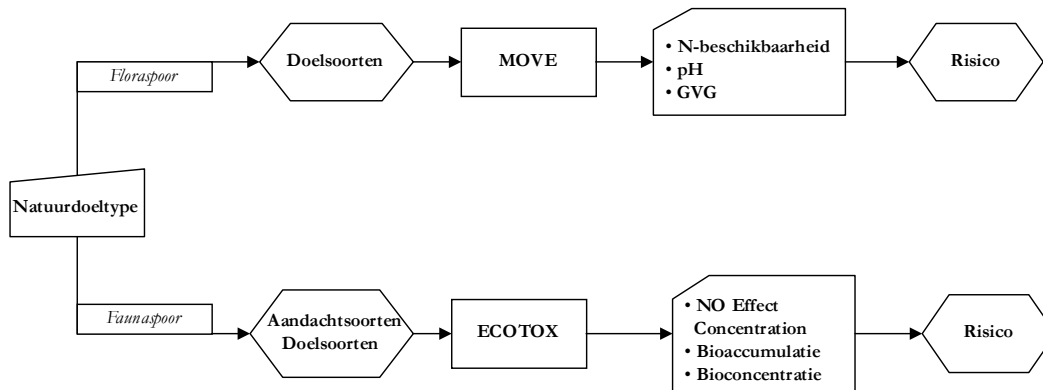


Fig. 5. Relatie natuurdoeltype en risicobepaling voor flora en fauna.

3.2.2 ECOTOX-module

Binnen BONANZA wordt aangenomen dat de ecologische effecten van bodemverontreiniging grotendeels verlopen via de opgeloste fractie in het bodemvocht. De gehalten in het bodemvocht worden in het abiotische deel van BONANZA berekend uit locatiespecifieke bodemgegevens, zoals totaalgehalten, organische stof, lutum, CEC (cation exchange capacity), pH en Ca-concentratie. Bij de eco(toxico)logische beoordeling van contaminanten wordt eerst voor het gewenste NDT vastgesteld welke doelsoorten relevant zijn (Bijlage E) en vervolgens wordt voor relevante soorten een beoordeling uitgevoerd.

De ecotoxicologische module (ECOTOX) gaat uit van een aantal overdrachts- en effectrelaties tussen een geselecteerd aantal ecosysteemcomponenten. Hiermee wordt het optreden van mogelijke effecten na blootstelling aan de bodemverontreiniging voor vogels en zoogdieren berekend, waaronder ook faunistische doelsoorten van het natuurbeleid. Contaminanten bereiken hogere organismen voornamelijk via het voedsel. Zo wordt de das vooral belast door het eten van regenwormen, zijn belangrijkste voedselbron [Klok et al., 1998].

De blauwdruk van ECOTOX is schematisch weergegeven in figuur 6 en omvat vier typen van risicobenaderingen, namelijk:

1. Een generieke risicoschatting gebaseerd op de PAF-benadering (zie paragraaf 3.2.1);
2. Een soort- of soortengroep-specifieke risicoschatting via de berekening van doorvergiftiging in voedselketens via bodemvocht, bodemfauna, vegetatie, naar vogels en zoogdieren;
3. Een soort-specifieke risico-schatting op enkele doel- en aandachtsoorten op basis van directe doorvergiftigingseffecten, waarbij de tijd tot het optreden van een schadelijk effect wordt vastgesteld, en op basis van indirecte effecten (voedselschaarste);
4. Een combinatie van een (i) procesgerichte risicobeoordeling op basis van algemene systeemprocessen en (ii) risicobeoordeling gebaseerd op structuurparameters welke zijn te relateren aan *Life Support Functions* (LSF) (zie bijv. [De Zwart et al., 1999]).

De specifieke benadering gaat uit van een multitrofisch systeem van ecologische receptoren (figuur 6), dat wil zeggen een opname via verschillende organismen in een voedselketen. In de

laagste trofische laag bevinden zich planten en bodemdieren. Deze organismen zijn in staat om contaminanten op te nemen via directe blootstelling aan het bodemvocht. De tweede trofische laag wordt gevormd door organismen die de genoemde planten en bodemdieren als voedselbron benutten. Dit zijn herbivoren en wormenetende vogels en zoogdieren, inclusief kleine zoogdier-soorten zoals woelmuizen en spitsmuizen. In de derde trofische laag bevinden zich soorten die kleine zoogdieren in hun voedselpakket hebben. De belasting van de das en de grutto wordt voornamelijk veroorzaakt door de consumptie van regenwormen, zodat deze soorten tot de tweede trofische laag gerekend kunnen worden. De steen- en de kerkuil worden belast via de consumptie van regenwormen en kleine zoogdieren, zodat deze doelsoorten behoren tot de derde trofische laag.

In de ECOTOX-module is er van uitgegaan dat de bedreiging van het duurzaam voortbestaan van vogels en zoogdieren de resultante is van twee basisprocessen, namelijk:

- doorvergiftiging met contaminanten via de voedselketen (kwaliteit);
- aantasting van de ecologische draagkracht als gevolg van een reductie van de voedselvoorraad (kwantiteit).

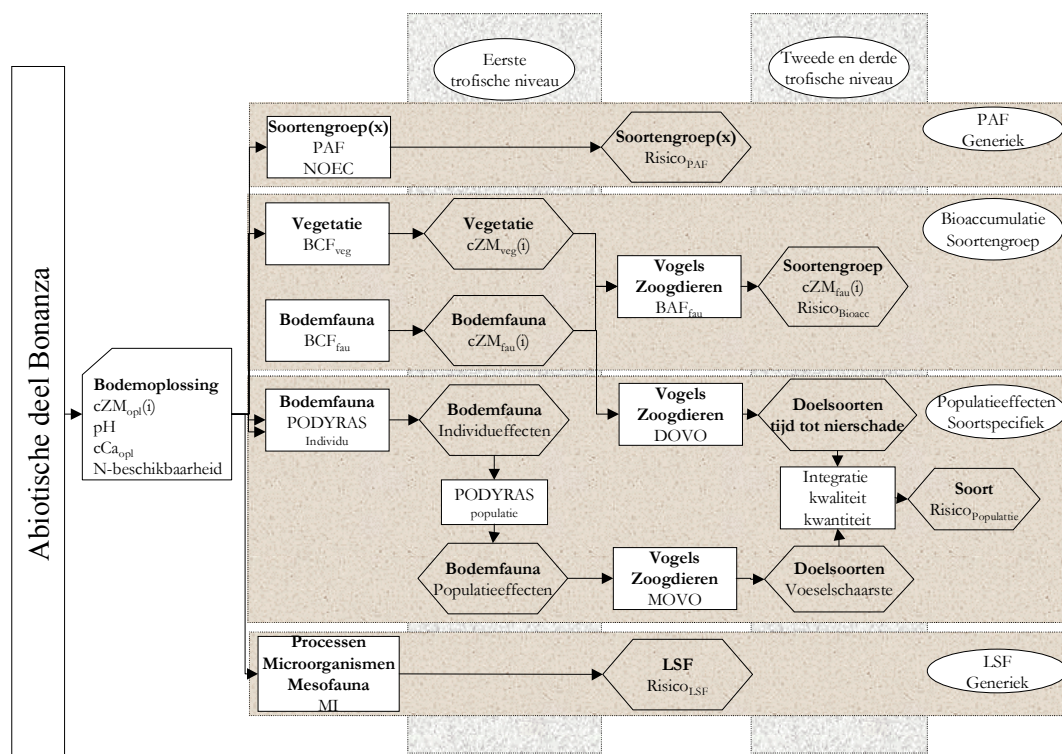


Fig. 6. Schematische weergave van de ECOTOX-module. PAF: potentieel aangetaste fractie; NOEC: no observed effect concentration; cZM: concentratie zware metalen; pH: zuurgraad; cCa: calcium-concentratie; BCF: bioconcentratiefactor LSF: Life Support Functies.

Specifieke risico-beoordeling als gevolg van doorvergiftiging (voedselkwaliteit)

De voedselkwaliteit kan op verschillende wijzen worden berekend: (i) de mate waarin voedselorganismen belast zijn geeft inzicht in de beschikbaarheid van contaminanten voor prederende organismen en (ii) de tijdsduur tot het moment waarop effecten verwacht worden. De submodule DOVO (DOorvergiftiging naar VOlgende trofie niveau) wordt toegepast om te berekenen of onomkeerbare effecten op zullen treden voor of tijdens de reproductieve levensfase (zie bijlage F2). Door de tijdsduur te bepalen, die kan worden afgewogen tegen de generatieduur van de onderzochte soort, wordt meer inzicht verkregen in de dynamiek en mogelijke schadelijke effecten van

contaminanten op de soort. Bovendien kan ook de effectiviteit van ingrepen die de biobeschikbaarheid van sommige contaminanten doet afnemen, zoals bijvoorbeeld bekalken, doorgerekend worden.

De wijze waarop doorvergiftiging wordt berekend is beschreven in Bijlage F.

Specifieke risicobeoordeling als gevolg van effecten op voedselkwantiteit

Naast schade door belasting met contaminanten via het voedsel kunnen hogere organismen ook schade ondervinden door een afname van de *hoeveelheid* voedsel. Dit ontstaat als het voedsel-organisme zelf hinder van de contaminanten ondervindt, wat leidt tot een afname in de populatiedichtheid. In de ECOTOX-module worden met behulp van het populatiedynamisch model PODYRAS bestaande bioassay data, zoals reductie in individuele groei en reproductie van regenwormen, doorvertaald naar afname in populatiedichtheid [Klok en De Roos, 1996; Klok et al., 1997; Klok en De Roos, 1998]. In PODYRAS wordt verondersteld dat door vervuilende stoffen geïnduceerde afname in groei en van reproductie bij regenwormen het gevolg is van veranderingen in de energiehuishouding van het individu. De wijze waarop de omvang van de regenwormenpopulatie wordt berekend is opgenomen in Bijlage G.

Voor het vaststellen van de effecten van voedselschaarste wordt gebruik gemaakt van de MOdule voor het effect van VOedselaanbod (MOVO). MOVO is een submodule die gekoppeld kan worden aan PODYRAS (zie figuur 6). In MOVO wordt bepaald wat de gevoeligheid van de doelsoort is voor een door vervuiling geïnduceerde reductie in voedselkwantiteit (zie bijlage G). Deze gevoeligheid zal afhangen van het percentage regenwormen in het dieet, het percentage van het leefgebied dat verontreinigd is, de tijdsduur waarover de doelsoort afhankelijk is van regenwormen (de grutto foerageert bijvoorbeeld vooral in het reproductieseizoen op regenwormen) en de mogelijkheid die de soort heeft om een ander type voedsel te kiezen onder de voorwaarde dat dit niet leidt tot afname in gewicht of reproductie. Dassen kunnen, omdat ze alleseters zijn, makkelijk overgaan naar ander voedsel bij een tekort aan regenwormen. Uit onderzoek is echter gebleken dat dassen een afname in gewicht vertonen bij een verminderd percentage aan regenwormen in het menu. Voor deze soort geldt dus dat zij ondanks hun voedselstrategie (omnivorie) sterk afhankelijk zijn van regenwormen.

Het vaststellen van onomkeerbare effecten voor of tijdens de reproductieve levensfase gebeurt eveneens met de module DOVO. 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 bejaarde leeftijd verwacht wordt. Omdat bejaarde individuen vrijwel geen bijdrage leveren aan de reproductie, is het effect op de populatieomvang gering. In de tweede fase van het BONANZA-project zal deze benadering nader ingevuld worden. De gedachte gaat hierbij uit naar een klassificatie 'goed', 'matig' en 'slecht' waarbij goed overeenkomt met nierschade op bejaarde leeftijd, matig met schade p 2/3 van de adulte fase en slecht voor de adulte fase.

Op basis van kennis over het schadelijke effect van de kwaliteit van het voedsel op de doelsoort, over de gevoeligheid voor voedselschaarste en over de daadwerkelijke voedselschaarste wordt een uitspraak gedaan over de mate waarin vervuiling een negatief effect heeft op de doelsoort. Hierbij speelt de ecologie van de soort wederom een grote rol. Als voedselschaarste vooral in het reproductieseizoen speelt, mag verwacht worden dat de populatie, door een afname in reproductiesucces, meer wordt beïnvloed dan door een voedselschaarste buiten het reproductieseizoen.

Procesgerichte risicobeoordeling

Voor doelsoorten, waarvoor regenwormen een essentiële groep in de voedselketen vormen, kan het doorvergiftigingsspoor inzicht verschaffen in de effecten op de voedselkwaliteit. Bij doelsoorten waarvoor niet direct een essentiële groep in de voedselketen is aan te wijzen, zal voor een risicobeoordeling gebruik gemaakt moeten worden van kennis van andere beïnvloedende (bodem)organismen en aan deze organismen gerelateerde processen. Een dergelijke benadering sluit aan bij mening van 54% van de geënquêteerden, die aangeven dat een ECOTOX-module natuurdoelgericht moet zijn en toetsparameters moet bevatten, waaronder systeemprocessen. Een procesgerichte risicobeoordeling geeft een indicatie voor het functioneren van het ecosysteem. Het gaat hierbij om bodemprocessen die door specifieke groepen bodemorganismen worden uitgevoerd. Te denken valt aan de rol die bijv. wormen, nematoden en micro-organismen spelen bij de afbraak van organische stof. Door De Zwart et al. [1999] is reeds een aanzet gegeven tot het opnemen van dit spoor in een DSS. Gedurende de eerste fase van het BONANZA is echter niet gewerkt aan een concretere invulling van dit spoor.

Desondanks is ter ondersteuning van de ECOTOX-module op een verontreinigde locatie onderzoek uitgevoerd naar het bodemleven. Hiermee is beoogd aan te sluiten bij de huidige, gangbare ecologische indicatoren voor LSF zoals het nematodenonderzoek. Net als regenwormen vormen nematoden een afspiegeling van het bodemecosysteem doordat zij in direct contact staan met het poriewater in de bodem, en dus met de opgeloste fractie van bodemverontreiniging. Binnen de kennisinstituten op het gebied van nematologie wordt verondersteld dat er een relatie bestaat tussen het totaalgehalte aan verontreinigingen, het biobeschikbare deel en het functioneren van de nematodenfauna. Binnen het BONANZA onderzoek is getracht een relatie te leggen tussen de aanwezige nematodenfauna, de verontreinigingssituatie en de (potentieel) aanwezige natuurwaarde (zie [Tauw, 2001]). Op basis van de resultaten die zijn verkregen in de Diempolder kan worden geconcludeerd dat de nematodenfauna gecorreleerd is met de verontreiniging, met name Pb en Cu .

Naast andere ecologische veldgegevens (zie bijv. [De Zwart et al., 1999]) bieden nematoden een goede mogelijkheden als indicator voor bodemverontreiniging en -verstoring, herstel en natuurlijke successie. Aan de hand van de samenstelling van de nematodengemeenschap kan inzicht verkregen worden in de ecologische condities van de bodem. Tussen nematodensoorten bestaan verschillen in bijvoorbeeld formaat, maar ook in levensstrategie. De groep, die zich kenmerkt door een snelle voortplanting kan na een massale sterfte of bij een plotselinge overvloed aan voedsel snel in aantal toenemen. Het zijn beweeglijke dieren en na een verstoring koloniseren ze de omgeving heel snel. Men noemt deze groep *colonizers*. Soorten, die een langer voortplantingsproces kennen, zijn meer plaatsgebonden en worden *persisters* genoemd. De laatstgenoemde groep is in het algemeen veel kwetsbaarder voor chemische verontreinigingen. Op grond van observaties en literatuurstudies kunnen nematoden worden ondergebracht in vijf groepen: *colonizers*, *persisters* en drie tussenliggende groepen, de zogenaamde *Colonizer-Persister*-indeling (CP-indeling). Alle bekende nematodenfamilies zijn ingedeeld in een CP-groep [Bongers, 1990]. De eindscore van een analyse wordt vervolgens omschreven als de *Maturity Index* (MI). Een lage MI betekent relatief veel *colonizers*, een hoge MI relatief veel *persisters*. De samenstelling van de nematodenfauna, uitgedrukt in een MI, geeft een indicatie van de kwaliteit van het bodemecosysteem.

