



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Doorvergiftiging in de voedselketen door bodemverontreiniging: toepassing in bodembeleid

Inventarisatie van knelpunten,
praktijkervaringen en oplossingen

RIVM rapport 2015-0037

E. Brand | M. Mesman



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

**Doorvergiftiging in de voedselketen
door bodemverontreiniging: toepassing
in bodembeleid**

Inventarisatie van knelpunten,
praktijkervaringen en oplossingen

RIVM Rapport 2015-0037

Colofon

© RIVM 2015

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

E. Brand (auteur), RIVM
M. Mesman(auteur), RIVM

Contact:
Ellen Brand
Centrum voor Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid
ellen.brand@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van IenM, in het kader van ecologische risicobeoordeling.

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Doorvergiftiging in de voedselketen door bodemverontreiniging: toepassing in bodembeleid

Inventarisatie van knelpunten, praktijkervaringen en oplossingen

Bij een bodemverontreiniging kunnen de schadelijke stoffen 'doorwerken' in de voedselketen. De concentraties van de verontreiniging kunnen in een organisme groter worden naarmate het hoger in de voedselketen staat. Zo kan een stof in de bodem worden opgenomen in een worm, die vervolgens wordt opgegeten door een mol, die op zijn beurt gegeten wordt door een roofvogel. Hoewel de roofvogel niet in direct contact komt met de bodemverontreiniging, kan deze via zijn voedsel gevolgen ondervinden van de verontreiniging. Het RIVM beschrijft in dit rapport de modellen waarmee de doorvergiftiging wordt beoordeeld, en benoemt de ervaringen in de praktijk, de knelpunten daarin en mogelijke oplossingen.

Er zijn twee routes om rekening te houden met de doorvergiftiging: in de normstelling van stoffen, en bij de risicobeoordeling van stoffen op een verontreinigde locatie. Voor de risicobeoordeling van stoffen op een locatie wordt de kans op een doorvergiftiging in de voedselketen beoordeeld door individuele experts. Hiervoor zijn verschillende rekenmodellen beschikbaar, zoals BERISP, OMEGA 6.0 en SEDIAS. Een veel geopperde wens vanuit de praktijk is een eenduidige werkwijze om doorvergiftiging te beoordelen.

Ook is beschreven voor welke stoffen in de huidige normstelling rekening is gehouden met doorvergiftiging. Tot 2008, toen de bodemkwaliteitsnormen in het Besluit bodemkwaliteit zijn ingevoerd, was het niet gebruikelijk om bij de normstelling voor bodem rekening te houden met doorvergiftiging. Voor een aantal stoffen (onder andere de pesticiden aldrin, dieldrin en endrin en DDT, DDD en DDE) worden momenteel de risicogrenzen geëvalueerd waarbij dat wel gebeurt.

Kernwoorden: doorvergiftiging, bioaccumulatie, normstelling, risicobeoordeling.

Synopsis

Secondary poisoning in the food chain of soil pollution: the application in policy

Inventory of obstacles, practical experiences and solutions

Soil pollutions can accumulate in the food chain. The concentrations in an organism can increase as the organism is ranked in the food chain. A substance in the soil can be ingested by a worm, which is then consumed by a mole, which in turn eaten by a bird of prey. Although the bird of prey does not come in direct contact with the soil, it can experience effects by the pollution through its food. RIVM describes in this report the models that can be used to assess secondary poisoning and describes the practical experiences, the obstacles and possible solutions.

There are two routes to take account of secondary poisoning: firstly in standard setting (policy) of substances and secondly in the risk assessment of substances at a contaminated site. For the risk assessment of substances at a site, the risk of a secondary poisoning in the food chain is assessed by individual experts. For this, different calculation models are available, such BERISP, OMEGA 6.0 and SEDIAS. A commonly proposed request in practice is an unambiguous method to evaluate secondary poisoning.

This report also describes for which substances in current standards secondary poisoning has been taken into account. Until 2008, when the soil quality standards were introduced in the Soil Quality Decree, it was not customary to take secondary poisoning into account for standard setting for soil contamination. For a number of substances (including the pesticides aldrin, dieldrin and endrin and DDT, DDD and DDE) standards are currently being evaluated, taking into account secondary poisoning.