De waarde van het nematodenonderzoek binnen BONANZA moet vooral worden gezocht in het afleiden van een relatie tussen de verontreinigingssituatie (met name het biobeschikbare deel aan zware metalen in de bodemoplossing) en de nematodenfauna. Analoog aan de overdracht van bodemvocht naar regenwormen, kan BONANZA dan bij een gegeven verontreinigingssituatie de ontwikkeling van de nematodenfauna onder invloed van landgebruiksveranderingen vaststellen.

Anno 2001 wordt daarnaar in SKB-kader onderzoek verricht door een analyse van het reeds verrichte nematodenonderzoek (SV 315).

Bij een verdere ontwikkeling en implementatie van de ECOTOX-module in BONANZA zal onder andere op basis van de resultaten van het eerder genoemde SKB-project (SV 315) nadere invulling aan dit element gegeven worden. Daarnaast zal ook gebruik worden gemaakt van resultaten uit het SKB-project *De Kwetsbaarheidsanalyse* (SV-034). De resultaten van dit project kunnen worden ingebracht in de ecologie-punt van de Triade (zie figuur 3).

3.3 Generieke versus locatiespecifieke data

BONANZA is voorzien van een database met generieke gegevens op landelijke schaal (tabel 4). De geografische informatie is beschikbaar op rasterbasis, 250 × 250 m grid, zodat zonder aanvullende informatie voor iedere 250 × 250 m cel in Nederland een beoordeling gegenereerd kan worden. Daarnaast is het ook mogelijk locatiespecifieke gegevens in het systeem in te voeren. De werkwijze van BONANZA is zo dat de gebruiker altijd een overzicht krijgt van de beschikbare generieke gegevens (zie tabel 4). Indien de gebruiker de beschikking heeft over locatiespecifieke gegevens kunnen deze worden ingevoerd via het scherm zoals weergegeven in figuur 7.

In de eerste fase van het project is globaal nagegaan wat de betrouwbaarheid is van de generieke data op het gebied van zware metaalgehalten. Hiertoe zijn gemeten locatiespecifieke gegevens uit de Krimpenerwaard (SKB-project SV-027; [Boels et al., 2000]) vergeleken met de generieke gegevens. Het is de bedoeling om de betrouwbaarheid van beoordelingen gemaakt op basis van de generieke data nader te onderzoeken in fase 3 van dit project.

Tabel 4. Overzicht van in BONANZA gebruikte informatie.

Informatie	Bron
MOVE-tabel met optimale ranges in pH en N-beschikbaarheid	[Van Hinsberg en Kros 1999]
Foto's van natuurdoeltypen	[Bal et al. 1995]
Landelijke kaarten met zware metaal gehalten	[Tiktak 1999]
Landelijke kaarten met depositie van N en S	[RIVM 2000]
Landelijke kaarten met kwelfluxen	RIVM/RIZA
Bodem- en grondwatertrappen(GT)-kaart	Alterra
Vegetatiekaart	Alterra
Opzoektabel SMART2	[Kros 1998]
Partitierelaties zware metalen	[De Vries en Bakker 1998, Bril en Römkens 2000]
Gemeente, provincie, fysisch geografische regio's en locatie polygonen	Topografische dienst, GeoDan

Een voorbeeld van het gebruik van generieke data in BONANZA is gegeven in figuur 7.

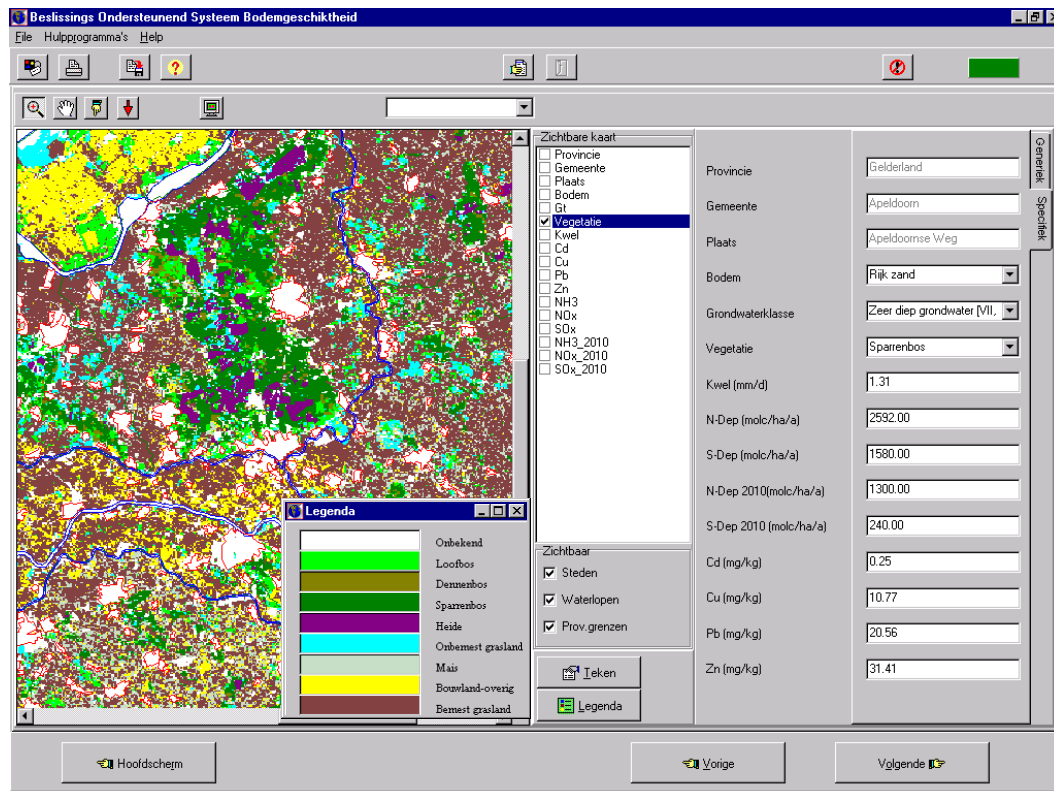


Fig. 7. Een voorbeeld van het gebruik van generieke data in BONANZA. Het getoonde kaartbeeld betreft de landgebruikskaat. Middels het aanklikken van de geografische positie waarvoor men een berekening wil uitvoeren worden de overige generieke gegevens uit het systeem opgevraagd, zie rechterhelft van de afbeelding. Op basis van deze gegevens, of door de gebruiker opgegeven locatiespecifieke gegevens, voert BONANZA een beoordeling uit.

3.4 Toepassing BONANZA

Voor een eerste toetsing in de praktijk is BONANZA toegepast op twee locaties waar natuurontwikkeling wordt beoogd: 't Rikkerink (Overijssel) en de Krimpenerwaard (Zuid-Holland). Voor het toetsen op 't Rikkerink is gebruik gemaakt van de demonstratie versie (versie 2.01), terwijl voor de Krimpenerwaard gebruik gemaakt is van de op basis van de gebruikerstest ontwikkelde bètaversie (versie 3.1.1).

3.4.1 't Rikkerink

Voor het testen van beoordelingssysteem BONANZA op de locatie 't Rikkerink zijn de volgende activiteiten ondernomen [Strikwold, 2000]:

1. Het uitvoeren van een standaardbeoordeling met BONANZA inzake de realiseerbaarheid van de beoogde natuurdoeltypen;
2. Het vaststellen van de maximaal toelaatbare toevoer aan zware metalen via aangevoerd kwelwater met een aangepaste versie van het kritische belastingsmodel voor zware metalen STRESS [Reinds et al., 1996].

Met activiteit 1 wordt een indruk verkregen van het type uitspraken dat met BONANZA gedaan kan worden, zoals randvoorwaarden die moeten worden gesteld aan de atmosferische depositie en de kwel om te voorkomen dat er (i) problemen ontstaan met de realiseerbaarheid van beoogde na-

tuuroertypen en (ii) verhoogde ecotoxicologische risico's die ontstaan als gevolg van de mobilisatie van zware metalen. Omdat de problematiek bij 't Rikkerink zich ook richt op een bedreiging door contaminanten die middels kwel vanuit de voormalige stortplaats het natuurontwikkelingsgebied kunnen bereiken, is in activiteit 2 vastgesteld wat de maximaal toelaatbare toevoer van zware metalen mag zijn met het oog op ecotoxicologische effecten. Omdat deze functionaliteit niet in BONANZA zit, is gebruikt gemaakt van het kritische belastingsmodel voor zware metalen STRESS. Met een voor deze toepassing aangepaste versie kan worden vastgesteld wat de maximale belasting van zware metalen via de kwel mag zijn. Het criterium van de maximaal toelaatbare concentratie van zware metalen in het bodemvocht is hier gerelateerd aan het kritische gehalte in de steenuil. Hiervoor is een eenvoudige doorvergiftigingsmodule ontwikkeld, die kan worden beschouwd als een voorloper van het tweede spoor van de ECOTOX-module, de soortspecifieke risicoschatting (zie paragraaf 3.1.3).

Uitkomsten Bonanzaprototype

Voor het uitvoeren van de standaardbeoordeling is op basis van de inrichtingsplannen (zie [Tauw, 1998]) een vijftal terrestrische natuurdoeltypen geselecteerd:

- Hz-3.3: Rietland en ruigte;
- Hz-3.6: Bloemrijk grasland;
- Hz-3.7: Vochtig schraalgrasland;
- Hz-3.13: Bosgemeenschap van arme zandgrond;
- Hz-3.15: Bosgemeenschappen van bron en beek.

Systeemeigenstoffen. Voor de vijf geselecteerde natuurdoeltypen zijn de maximaal toelaatbare N- en S-depositie en de minimaal noodzakelijke kwelflux bepaald met het prototype van het model BONANZA (zie tabel 5).

Tabel 5. De maximaal toelaatbare N-en S-depositie voor de verschillende natuurdoeltypen en de noodzakelijke kwelflux.

Natuurdoeltypen	N-depositie maximaal (kg/ha/j)	S-depositie maximaal (kg/ha/j)	Kwelflux (mm/d)
Hz-3.3	43	85	1,2
Hz-3.6	43	85	1,1
Hz-3.7	15	85	1,1
Hz-3.13	23	85	0,4
Hz-3.15	43	85	0,4

De actuele N- en S-depositie voor de locatie 't Rikkerink bedragen respectievelijk 43 en 84 kg ha⁻¹ j⁻¹. Dit betekent dus dat de S-depositie geen belemmering vormt. De actuele N-depositie daarentegen blijkt voor de NDT Hz-3.7 en Hz-3.13 een belemmering te vormen. Voor deze NDT dienen dus emissiebeperkende maatregelen te worden genomen. Voor de NDT Hz-3.3, Hz-3.6 en Hz-3.7, is het noodzakelijk de kwelflux te verhogen tot ruim 1 mm d⁻¹. Dit laatste is met name noodzakelijk om aan de door deze NDT vereiste minimale pH te voldoen. De actuele kwelflux bedraagt 0,4 mm d⁻¹.

Contaminanten spoor. Ter illustratie is het ecotoxicologische risico berekend van de cadmium verontreiniging voor de natuurontwikkeling in het gebied 't Rikkerink. Voor dit gebied is uitgaande van locatiespecifieke gegevens met BONANZA onderzocht welke NDT's haalbaar zijn, gegeven het bodemtype, het vegetatietype en de grondwaterklasse. De concentraties in het bodemvocht van de zware metalen Cd, Cu, Pb en Zn zijn berekend op basis van gegevens over de gemiddelde totaalgehalte van de metalen. Voor de totaalgehalten is uitgegaan van de generieke gehalten uit

BONANZA (tabel 6). Bij een contaminanten-beoordeling wordt in BONANZA gebruik gemaakt van de pH en Ca-concentratie welke zijn vastgesteld in het systeemeigen-spoor, waarbij is uitgegaan van de vereiste N- en S-depositie en kwelflux. Vervolgens zijn bij die pH en Ca-concentratie, met behulp van de vertaalfuncties voor zware metalen (zie paragraaf 3.2.1) de zware metaalconcentraties in het bodemvocht vastgesteld. Tenslotte zijn met BONANZA aan de hand van de bodemvochtconcentraties de PAFs berekend voor het bodemvocht (tabel 6). Het betreft hier de te verwachten PAF na een natuurontwikkelingsperiode van 10 jaar.

Tabel 6. Berekende PAF's¹⁾ voor zware metalen en pH's in bodemvocht in het Rikkerink per NDT na een natuurontwikkelingsperiode van 10 jaar. Tevens zijn de generieke totale gehalten aan zware metalen gegeven (naar [Strikwold, 2000]).

Metaal	Totaalgehalte	Hz-3.3	Hz-3.6	Hz-3.7	Hz-3.13	Hz-3.15
	mg kg ⁻¹	pH=6,5-6,7	PH=6,5-6,7	pH=5,2-5,6	pH=4,3-4,7	pH=5,9-6,1
Cd	0,25	0	0	5-15	22-28	3-4
Cu	9,8	0	0	0-1	3-7	0
Pb	16,1	0	0	0-4	6-13	0
Zn	27,0	0	0	3-30	58-76	0

¹⁾ Ranges zijn gerelateerd aan de door Bonanza berekende pH-ranges gerelateerd aan de minmaal en maximaal toelaatbare N- en S-depositie

Voor de NDT Hz-3.7 en HZ-3.13 is er duidelijk sprake van een verhoging van de PAF. Deze PAF-verhoging hangt sterk samen met de relatief lage pH's die voor deze NDTs worden berekend. In het prototype van BONANZA is gebruik gemaakt van NOEC's die gebaseerd zijn op aquatische organismen. Het is nog niet duidelijk of de norm voor de aquatische organismen overeenkomt met die voor het bodemleven. Voor zink is echter een zeer hoge PAF berekend wat er op kan duiden dat de norm voor aquatische organismen niet geldt voor het bodemleven. Men dient zich verder te realiseren dat de gebruikte generieke waarden voor alle vier metalen (ver) onder de streefwaarden liggen. Bij het interpreteren van de uitkomsten moet er dan ook rekening mee worden gehouden dat mogelijk een overschatting is gemaakt van de ecologische risico's via de berekening van de PAF. Dit ondersteunt de noodzaak om de ECOTOX-module verder uit te breiden met meer sporen.

Vaststellen van de maximale kweltoevoer op basis van doorvergiftiging. De maximaal toelaatbare toevoer van zware metalen is vastgesteld op basis van het doorvergiftigingsrisico voor Cd naar de steenuil (zie [Strikwold, 2000]). Deze analyse is beperkt tot Cd, omdat kennis over het doorvergiftigingsgedrag van de andere zware metalen nog te beperkt is. Het locatiespecifieke gezondheidsrisico van Cd voor de steenuil in 't Rikkerink is berekend op basis van een kritische interne concentratie van 20 mg kg⁻¹ lichaamsgewicht. Dit komt overeen met een concentratie van 33,3 mg kg⁻¹ in regenwormen. Voor 't Rikkerink komt dit overeen met een concentratie in het bodemvocht van 1,0 µg L⁻¹.

Met behulp van het steady state model STRESS is de maximaal toelaatbare aanvoer van Cd via kwel vastgesteld op basis van het doorvergiftigingscriterium en op basis van een PAF=5. Voor het bepalen van de maximaal toelaatbare aanvoer zijn er aannamen gedaan voor de actuele Cd-aanvoer via depositie en de kwelflux. Er is uitgegaan van een locale actuele Cd-depositie van 0,05 mg m⁻² j⁻¹ (op basis van RIVM berekeningen; [Van Jaarveld, pers. med.]) en een kwelflux van 0,4 mm d⁻¹ (afkomstig uit de generieke database van BONANZA). Op basis van het doorvergiftigingscriterium bedraagt de maximale Cd-toevoer via de kwel 0,4 mg m⁻² j⁻¹. Dit resulteert in een concentratie van 3 µg L⁻¹. Uitgaande van PAF=5 voor aquatische organismen bedraagt de bere-

kende maximale Cd toevoer via kwel $0,1 \text{ mg m}^{-2} \text{ j}^{-1}$. Dit komt overeen met een toelaatbare concentratie van $0,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$.

De concentraties die in de peilbuizen bij 't Rikkerink gemeten zijn variëren van $0,1\text{-}2 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ [Tauw, 2000]. Dit betekent dus dat de maximaal toelaatbare concentratie in het kwelwater op basis van doorvergiftiging ($3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) niet wordt overschreden. Uitgaande van de maximaal toelaatbare concentratie in het kwelwater gebaseerd op $\text{PAF}=5$ ($0,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) zou er mogelijk wel sprake kunnen zijn van een (geringe) overschrijding. Ook hierbij dient te worden bedacht dat de ecologische risico's via de berekening van de gebruikte PAF op basis van aquatische ecotoxicologie mogelijk overschat worden (zie hierboven). Daarnaast is het zo dat we er bij deze benadering van uitgegaan zijn dat er gedurende het regionale transport via het grondwater van onder het stort tot de kwellocatie geen vastlegging van Cd plaatsvindt. In de praktijk zal er echter gedurende het grondwatertransport precipitatie van zware metalen optreden, waardoor de Cd-concentratie zal dalen.

Volgens de BONANZA-beoordeling vormt de stort geen bedreiging voor de te realiseren terrestrische NDT's in verband met Cd. Op grond van de generieke gegevens is de huidige stikstofdepositie wel te hoog voor het realiseren van NDT vochtig schraalgrasland (Hz 3.7) en bosgemeenschappen van arme zandgronden (Hz 3.13). Vanuit dit oogpunt kan depositie-reductie zinvol zijn, bijvoorbeeld door maai-beheer, begrazing of maatregelen ten opzichte van landbouwbedrijven in de omgeving. In 1998 is met het SAM-model [Tauw, 1998] berekend dat op basis van pH, vocht, voedselrijkdom en saliniteit voor vochtige schraalgraslanden (Hz3.7) geen realisatieproblemen aanwezig zijn. Hierbij is echter geen rekening gehouden met de (nadelige) effecten van atmosferische depositie. Voor bosgemeenschappen van arme zandgronden is reeds eerder vastgesteld dat het oppervlak tevens een beperkende factor is [Tauw, 1998]. Verder is het zo dat er voor het optimaal floreren van de beoogde NDT's rietland-en-ruigte (Hz 3.3) en bloemrijk grasland (Hz 3.6) maatregelen genomen zullen moeten worden ter verhoging van de kweldruk. Dit zou op basis van generieke gegevens ook gelden voor het NDT vochtig schraalgrasland (Hz 3.7), de gegevens uit de veldinventarisatie tonen aan dat dit NDT realiseerbaar en zelfs aanwezig is [Tauw, 1998].

3.4.2 *Krimpenerwaard*

Om de bruikbaarheid van de bètaversie van BONANZA te toetsen is het gebruikt voor de evaluatie van beoogde natuurontwikkeling in de Krimpenerwaard. Hiertoe is met BONANZA een beoordeling uitgevoerd ten aanzien van de systeemeigen stoffen. Tevens is een vergelijking gemaakt tussen een beoordeling gebaseerd op locatiespecifieke zware metaalgehalten en de generieke gegevens die in het prototype BONANZA zijn opgenomen (zie [Ekelmans, 2001]).

Beoordeling natuurontwikkeling ten aanzien van systeemeigenstoffen

Uit de geplande natuurdoeltypen voor de Krimpenerwaard is een aantal geselecteerd waarvoor met Bonanza een beoordeling is gemaakt. Hiervoor zijn de volgende natuurdoeltypen gekozen:

- Nat schraalgrasland (Lv 3.4);
- Bloemrijk grasland (Lv 3.5);
- Veenheide (Lv 3.6);
- Bosgemeenschappen van voedselrijk (laag)veen (Lv 3.9).

Deze zijn gekozen omdat zij in oppervlakte gemeten de belangrijkste natuurdoeltypen in de Krimpenerwaard zijn en omdat zij een goede spreiding hebben t.a.v. abiotische randvoorwaarden (zie [Ekelmans, 2001]).

Tabel 7 geeft een overzicht van de met BONANZA uitgevoerde beoordelingen na een periode van 100 jaar. In tegenstelling tot de demonstratie versie van BONANZA (versie 2.0.1), is het met de bètaversie van BONANZA ook beoordelingen uit te voeren met een opgelegde depositie en/of kwel. In tabel 7 zijn per natuurdoeltype telkens de kritische waarden voor pH en de N-beschikbaarheid weergegeven, zoals deze zijn opgeslagen in Bonanza (aangeduid met 'Kritisch'). Met BONANZA zijn achtereenvolgens beoordelingen uitgevoerd bij N en S depositie voor 1997 en de te verwachten deposities in het jaar 2010. Beide depositie kaarten zijn in BONANZA opgenomen. Wanneer na een periode van 100 jaar bij het te verwachten depositieniveau van 2010 de pH nog niet in het optimale bereik terecht is gekomen is ook nog een beoordeling met een kwelflux van 0.5 mm dag⁻¹ uitgevoerd. Dit laatste kan gezien worden als een vorm van actief bodembeheer.

Tabel 7. Beoordeling realiseerbaarheid natuurdoeltypen na een periode van 100 jaar op basis van pH en N-beschikbaarheid.

Natuurdoeltype	Depositie ¹⁾	Kwel (mm dag ⁻¹)	pH	Nbeschikbaarheid (kmol _c ha ⁻¹ jr ⁻¹)
Nat schraalgrasland (Lv 3.4)	Kritisch	-	4,8 - 6,3	1,2 - 4,7
	1997	-	4,3	6,8
	2010	-	4,4	6,0
	2010	0,5	6,3	6,0
Bloemrijk grasland (Lv 3.5)	Lv 3.5		5,6 - 7,3	2,7 - 8,3
	1997		4,3	6,8
	2010		4,4	6,0
	2010	0,5	6,3	6,0
Veenheide (Lv 3.6)	Lv 3.6		3,7 - 4,7	0,6 - 1,6
	1997		4,4	4,9
	2010		4,5	4,1
	2010	0,5	-	-
Voedselrijk bos (Lv 3.9)	Lv 3.9		5,6 - 7,0	6,1 - 11,7
	1997		4,3	6,6
	2010		4,5	5,2
	2010	0,5	6,5	6,2

¹⁾ Kritisch: Geeft de kritische N-beschikbaarheid en pH weer. Idealiter zullen deze waarden worden bereikt bij een zg. kritisch depositieniveau
 1997: depositie in het jaar 1997 (N:2100 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹; S:500 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹)
 2010: te verwachten depositie in het jaar 2010 (N:2100 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹; S:500 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹)

Wat betreft de pH blijkt dat alleen het natuurdoeltype veenheide te realiseren is. De overige natuurdoeltype komen zonder aanvullende maatregelen, na een periode van 100 jaar landgebruiksverandering, op een pH uit die buiten het optimale bereik valt. Middels het opleggen van een kwelflux van 0,5 mm dag⁻¹ is echter te realiseren dat de pH in het optimale bereik terechtkomt. Voor nat schraalgrasland en veenheide blijkt echter dat het depositieniveau van 2010 het optimale N-beschikbaarheidsbereik (nog) niet bereikt is. In dit geval dient de depositie nog verder gereduceerd te worden.

Beoordeling natuurontwikkeling ten aanzien van systeemvreemde stoffen

De resultaten van de met BONANZA uitgevoerde beoordeling ten aanzien van zware metalen staan vermeld in tabel 8 en tabel 9. Het betreft hier een beoordeling van landgebruiksverandering voor een referentie locaties (tabel 8) en een demping (tabel 9) na een periode van 100 jaar voor Bloemrijk grasland.

Tabel 8. Beoordeling op basis van zware metalen voor het natuurdoeltype bloemrijkgrasland voor een referentielocatie.

Kwel mm dag ⁻¹	Depositie ¹⁾	pH	BC ^{2+ 2)}	Bodemvocht concentratie ($\mu\text{g l}^{-1}$)				PAF (%)			
				Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
-	1997	4,3	0,23	0,18	0,08	4,6	21,3	12	10	27	27
-	2010	4,4	0,18	0,14	0,05	3,0	14,3	12	9	27	26
0,5	2010	6,3	1,56	0,03	0,00	0,09	0,61	8	0	18	17

1) 1997: depositie in het jaar 1997 (N:2100 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹; S:500 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹)
2010: te verwachten depositie in het jaar 2010 (N:2100 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹; S:500 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹)

2) BC²⁺: som Ca²⁺+ Mg²⁺

Duidelijk is het sterk sturende effect van de pH op de activiteiten van de zware metalen in het bodemvocht zichtbaar. Een stijgende pH verlaagt de bodemvochtconcentratie en daarmee de ecotoxicologische effecten. Het effect van de pH stijging op de activiteiten in het bodemvocht vertaalt zich niet in dezelfde mate in de ontwikkeling van de PAF-waarden, althans niet in het hier beschouwde pH-traject.

Voor de referentie locatie liggen voor Cd en Cu de PAF-waarden rond de 10% en voor Pb en Zn rond de 25%. Door toevoer van basen (via kwel) dalen deze waarden naar resp. onder de 10 en 20%. Uit de beoordeling voor de demping (tabel 9) volgt dat de bodemvochtconcentraties behoorlijk hoger liggen dan voor de referentie locatie. Het effect op de PAF daarentegen is duidelijk geringer. Op basis van een beoordeling aan de hand van de PAF voor de afdeklaag op een demping kan geconcludeerd worden dat het te verwachten risico vergelijkbaar is met dat van de referentie locatie. Hierbij dient echter te worden gerealiseerd dat bij een dergelijke beoordeling volledig voorbij is gegaan aan de effecten van aanvoer vanuit het dempingsmateriaal. Er zijn echter wel aanwijzingen dat de beïnvloeding vanuit het dempingsmateriaal relatief gering is [Boels et al., 2000].

Tabel 9. Beoordeling op basis van zware metalen voor het natuurdoeltype bloemrijkgrasland op een gemiddelde demping.

Kwel mm dag ⁻¹	Depositie ¹⁾	pH	BC ^{2+ 2)}	Bodemvocht concentratie ($\mu\text{g l}^{-1}$)				PAF (%)			
				Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
-	1997	4,3	0,23	0,47	0,46	16,7	166,0	15	14	32	35
-	2010	4,4	0,18	0,35	0,28	10,9	111,0	14	14	31	34
0,5	2010	6,3	1,56	0,08	0,00	0,32	4,7	11	6	21	23

1) 1997: depositie in het jaar 1997 (N:2100 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹; S:500 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹)
2010: te verwachten depositie in het jaar 2010 (N:2100 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹; S:500 mol_c ha⁻¹ jr⁻¹)

2) BC²⁺: som Ca²⁺+ Mg²⁺

Vergelijking beoordeling op basis van generieke en locatiespecifieke gegevens

Voor alle gridcellen van de bodemkwaliteitskaart in BONANZA met bodemtype veen (en die gelegen zijn buiten bebouwd gebied in de Krimpenerwaard) is een rekenkundig gemiddelde bepaald van de gehalten zware metalen. Deze waarden zijn vermeld in tabel 10. Tevens is de range van de voorkomende gehalten aangegeven. De gemiddelde gehalten van de 6 bemonsterde referentielocaties in de Krimpenerwaard zijn weergegeven in de kolom "locatiespecifiek".

Tabel 10. Generieke en locatiespecifieke gehalten referentielocaties Krimpenerwaard.

Metaal	Bonanza	Locatiespecifiek (referentielocaties) mg kg ⁻¹
Cd	1,02 (0,92-1,13) ¹⁾	1,05(0,94-1,16)
Cu	58,9 (55-65)	71,1 (32,5-109,7)
Pb	110,5 (100-120)	106,8 (18,0-195,6)
Zn	216,8 (205-225)	197,5 (133,2-261,8)

¹⁾ Gemiddelde gehalten met tussen haakjes het minimum en maximum gehalte

Geconcludeerd kan worden dat de in de bodemkwaliteitskaart in Bonanza gebruikte generieke gehalten gemiddeld genomen goed overeenkomen met de in de Krimpenerwaard gemeten gehalten. Wel is er sprake van een veel grotere spreiding in de gemeten locatiespecifieke data. Bedacht moet worden dat de conclusie alleen geldt voor de diffuus verontreinigde gronden. De vervuilde slootdempingen die in de Krimpenerwaard aanwezig zijn, vallen hier niet onder. Door bij de beoordelingen met Bonanza zowel de generieke als de locatiespecifieke gehalten te gebruiken wordt zichtbaar welk effect dit heeft op de gegenereerde beoordeling (tabel 11).

Tabel 11. Effect beoordeling op basis van generieke gehalten en locatiespecifieke gehalten voor bloemrijkgrasland.

Jaar	Oorsprong gehalten ZM	pH	BC ²⁺ 1)	Bodemvochtconcentratie (µg l ⁻¹)				PAF (%)			
				Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
10	generiek	4,4	0,3	0,2	0,0	4,0	20,6	12	9	27	27
	referentie	4,4	0,3	0,2	0,1	3,7	17,7	12	10	27	26
100	generiek	6,3	1,6	0,0	0,00	0,1	0,7	8	0	18	17
	referentie	6,3	1,6	0,0	0,00	0,1	0,6	8	0	18	17

¹⁾ BC²⁺: som Ca²⁺ + Mg²⁺

In de berekende activiteiten is na 10 jaar het verschil tussen de ingevoerde gehalten zichtbaar. Voor Cd en Cu is de berekende activiteit bij de referentiegehalten iets groter, voor Pb en Zn iets lager dan bij de generieke gehalten. Na 100 jaar verschillen alleen voor Zn de berekende activiteiten nog van elkaar. Bij de berekende PAF-waarden zijn de verschillen nog kleiner. Na 100 jaar verschillen de afgeronde waarden voor de afzonderlijke metalen in het geheel niet meer. Ook de PAF-waarde voor de combinatie van metalen is voor de generieke en referentiegehalten vrijwel gelijk. Geconcludeerd kan worden dat het gebruik van generieke gehalten zware metalen voor diffuus verontreinigde gronden in de Krimpenerwaard vrijwel dezelfde resultaten geeft als het gebruik van locatiespecifieke gehalten.

3.4.3 Gebruikerstest

Naast het inzetten van BONANZA bij de projecten 't Rikkerink en Krimpenerwaard is BONANZA (versie 2.0.1) beoordeeld door het Waterschap Regge en Dinkel en door Tauw. Verder is BONANZA tijdens een aantal workshops gepresenteerd.

Belangrijke bevinding zijn hieronder samengevat. Deze zijn onderverdeeld in sterke punten, zwakke punten en aanvullende wensen. Als sterke punten kwamen naar voren:

- Er is een duidelijke behoefte aan een beoordelingssysteem voor contaminanten;
- Het prototype wordt als een technisch gedegen systeem beschouwd;
- De integratie van een beslissysteem met generieke landsdekkende data voorziet duidelijk in een behoefte.

De volgende punten kwamen als zwakke punten naar voren:

- Het gebruik van het model MOVE impliceert dat van origine gebruik gemaakt is van semi-kwantitatieve Ellenberggetallen van plantensoorten (plot schaal), welke zich lastig laten vertalen naar fysische eenheden voor NDT's (landschapsschaal);
- Doordat gebruik gemaakt wordt van generieke databestanden en kaarten zullen: details beneden de schaal van 1:50 000 wegvallen (bijv. bodemkaart); of gegevens verouderd zijn (bijv. GT-kaart);
- De gebruikersvriendelijkheid, met name bij de installatie, laat te wensen over;
- De structuur is niet altijd even helder.

Tenslotte werden de volgende aanvullende wensen genoemd:

- Wat betreft nutriëntenbeoordeling is er behoefte aan integratie c.q. afstemming met andere systemen zoals Synbiosys en Natles;
- Er is duidelijke behoefte aan het uitbreiden van Bonanza in de richting van een gebiedstoepassing;
- Naast een faunistische beoordeling is er ook behoefte aan een responsie van planten op zware metalen;
- Wens om de sturingsfactoren uit te breiden met: manipulatie van de waterkwaliteit en maaien begrazingsbeheer.

De uitkomsten van de gebruikerstesten en de workshops zijn voor zover realiseerbaar verwerkt in de bètaversie van BONANZA (versie 3.1.1), die is opgeleverd als eindproduct van fase 1 van het BONANZA-project. Op basis van deze bevindingen is het prototype aangepast. Zo is de installatie sterk verbeterd en is de structuur volledig herzien. In de huidige versie kan een beoordeling voor contaminanten onafhankelijk van een nutriëntenbeoordeling plaatsvinden. Aanvullende wensen waaraan gedurende de eerste fase geen aandacht meer kon worden besteed, zoals de wens voor een gebiedstoepassing, zullen in de tweede fase meegenomen worden.

Figuur 8 en 9 geven voorbeelden van de mogelijke grafische uitvoer van de evaluatieresultaten.

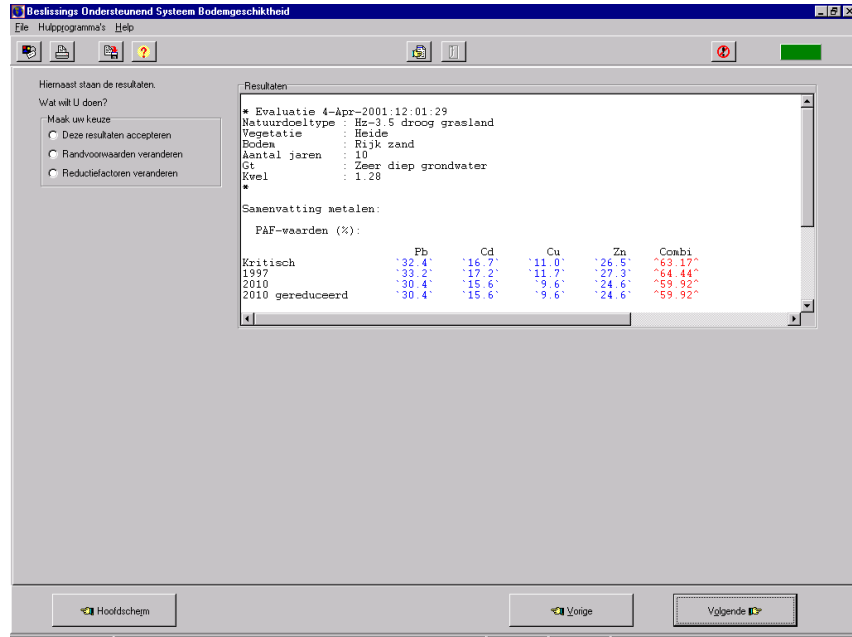


Fig. 8. Een voorbeeld van mogelijke uitvoer van BONANZA: Weergegeven is de voorspelde PAF nadat een landbouwperceel is omgezet in heide, voor de vier zware metalen Pb, Cd, Cu en Zn, alsmede de Combi-PAF bij (i) de kritische depositie van N en S, (ii) bij de huidige depositie (het jaar 1997), (iii) de te verwachten depositie in 2010 en (iv) bij een door de gebruiker op te geven aanvullende reactie ten opzichte van 2010 (2010 gereduceerd).

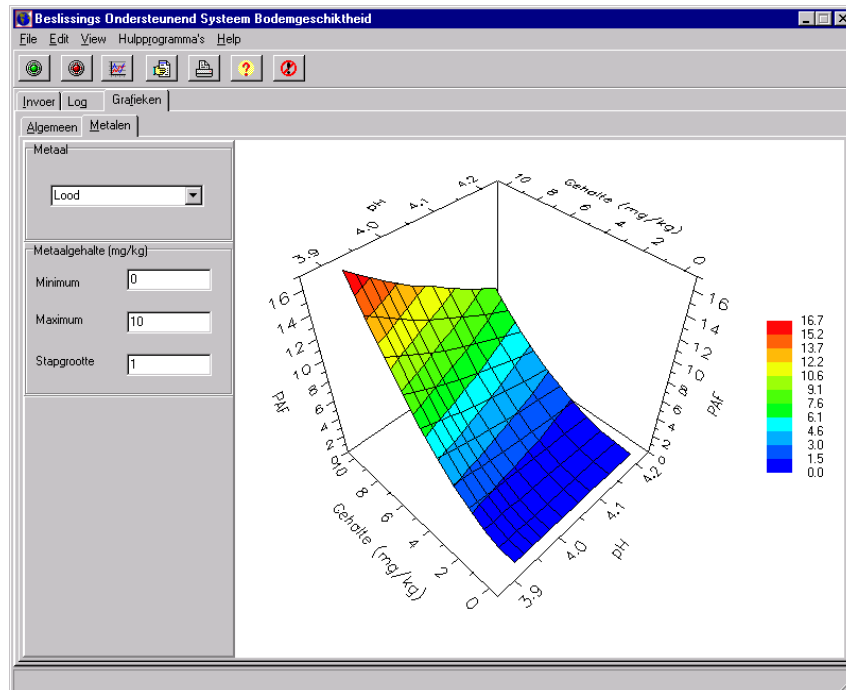


Fig. 9. Een voorbeeld van mogelijke uitvoer van BONANZA: relatie tussen de pH en het vaste fase gehalte van lood enerzijds en de PAF anderzijds.

EVALUATIE EN CONCLUSIES

4.1 Algemene bruikbaarheid

Op basis van de uitgevoerde enquête (zie paragraaf 3.1) is geconcludeerd dat de problematiek van contaminanten bij natuurontwikkeling niet echt blijkt te leven in de praktijk met uitzondering van ernstig verontreinigde situaties, zoals in het Ilperveld, de Krimpenerwaard en De Kempen. Bij de huidige natuurontwikkelingspraktijk zijn nutriënten en water de sturende factoren, en contaminanten komen op het tweede plan. Oorzaken hiervan zijn enerzijds de geringe zichtbaarheid van effecten op het bodemleven en anderzijds een gebrek aan kennis van de risico's van bodemverontreiniging voor hogere fauna (met name de doelsoorten). Bij het streven naar aansluitende natuurgebieden zullen immers ook verontreinigde gronden aangekocht moeten worden. De aanwezigheid van contaminanten zal steeds meer onder de aandacht komen bij risicobeoordelingen in het kader van de verdere ontwikkeling van de EHS en bij de uitvoering van de reconstructie van de landbouw op de zandgronden. Naar onze overtuiging kan BONANZA een rol vervullen bij het doorbreken van deze impasse.

Het systeem BONANZA is gericht op het ondersteunen van het beleid rondom het omzetten van landbouwgronden in natuurgebieden door het integreren van de effecten van verontreinigingen en de effecten van andere stressoren, zoals verzuring, vermesting en verdroging. Voorts is BONANZA door LNV genoemd als project waarmee beleidsvernieuwing op het gebied van bodemverontreiniging (BEVER-groen) in het landelijk gebied verder vorm kan krijgen. Het systeem is zowel bestemd voor beleidsmakers als voor uitvoerders, waaronder DLG, Provincies en Provinciale Landschappen, en kan zowel op regionale als op lokale schaal gebruikt worden bij planning, inrichting en beheer van natuurterreinen.

Wat betreft de relatie standplaatsfactoren en natuurontwikkeling zijn ook andere systemen in ontwikkeling en in gebruik. Het is van belang om de specifieke meerwaarde van BONANZA ten opzichte van deze andere modellen duidelijk te maken en eventueel hierbij aan te sluiten. Een belangrijke doelstelling van BONANZA is het *inzicht* geven in de effecten van aanwezige verontreinigingen. Hiertoe worden o.a. doorvergiftiging c.q. ecotoxicologische risico's gekwantificeerd.

4.2 Prototype

De eerste fase van dit SKB-project heeft een bètaversie van BONANZA opgeleverd (versie 3.1.1), die de volledige keten ecologie, chemie en ecotoxicologie omvat (zie paragraaf 3.2). In BONANZA zijn bestaande modellen of daarvan afgeleide opzoektabelen over verzuring, vermesting, zware metalen, vegetatie-effecten en ecotoxicologische risico's geïntegreerd, zodat het systeem flexibel kan worden ingezet voor gebiedsgerichte studies. Voor een gekozen locatie voert het systeem allereerst een beoordeling uit van de mogelijkheden om een bepaald NDT te realiseren op basis van klassieke standplaatsfactoren, zoals zuurgraad, nutriënten- en vochtbeschikbaarheid. Daarnaast evalueert BONANZA de mogelijke ecotoxicologische risico's ten gevolge van de aanwezigheid van bepaalde verontreinigingen. Het ontwikkelde prototype is aangepast en uitgebreid op grond van wensen en reacties van gebruikers (enquête, gebruikerstest, en workshops). De belangrijkste aanpassing betreft de wijze waarop de gebruiker door het programma wordt geleid. In de huidige versie van Bonanza wordt de gebruiker door het programma aan de hand genomen en stapsgewijs door de beslisstructuren geleid.

Hieronder is een aantal beperkingen van het prototype, dat in de eerste fase van dit project is ontwikkeld, aangegeven.

Zoals eerder aangegeven (zie paragraaf 3.2.1) is in de huidige versie van BONANZA de (verouderde) NDT-systematiek opgenomen van Bal et al. [1995]. De structuur van BONANZA is echter dusdanig dat indien gewenst deze systematiek vrij eenvoudig vervangen kan worden door een andere systematiek.

Een consequentie van de keuze van het vegetatie-effectmodel MOVE is dat fosfor als nutriënt (voorlopig) niet meegenomen wordt, omdat dit niet in MOVE zit. De wens om het systeem ook voor fosfaat toe te kunnen passen kwam duidelijk uit de enquête naar voren. Daarnaast blijven ook bestrijdingsmiddelen en persistente organische microverontreinigingen buiten beschouwing. Dit laatste omdat deze verontreinigingen veelal geen beperking vormen.

De PAF benadering, die de basis vormt voor de generieke risicobeoordeling, geeft een goede indicatie van het mogelijke risico van vervuilende stoffen zonder dat specifieke kennis vereist is van de te beoordelen locatie of de gewenste natuurdoelen. In de tweede fase zal de PAF voor hogere fauna worden geïmplementeerd welke in ontwikkeling is bij het RIVM [Traas et al., in prep]. De PAF hogere fauna volgt een benadering die vergelijkbaar is met de algemene PAF, maar de toxische invoer gegevens zijn nu afkomstig van hogere fauna soorten.

4.3 Generieke versus locatiespecifieke data

Er is een grote hoeveelheid generieke, landsdekkende, gegevens in BONANZA beschikbaar (zie paragraaf 3.3), zodat het systeem voor iedere willekeurige locatie in Nederland kan worden ingezet. Deze data zijn veelal zeer geschikt voor regionale beoordelingen of om een eerste indruk te krijgen van een gebied. De data zijn echter niet volledig actueel en daarnaast zijn ze veelal te globaal (gerelateerd aan een gridcel van 250 × 250 m) voor een beoordeling op locale schaal. De gebruiker heeft daarom de mogelijkheid om locatiespecifieke data in te voeren in het systeem. Deze mogelijkheid is in het prototype opgenomen en bij het testen van BONANZA in de praktijk (zie paragraaf 4.4) is zowel van generieke als van locatiespecifieke data gebruik gemaakt. De invloed van het gebruik van generieke data op de betrouwbaarheid van een beoordeling moet nog nader worden onderzocht.

4.4 Toepassing van BONANZA op proeflocaties

Het prototype van BONANZA is met redelijk succes toegepast op de twee proeflocaties, 't Rikkerink en de Krimpenerwaard. De resultaten van deze testen komen redelijk tot goed overeen met de resultaten verkregen met de onderliggende modellen, welke in vereenvoudigde vorm in BONANZA zijn opgenomen.

HOOFDSTUK 5

AANBEVELINGEN

In dit hoofdstuk zijn aanbevelingen opgesteld voor fase 2 en 3 zoals voortgevloeid uit de eerste fase van het project.

- 1) Binnen het project zal nadrukkelijk aandacht moeten worden besteed aan het "zichtbaar" maken van de mogelijke effecten van bodemverontreiniging bij natuurontwikkeling. Hiertoe zal een bloemlezing worden samengesteld met sprekende voorbeelden van mogelijke effecten in relatie tot bodemverontreiniging.
Er is al een aantal eindgebruikers bij het project betrokken, maar het is uitdrukkelijk de bedoeling om gedurende de looptijd van het project er meer eindgebruikers bij te betrekken. Hiertoe zal in samenwerking met overige SKB-consortia die zich richten op het landelijk gebied een platform worden gevormd tezamen met potentiële eindgebruikers. Binnen dit platform kunnen vervolgens op een actieve wijze geïnteresseerde eindgebruikers geworven worden voor deelname aan het consortium. Hierbij wordt met name gedacht aan Provincies, Staatsbosbeheer, Waterschappen, Provinciale landschappen en Natuurmonumenten.
- 2) BONANZA dient geëvalueerd te worden op het vlak van beleid. Hierbij moet worden nagegaan of het een bruikbaar instrument is om binnen de beleidskaders van natuurontwikkeling betere keuzen te maken. Op het gebied van inrichting moet nagegaan worden of het mogelijk is om met behulp van het systeem locaties te selecteren waar ingrepen het meest zinvol zijn. In relatie tot het beheer is het relevant om na te gaan waar er knelpunten liggen en waar er kansen zijn om bepaalde natuurdoelen te bereiken.
- 3) Het effect van het gebruik van generieke versus locatiespecifieke data op de betrouwbaarheid van een beoordeling dient nader te worden onderzocht. In de derde fase van dit onderzoek is daarom voorzien in het ontwikkelen en toepassen van een methode om de betrouwbaarheid van de beoordeling te bepalen wanneer deze volledig gebaseerd zou zijn op landelijke (generieke) gegevens.
- 4) Systeem gebruikersvriendelijker maken.
- 5) In de tweede fase van het project zal de ECOTOX-module geïmplementeerd worden voor cadmium (Cd) en koper (Cu) en zal de locatiespecifieke risicobenadering worden gericht op een drietal geselecteerde doelsoorten waarvoor implementatie thans grotendeels al mogelijk is. Deze doelsoorten zijn de das, de grutto en de steen- of kerkuil.
- 6) Het is de bedoeling om in fase 2 de NOEC's per stof en per groep vast te stellen op basis van literatuurgegevens.

LITERATUUR

Alkemade, J.R.M., J. Wiertz & J.B. Latour 1996. Kalibratie van Ellenbergs milieuindicatiegetallen aan werkelijke gemeten bodemfactoren. Rapport 711901016. RIVM, Bilthoven.

Alkemade, J.R.M., J.J.M. van Grinsven, J. Wiertz and J. Kros, 1998. Towards integrated national modelling with particular reference to the environmental effects of nutrients. *Environmental Pollution* 102, S1:101-105.

Bal, D., H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van de Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.

Boels, D., A.J. Zweers, J.G. te Beest, P.F.A.M. Römken en J. Bril, 2000. Evaluatie actief bodembeheer Krimpenerwaard; Een methode voor verificatie van landbouwkundige risico's (Tussenrapport fae 1). PGBO-rapport 34, Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen.

Bongers, T. 1990. The Maturity Index. An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.

Bril, J. en P.F.A.M. Römken, 2000. Long-term risk of inadequate management practices on the sustainability of agricultural soils. Interne mededeling Alterra, Wageningen.

Chardon, W.J., O. Oenenma, O.F. Schoumans, 1996. Verkenning van de mogelijkheden voor beheer en herstel van fosfaatlekkende landbouwgronden: programmeringsstudie. PGBO-rapport 8, Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen.

Crommentuijn, G.H., M.D. Polder en E.J. van de Plassche, 1997. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. RIVM-rapport 601501 00, Bilthoven.

Ekelmans, G.B., 2001. Risico-beoordeling van natuurontwikkeling op verontreinigde grond. Toetsing van het bodembeoordelingssysteem Bonanza in de Krimpenerwaard. Afstudeerverslag. Tweede Fase Opleiding Milieukunde, Hogeschool IJsseland, Interne mededeling Alterra, Wageningen.

Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner and D. Paulissen, 1991. Zeigerwerte von Pflanzenn in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.

Ertsen, A.C.D., J.R.M. Alkemade, M.J. Wassen, 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135:113-124.

Ettema, C.H. en A.M.T. Bongers. 1993. Colonization and nematode succession in fumigated and manured soils. *Biol. Fertil. Soils* 12: 71-85.

Hinsberg, A. van en J. Kros (1999) Een normstellingsmethode voor de (stikstofdepositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. RIVM-rapport 722108024.

Hinsberg, A. van, H. Dijkstra, P. Hinssen, K. Kramer, F. Leus, R. Reiling, R. Reijnen, M. van de Tol en J. Wiertz, 1999. Stroomlijning Natuurplanbureau modellen; inventarisatie en keuze voor modellen voor Natuur, Landschap en Bos. RIVM-rapport 408662001. RIVM Bilthoven.

- Hyvönen, R. en T. Persson. 1990. Effects of acidification and liming on feeding groups of nematodes in coniferous forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 9: 205-210.
- Klepper, O. en D. van de Meent, 1997. Mapping the potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. RIVM rapport 607504001, Bilthoven, 93 pp.
- Klok, C. en A.M. de Roos. 1996. Population level consequences of toxicological influences on individual growth and reproduction in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae, Oligochaeta). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 33:118-127.
- Klok, C., A.M. de Roos, J.C.Y. Marinissen, J.M. Baveco en W. Ma. 1997. Assessing the impact of abiotic environmental stress on population growth in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae, Oligochaeta). *Soil Biology and Biochemistry* 29:287-293.
- Klok, C. en A.M. de Roos. 1998. Effects of habitat size and quality on equilibrium density and extinction time of *Sorex araneus* populations. *Journal of Animal Ecology* 67:195-209.
- Klok, C., A.M. de Roos, S. Broekhuizen en R.C. van Apeldoorn. 1998. Effecten van zware metalen op de Das. Interactie tussen versnippering en vergiftiging. *Landschap* 15/2:77-86.
- Korthals, G.W. 1997. Pollutant-induced changes in terrestrial nematode communities. Proefschrift Wageningen Universiteit. ISBN 90-5485-720-x.
- Kros, J., Reinds, G.J., De Vries, W., Latour, J.B. and Bollen, M.J.S., 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology, Wageningen, SC-DLO Report 95, 90 pp.
- Kros, J., 1998. Verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2 - De modellering van de effecten van verzuring, vermeting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de Milieubalans, Milieuverkenning en Natuurverkenning, SC-DLO MBP rapport 3.
- Lijzen, J.P.A., G.R.B. Termeulen en W. de Vries, 1997. Opzet voor een Leidraad bodembeoordeling EHS-gronden. RIVM-rapportnr. 711501003.
- Meent, van de D. 1999. Potentieel Aangetaste Fractie als maatlat voor de toxische druk op ecosystemen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (RIVM) Bilthoven. rapport 607505007.
- Meulen-Smidt, G.R.B. ter, W. de Vries, J. Bril en W. Ma, 1996. Programmeringsstudie Veranderd Landgebruik Gedrag van geaccumuleerde stoffen in verband met veranderingen in landgebruik en herstelbaarheid van ecosystemen. Bilthoven, RIVM, rapportnr. 711401 001, 122 pp.
- Neal, E.G. 1986. The natural history of badgers. Croom Helm, London.
- Nijhof, 1996. Risicobeoordeling bij bodemverontreiniging: inventarisatie van knelpunten en oplossingen. PGBO-rapport 4, Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen.
- NOVEM, 1998. Ecological recovery of landfarming.
- RIVM 2000. Publicatiereeks lucht, RIVM, Bilthoven.
- Reinds, G.J., J. Bril, W. de Vries, J.E. Groenenberg en A. Breeuwsma, 1996. Critical loads and excess loads for European forest soils, SC-DLO report 96, Wageningen.

- Römkens, P.F.A.M. 1998. Effects of land use changes on organic matter dynamics and trace metal solubility in soils. Proefschrift Universiteit Groningen.
- Rutgers, M., J. Faber, J. Postma en H. Eijsackers, 1998. Locatiespecifieke ecologische risico's: een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. PGBO-rapport 16, Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen.
- Rutgers, M., J. Postma, en J. Faber, 2000. Uitwerking van de basisbenadering voor de locatiespecifieke, functiegerichte ecologische beoordeling van bodemverontreiniging voor de praktijk. PGBO-rapport 29, Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder en V. Westhoff, 1995. De vegetatie van Nederland. Deel 1 t/m 5. Opulus press, Upsala.
- Schouten A.J., L. Brussaard, P.C. de Ruiter, H. Siepel, N.M. van Straalen, 1997. Een indicator-systeem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. Rapport nr: 712910005. RIVM, Bilthoven.
- Strikwold, M., 2000. Toetsing van het bodembeoordelingssysteem BONANZA op natuurontwikkelingslocaties in de omgeving van de vuilstort 't Rikkerink, Stageverslag Van Hall Instituut, Interne mededeling Alterra, Wageningen.
- Tauw 1998. Milieu-onderzoek 't Rikkerink. Tauw rapportnummer R3599973.D01.
- Tauw, 2000. Realisatie mogelijkheden van natuurontwikkeling in de nabijheid van de voormalige vuilstort 't Rikkerink. Tussenrapportage eerste fase SKB-project BONANZA. Tauw, Deventer.
- Tiktak, A., 1999. Modeling non-point source pollutants in soils. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Vries, W. de en D.J. Bakker, 1998, Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems - Guidelines for critical limits, calculation methods and input data, SC-DLO report 166.
- Vries W. de en P.F.A.M. Römkens, 1994. Mobilisatie van cadmium door landgebruiksverandering. Bodem 2: 76-79.
- Vries, W. de, M. Posch and J. Kämäri, 1989. Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. Water Air and Soil Poll. 48: 349-390.
- Vries, W. de, P. Römkens, W. Ma, H. van Dobben en H. Kros, 2000. De gevolgen van het omzetten van landbouwgrond in natuur. Van proceskennis naar de ontwikkeling van beslissingsondersteunende systemen. Bodem: 224-226.
- VROM 1991. Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, nr. 21990, Den Haag.
- Wiertz J. 1979. De voedsel生态学 van de das (Meles L.) in Nederland: een onderzoek aan de hand van faeces uit de jaren 1960-1970. RIN-rapport nr. 9. RIN, Leersum.
- Zwart, D., M. Rutgers en J. Notenboom, 1999. Bepaling van het locatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelingssystematiek. RIVM rapport 711701011.

BIJLAGE A

VRAGENLIJST ENQUÊTE

VRAGEN:

1. Algemene behoefteverkenning

Het beoordelingssysteem is primair gericht op natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden die in meer of mindere mate met nutriënten of andere contaminanten (bijv. zware metalen, bestrijdingsmiddelen en PAK's) verontreinigd zijn. Het systeem is echter ook breder toepasbaar, bijvoorbeeld voor locaties met voormalige stortplaatsen.

Herkent u deze problematiek uit uw praktijksituatie?

- Ja
- Nee

Zo ja, om wat voor project(en) gaat het in dit geval:

.....
.....
.....
.....
.....

Hoe bent u daarbij tot nu toe te werk gegaan?

- Expert judgement op basis van verzamelde bestaande informatie zoals: bodemkaarten, (grond)waterhuishouding, landgebruik, bodem- en grondwateranalyses.
- Gebruik van een systematische beoordelingssystematiek
- Inschakeling van derden zoals adviesbureaus provincie, DLG of onderzoeksinstituten
- Overig, namelijk

Heeft u behoefte aan een beslissingsondersteunend instrument zoals hierboven beschreven?

- ja, en ik zou voor de volgende activiteit(en) (bijv. inrichting, planvorming) een dergelijk instrument willen gebruiken
- Planvorming (bijv. begrenzing EHS)
- Aankoop
- Inrichting
- Beheer
- Overig, namelijk.....

Nee, want (toelichting):

.....
.....
.....
.....
.....

Voor welke situaties zou u een dergelijk instrument willen gebruiken?

- Agrarisch natuurbeheer
- Kansrijkdombeoordeling bestaande natuurgebieden
- Risicobeoordeling i.r.t. aanwezigheid van contaminanten
- Begrenzing EHS
- Overig,
namelijk

Wat is het daarbij horende schaalniveau waarop het systeem uitspraken zou moeten doen?

- Lokaal (te beheren of in te richten gebied)
- Regionaal (gebiedsgericht beleid)
- Provinciaal (planning, bijv. begrenzing EHS)

Waarop zou de nadruk van het BOS moeten liggen?

- Relatie natuurontwikkeling en nutriënten
- Relatie natuurontwikkeling en overige contaminanten (bijv. zware metalen, pesticiden, PAK's)
- Beide

Toelichting:

.....
.....
.....
.....
.....

Op welke vragen zou het BOS antwoord moeten geven?

- Locatie geschikt of ongeschikt voor beoogde natuurontwikkeling
- Het kunnen maken van een afweging tussen natuurdoelen, al dan niet met optimalisatiebeheer
- Effect van inrichtingsmaatregelen
- Meer specifieke informatie, bijv. over ecotoxicologische risico's in relatie tot inrichting en beheer
- Overig,
namelijk.....

Motivatie:

.....
.....
.....
.....
.....

2. Beoordelingsaspecten

In het huidige ontwerp van het BOS is de beoordeling gericht op de kansrijkdom van natuurdoeltypen (volgens Handboek Natuurdoeltypen, Bal et al.). Zou de beoordeling ook op andere natuurdoelsystemen toegepast moeten kunnen worden?

Ja, de beoordeling zou op de volgende natuurdoelsystemen toegepast moeten kunnen worden

- Natuurdoeltypen
- Natuurdoelpakket (Programma Beheer)
- Subdoeltypen
- Vegetatietypen/associaties
- Doelsoorten flora
- Doelsoorten fauna
- Overige,
namelijk.....
- Nee

Motivatie:

.....
.....
.....
.....
.....

Vooralsnog zijn de volgende standplaatsfactoren in het BOS opgenomen: zuurgraad, stikstofbeschikbaarheid, de GVG en de kwelflux. Dit omdat deze stuurbaar zijn en (direct) te relateren aan vegetatie-effecten. Welke overige al of niet te sturen bodemkwaliteitsparameters of overige systeemeigenschappen zou u expliciet in het BOS opgenomen willen zien?

- Fosfaatgehalte
- Overige macro nutriënten (S, K, Ca, Mg), welke?.....
- Bodemeigenschappen zoals CEC, basenverzadiging, organische stofgehalte
- Systeeminputs:
- Atmosferische depositie (NH₃, NO_x en SO_x), welke?.....
- Kwelkwantiteit
- Kwelkwaliteit
- Anders,
namelijk.....

Denkt u dat hier voldoende gegevens over bekend zijn of op eenvoudige wijze te verkrijgen zijn?

- Ja
- Nee, want:

.....
.....
.....

Heeft u naast en inhoudelijke beoordeling zoals de haalbaarheid van een beoogd natuurdoeltype, behoefte aan een beoordeling op grond van maatschappelijke, juridische en economische aspecten. Zo ja, waar denkt u dan aan?

- Kosten van het opslaan en/of verwijderen van verontreinigingen
- De financiële haalbaarheid van (aanvullende) inrichtings- en beheersmaatregelen ten behoeve van het realiseren van beoogde natuurdoelen op verontreinigde grond
- De haalbaarheid vanuit juridisch oogpunt van een natuurontwikkelingsproject op verontreinigde grond
- De haalbaarheid vanuit maatschappelijk oogpunt van een natuurontwikkelingsproject op verontreinigde grond
- Overig,
namelijk:

3. Ecotoxicologische risicomodule

De ecotoxicologische beoordeling vindt in eerste plaats op basis van de volgende zware metalen: koper, lood, cadmium en zink. Later zal deze module uitgebreid worden met andere contaminanten. Zijn de genoemde contaminanten de juiste om mee te beginnen en welke overige contaminanten zou u in het systeem opgenomen willen zien (contaminanten opschrijven in volgorde van belangrikheid)?

.....
.....
.....
.....
.....

De ecotoxicologische module is in het huidige ontwerp in staat een generieke, niet op specifieke natuurdoelen gerichte, ecologische risicobeoordeling te geven. Momenteel wordt deze uitgebreid met modellen voor bioaccumulatie (regenwormen) en doorvergiftiging naar een beperkt aantal fauna doelsoorten. Vind u dit voldoende of dient er absoluut sprake te zijn van een op natuurdoeltype gerichte risicobeoordeling?

- Ja
- Nee

Toelichting:

.....
.....
.....
.....
.....

Indien de ecotoxicologische module verder wordt ontwikkeld tot een op een natuurdoeltype gerichte risico-evaluatie, welke toetsparameters vindt u hierbij belangrijk (nummeren in volgorde van belangrikheid)?

- Processen (mineralisatie, decompositie, primaire productie en andere aspecten van nutriëntencycli)
- Risico's floristische doelsoorten
- Risico's voor faunistische doelsoorten, welke groep zou u daarbij belangrijk vinden?
 - Zoogdieren
 - Vogels
 - Insecten
 - Vissen
 - Overige, namelijk.....
- Effecten op ontwikkeling/successie (bodenvorming, humificatie, verlanding)
- Doorvergiftiging
- Accumulatie van contaminanten in de voedselketen
- Verspreiding

Voor de vegetatie wordt de haalbaarheid op verschillende standplaatsfactoren getoetst. Voor de fauna doelen gebeurt dit alleen op basis van contaminanten. Vindt u het belangrijk dat in deze risicobeoordeling ook andere stressfactoren meegenomen worden, en zo ja, welke (nummers in volgorde van belangrijkheid)?

- Ja,
 - Verzuring
 - Vermesting
 - Verdroging
 - Versnippering
- Nee

Indien deze ecotoxicologische module verder naar natuurdoeltypen toe wordt uitgewerkt, welke natuurdoeltypen zou u dan het eerst uitgewerkt willen zien?

.....
.....
.....
.....
.....

4. "Knoppen"

Indien op grond van de abiotische gegevens de kansrijkdom voor een bepaald natuurdoel onvoldoende is, kan men in het BOS onderzoeken in welke mate de kansrijkdom toeneemt door het uitvoeren van inrichtingsmaatregelen. Deze inrichtingsmaatregelen kunt u beschouwen als "knoppen" waaraan u kunt draaien.

Welke inrichtings- en beheersmaatregelen moeten kunnen worden geëvalueerd:

- Beïnvloeden van grondwaterstand
- Beïnvloeden van kwelflux
- Afgraven
- Maaien en afvoeren
- Fytoremediatie
- Bekalken
- Beïnvloeden van atmosferische depositie
- Bodemsaneringstechnieken, zo ja, welke?

.....
.....
.....

- Overige, namelijk.....

5. Koppeling met databases en andere systemen

Behalve het invoeren van eigen gegevens worden ter ondersteuning van het systeem ook databases met landelijke gegevens voor de benodigde invoer gegenereerd met bodemeigenschappen (bijv. CEC, basenverzadiging, organische stof), hydrologische gegevens (kwelflux en kwelkwaliteit), bodemkwaliteitsgegevens of atmosferische depositie.

Heeft u hieraan behoefte en zo ja, aan welke bestanden heeft u behoefte?

- Nee
- Ja, ik heb behoefte aan de volgende bestanden:

.....

.....

.....

.....

Waar haalt u momenteel deze basisinformatie vandaan?

.....

.....

.....

.....

Op welke bestaande kennis en systemen zou het BOS verder moeten aansluiten?

.....

.....

.....

.....

6. Gebruikersaspecten

Wilt u als organisatie een dergelijk systeem zelf kunnen bedienen of de vragen uitbesteden aan derden

- Zelf
- Uitbesteden aan derden

Eventuele toelichting:

.....

.....

.....

.....

Welk medium is volgens u het meest geschikt voor implementatie van het BOS?

CD-Rom

- Internet
- Boek
- Anders,

namelijk.....

In welke vorm zou het beheer en ondersteuning van het systeem moeten plaats vinden?

- Helpdesk
- Internet
- Overig,

namelijk.....

BIJLAGE B

NUMERIEKE UITSLAGEN ENQUÊTE

In deze bijlage staan de ruwe enquêteresultaten weergegeven. Het aantal keren dat op een onderdeel gescoord wordt, is per doelgroep weergegeven. Ook is een totaalscore weergegeven.

De volgende doelgroepen werden onderscheiden:

- Inrichters en beheerders (NM, SBB, landschappen) (inr/bh.)
- Dienst Landelijk Gebied (DLG)
- Provincies en overheid (Prov.ov.)
- Overig (adviesbureaus, RIVM)
- Totaal score
- DLG en inrichters en beheerders (DLG/Inr.+b)

Parameters waarop een score was van 50% of meer zijn grijs gemarkeerd.

	Inr/bh.	DLG	Prov. overh.	Overig	Totaal	DLG+ inr/bh.
Aantal verstuurdde enquêtes	18	52	18	12	100	70
Aantal ingevulde enquêtes	7	11	6	5	29	18
Herkent u deze problematiek in uw praktijksituatie?						
Ja	7	10	5	4	26	17
Nee		1			1	1
Hoe te werk gegaan						
Expert judgement	5	11	2	3	21	16
Systematische beoordelingssystematiek	0	0	1	2	3	0
Inschakeling van derden	3	9	3	1	16	12
Nvt			1	2	3	0
Overig			1	2	3	0
Heeft u behoefte aan een dergelijk instrument?						
Nee				1	1	0
Ja, voor:	6	11	5	3	25	17
Planvorming	4	6	5		15	10
Aankoop	2	4	1	2	9	6
Inrichting	7	11	4	3	25	18
Beheer	5	4	3	2	14	9
Voor welke situaties						
Natuurontwikkeling (voorm. landbouwgronden) X	X	X	X	X	X	X
Agrarisch natuurbeheer	0	5		1	6	5
Kansrijkdombeoordeling bestaande natuurgebieden	4	10	5	4	23	14
Risicobeoordeling i.r.t. aanwezigheid contaminanten	3	10	3	4	20	13
Begrenzing EHS	1	5	2		8	6
Schaalniveau						
Lokaal	7	11	4	4	26	18
Regionaal	1	7	3	1	12	8
Provinciaal	2	1	3		6	3

	Inr/bh.	DLG	Prov. overh.	Overig	Totaal	DLG+ inr/bh.
Nadruk BONANZA						
Relatie natuurontwikkeling en nutriënten	2	2	1	1	6	4
Relatie natuurontwikkeling en overige contaminanten	2	2	1	1	6	4
Beide	3	8	4	3	18	11
Op welke vragen antwoord						
Locatie geschikt of ongeschikt voor beoogde natuurontwikkeling	7	8	3	4	22	15
Afweging natuurdoeltypen	3	7	4	1	15	10
Effect inrichtingsmaatregelen	6	9	3	4	22	15
Specifieke informatie, bijv. ecotox risico's in relatie tot inrichting en beheer	2	2	2	4	10	4
Beoordelingsaspecten						
<i>Ook op andere systemen toepassen?</i>						
Ja, op:				1	1	0
Natuurdoeltypen	3	7	4	2	16	10
Natuurdoelpakket		6	1	1	8	6
Subdoeltypen	4	1	1		6	5
Vegetatietypen/associaties	5	4	2		11	9
Doelsoorten flora	3	5	1	2	11	8
Doelsoorten fauna	3	6	2	2	13	9
Nee						
Overige standplaatsfactoren						
Fosfaatgehalte	5	11	3	2	21	16
Overige macronutriënten	5	5	3	1	14	10
Bodemeigenschappen	5	5	3	5	18	10
Systeeminputs:	6	5	2	2	15	11
Atmosferische depositie	3	3	2	1	9	6
Kwelkwantiteit	4	5	3	2	14	9
Kwelkwaliteit	4	6	3	1	14	10
Voldoende gegevens bekend of eenvoudig te verkrijgen?						
Ja	2	7	1	1	11	9
Nee	1	3	3	3	10	4
NI/geen mening	4	3	1	1	9	7
Behoeft aan beoordeling op grond econ., juridische, maatsch. asp. ?						
Nee	3	6	1	1	11	9
NI/geen mening	1	3	1	1	6	4
Ja, op de volgende aspecten:	3	4	3	1	11	7
Kosten van opslaan en/of verwijderen	3	2	3	2	10	5
Financiële haalbaarheid inrichtings / beheersmaatregelen	2	2	2	2	8	4
Haalbaarheid vanuit juridisch opzicht		1	1	1	3	1
Haalbaarheid maatschappelijk oogpunt	1	1	1	1	4	2

	Inr/bh.	DLG	Prov. overh.	Overig	Totaal	DLG+ inr/bh.
--	---------	-----	--------------	--------	--------	--------------

Koper, lood, cadmium en zink de goede contaminanten om mee te beginnen?

Ja	X	X	X	X		
Nee						
Toevoegingen:						
PAK	2	4	3	3	12	6
(Organische) bestrijdingsmiddelen/organische verontreinigingen		2	1	3	6	2
Overige zware metalen		1	1	2	4	1
PCB			1	2	3	0
NI/geen mening	2	1	2		5	3

Moet er sprake zijn van een op natuurdoelen gerichte risicobeoordeling?

Ja*	1	8	2	4	15	9
Nee*	3	3	3	1	10	6
NI/geen mening	2				2	2

Belangrijkheid van toetsparameters*

processen*	2,7	2,5	2,2	2,5	2,4	2,5
Risico's floristische doelsoorten*	5,0	2,7	1,0	7,0	3,1	3,5
Risico's faunistische doelsoorten*	3,3	3,5	2,7	3,0	3,3	3,4
Zoogdieren**	3	4	1	2	10	7
Vogels	3	3	1	1	8	6
Insecten	1	1	1		3	2
Vissen	3	1	1		5	4
Effecten op ontwikkeling/successie	2,8	4,0	2,0	5,0	3,4	3,8
Doorvergiftiging	3,5	4,6	3,0	2,3	3,7	4,4
Accumulatie van contaminanten in voedselketen	4,0	5,0	2,5	1,5	3,9	4,6
Verspreiding van contaminanten*	3,0	3,9	3,5	6,0	3,8	3,6

* Gewogen gemiddelde van prioritering, des te lager het getal, hoe groter de voorkeur

** Keren genoemd

Multistressbenadering toevoegen?

Nee	1	3		1	5	4
Ja, voor volgende stressfactoren*:	6	7		3	16	13
Verzuring**	2,0	2,2	2,3	2,5	2,2	
Vermesting**	3,0	1,8	2,0	3,5	2,4	
Verdroging**	1,7	1,2	1,0	1,0	1,3	
Versnippering**	1,5	3,3	3,0	2,0	2,6	
Nee						

* Gewogen gemiddelde van prioritering, des te lager het getal, hoe groter de voorkeur

** Keren genoemd

Knoppen

Beïnvloeden van grondwaterstand	7	10	4	5	26	17
Beïnvloeden van kwelflux	6	6	3	3	18	12
Afgraven	6	8	4	4	22	14
Maaien en afvoeren	5	8	3	4	20	13
Fytoremediatie	1	4	1	2	8	5
Bekalken	4	3	5	3	15	7
Beïnvloeden van atmosferische depositie	3	6	1	1	11	9

	Inr/bh.	DLG	Prov. overh.	Overig	Totaal	DLG+ inr/bh.
Bodemsaneringstechnieken	2	5	3	2	12	7
Behoeftte aan koppeling van bestanden?						
Ja	2	6	4	2	14	8
Nee	4	4	1		9	8
NI/geen mening	1	1		3	5	2
Systeem zelf kunnen bedienen of uitbesteden?						
Zelf	6	11	4	4	25	17
Uitbesteden aan derden	2	3	2	1	8	5
Medium						
CD-ROM	4	11	5	4	24	15
Internet	2	7	1	1	11	9
Boek		4			4	4
Ondersteuning/beheer						
Helpdesk	4	6	1	1	12	10
Internet	5	5	1	3	14	10
NI/geen mening			3		3	0
Overig				1		

BIJLAGE C

PARTITIERELATIES IN BONANZA

C.1 Vertaalfunctie van totaalgehalte naar reactiefgehalte

Er worden alleen relaties gebruikt waarin de concentratie in oplossing (vrij ion of totaal) gerelateerd is aan het reactieve gehalte in de vaste fase. Omdat het reactieve (0.43 M HNO₃ geëxtraheerd metaal) gehalte meestal niet bekend is wordt er een transferfunctie gebruikt om het reactieve gehalte uit het totaal (=aqua regia) te berekenen. Hiervoor wordt voor alle berekeningen dezelfde transferfunctie gebruikt (hier dus geen vergelijking van verschillende transferfuncties) namelijk vergelijking 1 met de coëfficiënten uit tabel C1 [Bril en Römken, 2000].

$$\log ctM_r = a_0 + a_1 \cdot \log ctM_{tot} + a_2 \cdot \log \%OM + a_3 \cdot \log \%Lutum \quad (C1)$$

met:

a_0, \dots, a_3 = regressiecoëfficiënten (-)

ctM_r = chemisch reactief metaal in vaste fase (mol.kg⁻¹)

ctM_{tot} = totaal gehalte metaal in vaste fase (aqua regia) (mol.kg⁻¹)

cM_{ss} =concentratie metaal in oplossing (totaal) (mol.l⁻¹)

%OM = organischestofgehalte (%)

%Lutum = kleigehalte (%)

Tabel C1. Coëfficiënten voor het berekenen van de reactieve metaalconcentratie volgens vergelijking C1.

Metaal	a_0	a_1	a_2	a_3	S.E.Y.est (log!)	R ²
Pb	-0,099	1,011	0,064	-0,113	0,109	0,96
Cd	0,0107	1,258	-0,179	-0,183	0,111	0,97
Cu	-0,307	0,9845	0,111	-0,004	0,166	0,93
Zn	-0,850	1,221	0,32	-0,236	0,182	0,96

C.2 Vertaalfunctie van reactiefgehalte naar concentraties in de bodemoplossing

Voor het bepalen van de bodemvochtconcentraties worden er zowel berekeningen uitgevoerd voor het berekenen van de totaalconcentratie metaal in oplossing als voor de concentratie (eigenlijk de activiteit) van het vrije metaal ion in oplossing. De totaalconcentratie is met name van belang wanneer er naar uitspoeling gekeken wordt, de activiteit van het vrije ion wordt nu in BONANZA gebruikt voor de schatting van het ecologische risico (PAF).

Vrije ionconcentratie in de bodemoplossing

Vanuit de reactieve fase wordt middels een Freundlich adsorptie-isotherm teruggerekend naar de vrije fase in de bodemoplossing. De Freundlich isotherm is gedefinieerd als:

$$ctM_r = K_f \cdot aM_{ss}^n \quad (C2)$$

of wel

$$aM_{ss} = \left[\frac{ctM_r}{K_f} \right]^{\frac{1}{n_F}} \quad (C3)$$

met:

aM_{ss} = activiteit vrije metaalion in de bodemoplossing ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$)

ctM_r = chemisch reactief metaal in vaste fase ($\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$)

K_f = Freundlich constante ($\text{mol}^{1-n_F} \text{m}^{3n_F} \text{kg}^{-1}$)

n_F = Freundlich coëfficiënt (-)

Waarbij de Freundlich constante (K_f) berekend wordt middels een vertaalfunctie met bodemeigenschappen. (zie [De Vries en Bakker, 1998]):

$$\log K_f = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot pH + \alpha_2 \cdot \log CEC + \alpha_3 \cdot \log \%OC + \alpha_4 \cdot \log \%Lutum + \alpha_4 \cdot \log CEC - 0.5 \cdot n_F \cdot \log cCa \quad (C4)$$

met:

$\alpha_1, \dots, \alpha_4$ = regressiecoëfficiënten (-)

CEC = kationenomwisselcapaciteit ($\text{mol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$)

n_F = Freundlich coëfficiënt (-)

$\%OC$ = organische koolstofgehalte (%)

$\%Lutum$ = kleigehalte (%)

pH = pH van de bodemoplossing

cCa = Ca activiteit in de bodemoplossing ($\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

K_f = Freundlich constante ($\text{mol}^{1-n_F} \text{m}^{3n_F} \text{kg}^{-1}$)

Tabel C2. Coëfficiënten transferfunctie volgens vergelijking C4.

Metaal	n_F	α_0	α_1	α_2	α_3	α_4
Pb	0,55	-4,40	0,60	0,62	0,46	-
Cd	0,82	-3,15	0,50	1,00	-	-0,24
Cu	0,55	-3,85	0,70	0,52	0,46	-0,14
Zn	0,75	-3,42	0,75	1,30	-	-

Totale concentratie in de bodemoplossing

Voor het berekenen van de totale concentratie in oplossing is gebruik gemaakt van de transferfunctie die is afgeleid door Brill en Römken [2000]. Zij hebben hiervoor gebruik gemaakt van desorptieproeven aan 49 gronden. Zie vergelijking C5 en tabel C3.

$$\log cM_{ss} = a_0 + a_1 \cdot \log ctM_r + a_2 \cdot \log \%OM + a_3 \cdot \log \%Lutum + a_4 \cdot pH + a_5 \cdot \log DOC \quad (C5)$$

met:

a_0, \dots, a_5 = regressiecoëfficiënten (-)

cM_{ss} = concentratie metaal in oplossing (totaal) ($\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

ctM_r = chemisch reactief metaal in vaste fase ($\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$)

$\%OM$ = organischestofgehalte (%)

$\%Lutum$ = kleigehalte (%)

pH = pH van de bodemoplossing

DOC = Opgelost organisch koolstof ($\text{mgC} \cdot \text{l}^{-1}$)

Tabel C3. Coëfficiënten voor de transferfunctie voor totaalconcentraties in oplossing (vergelijking C3).

Metaal	a ₀	a ₁	a ₂	a ₃	a ₄	a ₅	S.E.Y.est (log!)	R ² (adj.)
Cd	1,288	1,142	-0,735	-0,276	-0,453	0,318	0,464	0,738
Zn	1,274	1,023	-0,611	-0,403	-0,568	0,410	0,541	0,736
Cu	-5,22	0,52	-0,52	--	--	0,731	0,379	0,558
Pb	-2,165	0,86	-0,86	--	-0,323	0,542	0,660	0,498

BIJLAGE D

RISICOBEOORDELING BODEMVOCHT

In BONANZA is gebruik gemaakt van ecotoxicologische informatie over oppervlakte water, gebaseerd op gegevens voor aquatische organismen van Crommentuijn et al. [1997] om een risicobeoordeling voor bodemvocht uit te voeren. Op basis hiervan is een potentieel aangetaste fractie (PAF) vastgesteld beneden de 5% (HC5), tussen de 5 en 50% (HC50) en boven de 50% (Tabel D1). Gegevens over de kritische concentratie in bodemvocht in relatie tot effecten op planten liggen veelal wat hoger. Literatuurwaarden die vergelijkbaar zijn met de hier gegeven HC5 zijn $2.0 \mu\text{g l}^{-1}$ voor Pb, $2.5 \mu\text{g l}^{-1}$ voor Cd, $2.5 \mu\text{g l}^{-1}$ voor Cu en $25 \mu\text{g l}^{-1}$ voor Zn. Deze waarden zijn gebruikt als benadering voor de effecten op bodemorganismen. Daarnaast betreffen dit bruikbare waarden voor natte systemen, waarbij er vanuit de wortelzone direct op het oppervlakte water wordt afgewaterd. Voor grondwaterbescherming zijn deze waarden te stringent omdat dat er gedurende het transport naar het grondwater precipitatie van zware metalen op kan treden ten gevolge van een oplopende pH met de diepte.

Tabel D1. Overzicht uitvoer risicobeoordeling bodemvocht, gebaseerd op gegevens voor aquatische organismen in Crommentuijn et al., [1997].

Limiet	Kritische concentratie ($\mu\text{g l}^{-1}$)						
	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr	Hg
HC5	11	0,34	1,1	6,6	1,8	8,5	0,23
HC50	158	15,8	20	79	501	199	6,3

Naast een overschrijding HC5 of HC50 is het in BONANZA ook mogelijk direct uit de berekende concentratie aangetaste fractie te berekenen [Aldenbergh and Slob, 1991]:

$$PAF = \frac{100}{1 + e^{\frac{-1}{\beta}(\log cZM_{vrij,ss} - \mu)}} \quad (D1)$$

met:

$cZM_{vrij,ss}$ = vrije zware metaal concentratie in de bodemoplossing ($\mu\text{g l}^{-1}$)

μ = halfwaarde parameter van de log-logit verdeling (HC bij PAF = 0.5)

β = schaal parameter, bepaalt de vorm van de log-logit verdeling.

Met gebruikmaking van gegevens van Crommentuijn et al. [1997] en Klepper en Van der Meent [1997] zijn door De Vries en Bakker, [1998] middels regressie de parameters μ en β bepaald door tabel D2.

Tabel D2. Overzicht van de gefitte waarde van β en μ en de R^2 van de log-logit verdelingen van NOEC voor Pb, Cd, Cu en Zn (uit [De Vries en Bakker, 1998]).

Metaal	β	μ	R^2
Pb	2,71	3,12	0,97
Cd	1,60	2,32	0,99
Cu	1,83	2,71	0,97
Zn	2,35	3,52	0,99

BIJLAGE E

OVERZICHT VAN NATUURDOELTYPEN EN DOELSOORTEN

Overzicht van natuurdoeltypen en doelsoorten

Natuurdoeltypen	Zoogdieren				Vogels					
	PL	RWM/INV/PL	RWM/INV	KLZ	PL	INV/PL	RWM/INV	INV	RWM/INV/KLZ	KLZ/WLD
Heuvelland										
water HI-3.1 t/m HI-3.2 rietland/ruigte HI-3.3			Waterspitsmuis							
			Waterspitsmuis				Rietzanger			Raaf
grasland HI-3.4 t/m HI-3.7		Das	Waterspitsmuis		Geelgors Ortolaan Gr.gors	Patrijs	Paapje	Hop Roodb.tapuit Tapuit	Steenuil Klapekster Roodk. klauwier Gr.klauwier	Rode wouw Kerkuil Torenvalk Raaf
struweel/hakhout HI-3.8 t/m HI-3.9		Das Eikelmuis		Boommarter	Geelgors Ortolaan	Patrijs	Paapje	Draaihals Roodb.tapuit	Steenuil Klapekster Gr.klauwier Roodk. klauwier	Kerkuil Torenvalk
bos HI-3.10 t/m HI-3.12		Das Eikelmuis	Waterspitsmuis	Boommarter	Geelgors			Hop Tapuit Draaihals	Steenuil	Rode wouw Torenvalk Raaf
Hogere zandgronden										
water Hz-3.1 t/m Hz-3.2 rietland/ruigte Hz-3.3			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern			
			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Blauwborst Gr.karekiet Kwartelkoning Rietzanger Snor			Bl.kiekendief Gr.kiekendief Raaf
ven Hz-3.4			Waterspitsmuis				Zwarte stern Rietzanger Blauwborst			Velduil Rode wouw Bl.kiekendief
grasland Hz-3.5 t/m Hz-3.6		Das			Geelgors Gr.gors Ortolaan	Korhoen Patrijs	Zwarte stern Grutto Kemphaan	Roodb.tapuit Hop Tapuit	Steenuil Gr.klauwier Klapekster Roodk. klauwier	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Rode wouw Velduil Kerkuil Raaf Torenvalk
vochtig grasland Hz-3.7		Das	Waterspitsmuis		Geelgors Gr.gors Ortolaan	Korhoen Patrijs Grauwe gans	Zwarte stern Grutto Kemphaan	Roodb.tapuit	Steenuil Gr.klauwier Klapekster	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Rode wouw

Natuurdoeltypen	Zoogdieren				Vogels					
	PL	RWM/INV/PL	RWM/INV	KLZ	PL	INV/PL	RWM/INV	INV	RWM/INV/KLZ	KLZ/WLD
zand/droge heide Hz-3.8 t/m Hz-3.9	Das				Geelgors	Korhoen Patrijs	Kwartelkoning Paapje	Duinpieper Kuifeeuwenik Tapuit Roodb.tapuit	Klapekster Gr.klauwier Steenuil	Velduil Kerkuil Raaf Torenvalk Raaf Gr.kiekendief Rode wouw Velduil Bl.kiekendief Torenvalk Raaf
					Geelgors	Korhoen	Blauwborst	Roodb.tapuit	Klapekster	
vochtige de/hooigveen Hz-3.10	hei-		Waterspitsmuis		Geelgors	Patrijs Grauwe gans	Zwarte stern Grutto Kemphaan Paapje	Roodb.tapuit	Gr.klauwier	Bl.kiekendief Rode wouw Gr.kiekendief Torenvalk Velduil
					Geelgors	Patrijs	Blauwborst Paapje	Draaihals Roodb.tapuit	Steenuil Klapekster Gr.klauwier Roodk. klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Velduil Torenvalk
struweel/hakhout Hz-3.11 t/m Hz-3.12	Das		Waterspitsmuis	Boommarter	Geelgors	Patrijs	Blauwborst Paapje	Draaihals Roodb.tapuit	Steenuil Klapekster Gr.klauwier	Bl.kiekendief Velduil Torenvalk
					Geelgors	Patrijs	Blauwborst	Draaihals Hop Duinpieper	Steenuil	Raaf Rode wouw Torenvalk
bos Hz-3.13 t/m Hz-3.19	Das		Waterspitsmuis	Boommarter	Geelgors	Patrijs	Blauwborst Paapje	Draaihals Roodb.tapuit	Steenuil Klapekster Gr.klauwier	Bl.kiekendief Velduil Torenvalk
					Geelgors	Patrijs	Blauwborst	Draaihals Hop Duinpieper	Steenuil	Raaf Rode wouw Torenvalk
Rivierengebied										
water Ri-3.1 t/m Ri-3.2 rietland/ruigte Ri-3.3			Waterspitsmuis		Grauwe gans	Grauwe gans	Zwarte stern			Gr.kiekendief Velduil
					Grauwe gans	Grauwe gans	Blauwborst Rietzanger Snor Grote karekiet Kwartelkoning			
grasland Ri-3.4 t/m Ri-3.6	Das		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Zwarte stern Grutto Kemphaan Paapje	Gr.klauwier Steenuil	Gr.kiekendief Torenvalk Kerkuil	Gr.kiekendief Torenvalk Kerkuil
					Gr.gors	Patrijs	Grutto Kemphaan Paapje	Gr.klauwier Steenuil		
struweel/hakhout Ri-3.7 t/m Ri-3.8	Das		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Kwartelkoning Blauwborst Paapje	Roodb.tapuit Draaihals	Gr.klauwier Steenuil	Velduil Torenvalk Velduil
					Geelgors	Patrijs	Blauwborst Paapje	Roodb.tapuit Draaihals	Gr.klauwier Steenuil	

Natuurdoeltypen	Zoogdieren				Vogels					
	PL	RWM/INV/PL	RWM/INV	KLZ	PL	INV/PL	RWM/INV	INV	RWM/INV/KLZ	KLZ/WLD
bos Ri-3.9 t/m Ri-3.12		Das	Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Blauwborst	Draaihals	Steenuil	Kerkuil Torenvalk
Laagveengebied										
water Lv-3.1 t/m Lv-3.2			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern			
rietland/ruigte Lv-3.3	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern Kwartelkoning Gr.karekiet Rietzanger Snor			Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief
grasland Lv-3.4 t/m Lv-3.5	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans Patrijs	Blauwborst Zwarte stern Kwartelkoning Grutto	Roodb.tapuit	Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief
veenheide Lv-3.6			Waterspitsmuis			Patrijs	Kemphaan Paapje Zwarte stern Kemphaan Grutto Blauwborst Paapje		Steenuil	Kerkuil Torenvalk Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Kerkuil
struweel/hakhout Lv-3.7 t/m Lv-3.8	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans Patrijs	Blauwborst Rietzanger	Roodb.tapuit	Steenuil	Torenvalk Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Torenvalk
bos Lv-3.9 t/m Lv-3.10	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans	Blauwborst Paapje		Steenuil	Velduil Torenvalk Torenvalk
Zeekleigebied										
zoet water Zk-3.1			Waterspitsmuis			Grauwe gans	Zwarte stern			
brak water Zk-3.2			Waterspitsmuis			Grauwe gans				
zoute ruigte/gras. Zk-3.3	Noordse woelmuis					Grauwe gans Patrijs	Grutto Kemphaan Rietzanger		Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief
rietland/ruigte Zk-3.4	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Grauwe gans	Blauwborst Gr.karekiet Kwartelkoning Rietzanger			Torenvalk Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief

Natuurdoeltypen	Zoogdieren				Vogels				KLZ	KLZWLD
	PL	RWM/INV/PL	RWM/INV	KLZ	PL	INV/PL	RWM/INV	INV		
grasland Zk-3.5 t/m Zk-3.6	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors Gr.gors	Grauwe gans Patrijs	Snor Zwarte stern Blauwborst Grutto Kempphaan Kwartelkoning Paapje	Roodb.tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk
veenheide Zk-3.7	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis			Patrijs	Zwarte stern Blauwborst Zwarte stern Grutto Paapje		Gr.klauwier	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Torenvalk
struweel/hakhout Zk-3.8 t/m Zk-3.9	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Blauwborst Rietzanger Paapje	Roodb.tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk
bos Zk-3.10 t/m Zk-3.13 Duinen			Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Blauwborst		Steenuil	Velduil Torenvalk
water Du-3.1 t/m Du-3.3			Waterspitsmuis			Grauwe gans		Tapuit		Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil
rietland/ruigte Du-3.4	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Blauwborst Gr.karekiet Rietzanger		Gr.klauwier	Bl.kiekendief Gr.kiekendief
nat grasland Du-3.5 t/m Du-3.6	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Snor Blauwborst Grutto Paapje	Hop Roodb.tapuit Tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Kerkuil Torenvalk
droog grasland/heide Du-3.7 t/m Du-3.8					Geelgors	Patrijs		Hop Roodb.tapuit Tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Torenvalk
natte duinvallei Du-3.9	Noordse woelmuis		Waterspitsmuis		Geelgors	Grauwe gans	Rietzanger Paapje	Tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Velduil Kerkuil Torenvalk

Natuurdoeltypen	Zoogdieren				Vogels					
	PL	RWM/INV/PL	RWM/INV	KLZ	PL	INV/PL	RWM/INV	INV	RWM/INV/KLZ	KLZ/WLD
struweel/hakhout Du-3.10 t/m Du-3.11	Noordse woelmuis			Boommarter	Geelgors	Patrijs Grauwe gans	Blauwborst Paapje	Roodb.tapuit Draaihals	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Velduil Torenvalk Kerkuil Torenvalk
bos Du-3.12 t/m Du-3.15			Boommarter		Geelgors			Draaihals Hop	Steenuil	Torenvalk
Afgesloten zeearmen										
droge gronden Az-3.1	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans	Zwarte stern	Tapuit Roodb.tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk Velduil
vochtige gronden Az-3.2	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans	Zwarte stern Kemphaan Grutto		Gr.klauwier Steenuil	Bl.kiekendief Gr.kiekendief Torenvalk Kerkuil Velduil
zoute ruigte/grasland Az-3.3	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Grutto Kemphaan Rietzanger	Tapuit Roodb.tapuit	Steenuil	Bl.kiekendief Torenvalk Kerkuil Velduil
rietland/ruigte Az-3.4	Noordse woelmuis			Waterspitsmuis	Geelgors	Grauwe gans	Blauwborst Gr.karekiet Rietzanger Snor			Bl.kiekendief Gr.kiekendief
grasland Az-3.5	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Zwarte stern Grutto Kemphaan Zwarte stern	Roodb.tapuit Tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Velduil
struweel Az-3.6	Noordse woelmuis				Geelgors	Grauwe gans Patrijs	Blauwborst	Roodb.tapuit	Gr.klauwier Steenuil	Torenvalk Bl.kiekendief Torenvalk Kerkuil Velduil Torenvalk
bos Az-3.7 t/m Az-3.8					Geelgors	Grauwe gans			Steenuil	Torenvalk
Getijdengebied										
onbeheerd gg-3.1	Noordse woelmuis					Grauwe gans Patrijs	Gr.karekiet Grutto Rietzanger	Tapuit		Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil

Natuurdoeltypen	Zoogdieren				Vogels					
	PL	RWM/INV/PL	RWM/INV	KLZ	PL	INV/PL	RWM/INV	INV	RWM/INV/KLZ	KLZ/WLD
beheerd gg-3.2	Noordse woelmuis					Patrijs Grauwe gans	Snor Paapje Gr.karekiet Grutto Rietzanger Paapje	Tapuit		Torenvalk Velduil Bl.kiekendief Gr.kiekendief Kerkuil Torenvalk Velduil

BIJLAGE F

DOORVERGIFTIGING

F.1 Overdrachtsrelaties contaminanten voor organismen

Eerste trofische niveau

Bij doorvergiftiging geldt de interne belasting van vogels en zoogdieren als ecotoxicologisch endpoint. De accumulatie in planten (vegetatie) en bodemdieren (fauna) behorende tot de eerste trofische laag wordt berekend met behulp van bioconcentratiefactoren, BCF:

$$BCF(i)_{veg, fau} = \frac{cZM(i)_{veg, fau}}{cZM(i)_{opt}} \quad (F1)$$

waarbij:

BCF = bioconcentratiefactor in planten (veg) en in dieren (fau)

cZM = staat voor de concentratie van zware metalen in planten (veg) en in dieren (fau)

cZM_{opt} = staat voor de concentratie van zware metalen in de bodemoplossing

De index i verwijst naar het zware metaal (Cu, Cd, Pb en Zn).

Een alternatieve route is om dit met behulp van partitierelaties te realiseren. Daarbij wordt in analogie aan een Freundlich adsorptie-isotherm het gehalte in het organisme gerelateerd aan bodemeigenschappen en het gehalte in de vaste fase, zie Ma [1983].

Tweede en derde trofische niveau

Uitgaande van de berekende gehalten in planten en bodemfauna kan men vervolgens de belasting berekenen in vogels en zoogdieren in de tweede trofische laag. Dit kan plaatsvinden met behulp van bioaccumulatiefactoren (BAF) of met een mechanistisch voedselkwaliteitsmodel. De BAF is het gehalte van de contaminant in (het weefsel van) het organisme gedeeld door het gehalte in het voedsel, waarbij wordt aangenomen dat er sprake is van een evenwichtssituatie:

$$BAF(i) = \frac{cZM(i)_{org}}{cZM(i)_{voedsel}} \quad (F2)$$

De mobiliteit is een belangrijke risico-reducerende factor voor vogels en zoogdieren. Dit is belangrijk vanwege de soms sterk heterogene geografische verdeling van de verontreiniging in een gebied. Bij ontbreken van kennis over het ruimtegebruik wordt aangenomen dat dieren zich op een random wijze over hun leefareaal bewegen. Indien slechts een fractie van het leefareaal in beslag wordt genomen door de verontreiniging komt de verwachtingswaarde van deze fractie overeen met het percentage oppervlak aan verontreiniging in het gebied. In Nederland bestaan 'puntverontreinigingen' meestal uit oppervlakten van maximaal enkele honderden vierkante meters.

Als parallelspoor kan naast het gebruik van BAF's de interne belasting ook worden berekend met een dynamisch mechanistisch assimilatiemodel, zoals is beschreven voor cadmium in de Bosspitsmuis [Ma en van der Voet, 1993].

F.2 Tijdsduur tot behalen van grenswaarde orgaanschade

De submodule DOVO (DOorvergiftiging naar VOlgende trofie niveau) wordt toegepast om te berekenen of onomkeerbare effecten op zullen treden voor of tijdens de reproductieve levensfase.

Hier toe wordt de tijdsduur berekend die nodig is om deze kritische waarde te bereiken. Voor enkele doelsoorten is voldoende specifieke ecologische en fysiologische kennis aanwezig om de tijd tot het behalen van orgaanschade door cadmium als volgt te berekenen. Met kennis van de voedsel-ecologie wordt de dagelijkse voedselinname (DI) bepaald. De tijd T tot behalen orgaanschade is dan gelijk aan:

$$T = \frac{C_L \cdot O_W}{DI \cdot U_B \cdot X} \quad (F3)$$

waarin:

O_W = het orgaangewicht (g)

C_L = de grenswaarde voor orgaanschade ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)

DI = de dagelijkse inname van cadmium via het voedsel ($\mu\text{g}\cdot\text{dag}^{-1}$)

U_B = de uit de het maagdarmkanaal opgenomen fractie cadmium in het bloed

X = het deel van het jaar in dagen dat de doelsoort is blootgesteld aan met cadmium vervuild voedsel

Indien het vervuilde gebied maar een deel van de leefruimte van het individu bestrijkt wordt hiervoor gecorrigeerd. Vervolgens wordt de tijd tot behalen van orgaanschade afgewogen tegen de generatietijd en van de lengte van de prereproductieve periode. Op deze wijze wordt inzicht verkregen in de kans op effecten op de populatieomvang. Zie voor toepassingen van deze module voor das Klok et al. [1998] en grutto Bosveld et al. [2000].

BIJLAGE G

BEREKENING OMVANG REGENWORMEN POPULATIE

De potentiële afname in populatiedichtheid van regenwormen kan worden berekend op basis van gegevens over individuele regenwormen met behulp van het populatiedynamische model PODYRAS [Klok en De Roos, 1996, 1998; Klok et al., 1997]. De benodigde inputdata betreffen de individuele groei, overleving en reproductie van regenwormen die uit bioassays kunnen worden afgeleid. De groei curves worden gefit met een Von Bertalanffy-curve welke veronderstelt dat met toename in de leeftijd de groei afneemt. Vergelijking G1 geeft de relatie tussen het gewicht en de leeftijd weer. Ook de reproductie is een functie van het gewicht, hoe zwaarder een worm hoe meer cocons hij per tijdseenheid produceert. De relatie tussen de coconproductie en de leeftijd wordt weergegeven in vergelijking G2.

$$l(a) = l_m - (l_m - l_b) \cdot e^{-\gamma a} \quad (G1)$$

$$m(a) = r_m \cdot l(a)^2 \quad \text{voor } l(a) \geq l_{ad} \quad (G2)$$

waarin:

- a = leeftijd (jaar)
- l(a) = het gewicht tot de macht eenderde van een regenworm van leeftijd a
- m(a) = de reproductie op leeftijd a
- l_m = het maximale gewicht van een individu tot de macht eenderde
- l_b = het geboorte gewicht van een individu tot de macht eenderde
- l_{ad} = de leeftijd waarop het adulte stadium wordt bereikt en individuen gaan reproduceren
- γ = een constante voor de groei
- r_m = het aantal geproduceerde cocons per tijdseenheid als de regenworm zijn de maximale grootte heeft bereikt

De oorspronkelijke groeicurve van Von Bertalanffy-curve beschrijft de groei in termen van lengte. Om dat we niet zozeer geïnteresseerd zijn in de lengte, maar in de massa, is in formule G1 het gewicht tot de macht eenderde als maat genomen voor de lengte van een individu. Voor organismen met een cilindrische lichaamsvorm, zoals regenwormen, is deze maat een redelijke benadering voor de lengte van het organisme. Onder belasting met zware metalen groeien regenwormen minder snel en ook hun coconproductie neemt af. Hierdoor zullen de groeicurve en de reproductie een ander verloop hebben wat gevolgen heeft voor de te schatten parameters uit de curven (l_m, γ en r_m) die hierdoor andere waarden krijgen. In PODYRAS wordt verondersteld dat deze effecten op de groei en reproductie het gevolg zijn van een verandering in de energiehuishouding van de individuele regenworm. Onder belasting van bijvoorbeeld koper verhogen regenwormen hun de onderhoudsenergie door koper te binden aan eiwitten, waardoor het koper minder giftig wordt. Toename in de energiebehoefte voor onderhoud heeft tot gevolg dat het individu minder energie kan besteden aan groei en reproductie.

Figuur G1 laat zien hoe een individu zijn energie over onderhoud, groei en reproductie verdeelt. Een vaste fractie K van de met het voedsel opgenomen energie gaat naar onderhoud en groei, de restfractie wordt besteed aan reproductie. Regenwormen gaan pas reproduceren als ze een bepaald minimum gewicht hebben bereikt. Verondersteld wordt dat ze op dit moment de energie fractie 1-K besteden aan het ontwikkelen van reproductieve organen. Onder invloed van vergiftiging met koper gaat een groter deel van de fractie K naar onderhoud wat tot gevolg heeft dat de groei geremd wordt. Bovendien duurt het nu langer voordat de regenwormen gaan reproduceren,

immers de tijd die ze nodig hebben om voldoende gewicht op te bouwen om te reproduceren zal bij vertraagde groei toenemen.

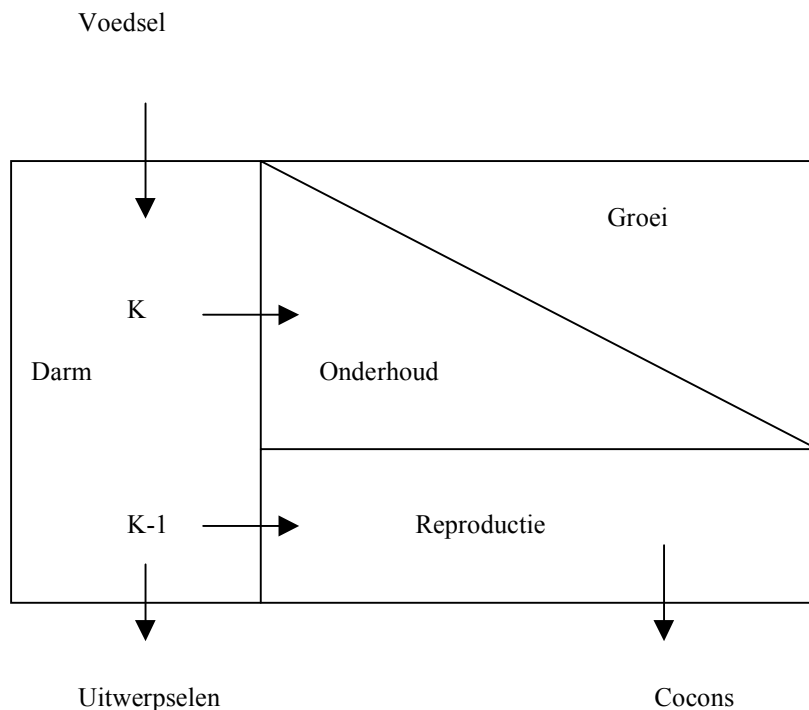


Fig. G1. Schematische wijze waarop energie wordt verdeeld in een organisme (naar [Kooiman en Metz, 1984]).

Een toename in onderhoud laat zich dus vertalen in een afname in groei en een afname in het maximaal te behalen lengte (l_m) en een lagere coconproductie (r_m). Dit heeft tot gevolg dat de populatie minder snel in aantal toeneemt doordat de leeftijd waarop wormen cocons (wormeneieren) gaan produceren toeneemt.

Het aantal regenwormen op een bepaald tijdstip wordt berekend door voor de periode vanaf het behalen van de adulte leeftijd tot aan de maximale leeftijd de reproductie te bepalen en dit te sommeren over alle individuen in de populatie. De populatie regenwormen in stationaire toestand, d.w.z. het aantal regenwormen dat per tijdseenheid sterft is gelijk aan het aantal dat geboren wordt, wordt bepaald door:

$$1 = \int_{\alpha(l_{ad}, l_m, \gamma)}^{\beta} m(a) \cdot S(a) \cdot da \quad (G3)$$

Waarin α en β de leeftijd waarbij de regenworm adult wordt respectievelijk sterft, $m(a)$ de reproductie (zie vergelijking G2). $S(a)$ geeft de sterfte van de regenwormen weer, waarvoor geldt:

$$S(a) = e^{-(\mu_0 + \mu_1 \cdot N_{sw}) \cdot a} \quad (G4)$$

Waarin N_{rs} de regenwormdichtheid in een stationaire toestand is. Verondersteld is dat de individuen sterven als gevolg van natuurlijke oorzaken, zoals veroudering weergegeven door μ_0 welke alleen afhankelijk is van de leeftijd a en door predatie weergegeven door μ_1 welke zowel

afhankelijk is van de leeftijd als van de dichtheid aan regenwormen N_{sw} . De parameter μ_1 is afhankelijk van de soort predator, m.a.w. heeft voor de grutto een andere waarde dan voor de das.

Met de resultaten van PODYRAS kunnen de gevolgen van het aanbod aan regenwormen voor een wormenetende doelsoort worden berekend met een MOdule voor het effect van VOedselaanbod (MOVO). In deze module wordt de reductie in populatiedichtheid aan regenwormen voor een specifieke doelsoort vertaald naar een afname in beschikbaar voedsel. Dassen eten niet alle grootteklassen van regenwormen. Zo blijkt uit maaganalyses van verongelukte dassen dat gegeten regenwormen een minimale grootte van ongeveer 5 cm hebben [Muskens & Broekhuizen, ongepubl. gegevens]. Het voor de das beschikbare aanbod aan regenwormen is daardoor afhankelijk van zowel het effect van de vervuiling als de predatie door de das op de grootte klassen van 6 cm en meer. MOVO heeft als uitkomst de procentuele afname in voor de doelsoort beschikbare hoeveelheid regenwormen.

Hoe deze afname in regenwormen de doelsoort populatie beïnvloed wordt bepaald door hun afhankelijkheid van regenwormen. Dassen kunnen, omdat ze alleseters zijn, gemakkelijk switchen naar ander voedseltype bij een tekort aan regenwormen. Echter uit empirisch onderzoek is gebleken dat bij een verminderd percentage aan regenwormen in het menu dassen een afname in gewicht vertonen. Voor deze soort geldt dus dat ondanks hun omnivore voedselstrategie (kunnen veel voedseltypen benutten) zij sterk afhankelijk zijn van regenwormen.

De gevoeligheid van de doelsoort voor schaarste aan regenwormen wordt bepaald door MOVO te vermenigvuldigen met de gevoeligheid (Gev):

$$Gev = RD \cdot f_v \cdot Tijd \cdot AV \quad (G5)$$

waarin:

RD = de fractie regenwormen in het dieet van de doelsoort

f_v = de fractie van het leefgebied dat vervuild is

Tijd = de fractie van het jaar dat de doelsoort afhankelijk is van regenwormen

AV = de kans op het overgaan op een andere voedselbron

LITERATUUR BIJLAGEN

- Aldenberg, T, en W. Slob, 1991. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. RIVM rapport 719102002, Bilthoven, 21 pp.
- Bosveld, A.T.C., C. Klok, J.M. Bodt en M. Rutgers, 2000. Risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdekken in de gemeente De Ronde Venen. deel 2 Ecologische risico's Alterra-rapport in press
- Bril, J. en P.F.A.M. Römkens, 2000. Long-term risk of inadequate management practices on the sustainability of agricultural soils. Interne mededeling Alterra, Wageningen.
- Crommentuijn, G.H., M.D. Polder en E.J. van de Plassche, 1997. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. RIVM-rapport 601501 00, Bilthoven.
- Klok, C. en A.M. de Roos. 1996. Population level consequences of toxicological influences on individual growth and reproduction in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae, Oligochaeta). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 33:118-127.
- Klok, C., A.M. de Roos, J.C.Y. Marinissen, J.M. Baveco en W. Ma. 1997. Assessing the impact of abiotic environmental stress on population growth in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae, Oligochaeta). *Soil Biology and Biochemistry* 29:287-293.
- Klok, C., A.M. de Roos, S. Broekhuizen en R.C. van Apeldoorn. 1998. Effecten van zware metalen op de Das. Interactie tussen versnippering en vergiftiging. *Landschap* 15/2:77-86.
- Klok, C. en A.M. de Roos. 1998. Effects of habitat size and quality on equilibrium density and extinction time of *Sorex araneus* populations. *Journal of Animal Ecology* 67:195-209.
- Kooijman, S.A.L.M. and Metz, J.A.J. (1984). On the dynamics of chemically stressed populations: The deduction of population consequences from effects on individuals. *Ecotox. Environm. Saf.* 8, 254-274.
- Ma W., 1983. Biomonitoring of soil pollution: ecotoxicological studies of the effect of soil-borne metals on lumbricid earthworms. Annual report 1982, Research Institute for Nature Management, Arnhem.
- Ma, W.C. en H. van der Voet 1993. A risk-assessment model for toxic exposure of small mammalian carnivores to cadmium in contaminated natural environments. *Science Total Environment*, suppl. 1993:1701- 1714.
- Vries, W. de en D.J. Bakker, 1998, Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems - Guidelines for critical limits, calculation methods and input data, SC-DLO report 166.