Key words: secondary poisoning, bioaccumulation, standard setting, risk assessment

Voorwoord

Voor deze rapportage zijn ervaringen uit de praktijk geïnventariseerd. Hiervoor is contact opgenomen met mevr. M. Wagelmans van Bioclear, dhr. T. de Kort van Grontmij, dhr. A. Roeloffzen van de DCMR, dhr. J. van Schijndel van TAUW en dhr. N. van den Brink van Wageningen Universiteit. De schrijvers van deze rapportage willen hen hartelijk danken voor hun medewerking.

Inhoudsopgave

Samenvatting — 7

1 Introductie — 9

- 1.1 Aanleiding — 9
- 1.1.1 Doel rapportage — 10
- 1.2 Wat is doorvergiftiging? — 10
- 1.3 Waarom is doorvergiftiging relevant? — 11

2 Stand van zaken in huidige wet- en regelgeving — 12

- 2.1 Doorvergiftiging in normstelling — 12
- 2.1.1 Interventiewaarden — 12
- 2.1.2 Maximale waarden — 12
- 2.2 Doorvergiftiging in risicobeoordeling van verontreinigde locaties — 13

3 Methoden voor doorvergiftiging in normstelling en risicobeoordeling — 15

- 3.1 Normstelling — 15
- 3.1.1 Beschikbare methodieken — 15
- 3.1.2 Nieuwe methode voor het meenemen van doorvergiftiging in normstelling — 15
- 3.1.3 Doorvergiftiging in normstelling voor PCB — 15
- 3.2 Risicobeoordeling — 16
- 3.2.1 Breaking Ecotoxicological Restraints in Spatial Planning (BERISP) — 16
- 3.2.2 OMEGA — 18
- 3.2.3 SEDIAS oevergebieden — 21

4 Ervaringen uit de praktijk — 22

- 4.1 Meten — 22
- 4.2 Modelleren — 23
- 4.3 Analyse op basis van literatuur- en monitoringsgegevens — 24
- 4.4 Onderzoeken — 24

5 Conclusie & aanbevelingen — 25

- 5.1 Conclusies & aanbeveling — 25
- 5.1.1 Normstelling — 25
- 5.1.2 Risicobeoordeling — 25
- 5.2 Toekomstvisie — 26

Literatuur — 27

Samenvatting

Door in de bodemnormstelling doorvergiftiging van stoffen op te nemen, wordt een onderschatting van het risico voor ecologie voorkomen. Bovendien kan door locatiespecifiek rekening te houden met doorvergiftiging van stoffen een meer kosten-efficiënte afweging van sanerings- en beheersmaatregelen gemaakt worden.

Voor het Besluit bodemkwaliteit is bij het afleiden van de maximale waarde industrie voor enkele relevante stoffen (cadmium, kwik en lood) het aspect doorvergiftiging meegewogen. Voor de interventiewaarden wordt nog geen rekening gehouden met doorvergiftiging. Momenteel worden de risicogrenzen van Drins en DDT/DDD en DDE geëvalueerd en ook hier wordt het aspect doorvergiftiging meegewogen.

Er zijn drie verschillende methoden beschikbaar voor het meewegen van doorvergiftiging in de normstelling, te weten: 1) een methode gebaseerd op de concentratie in het dieet van een organisme (REACH-methode), 2) een methode gebaseerd op een dosis per lichaamsgewicht (EFSA-methode) en 3) een nieuwe methode welke gebaseerd is op het type voedsel van een organisme en het energieverbruik (Verbruggen 2014). Ook zijn de risicogrenzen van PCB's geëvalueerd en daaruit bleek dat doorvergiftiging voor PCB's een kritische factor is ten opzichte van directe toxiciteit.

Behalve in de normstelling kan doorvergiftiging ook worden meegenomen in de risicobeoordeling voor gevallen van bodemverontreinigingen. Zo is er de mogelijkheid om in stap 2 'Standaard beoordeling ecologische risico's' van het saneringscriterium rekening te houden met doorvergiftiging. Indien er sprake is van gevoelige situaties, worden de risico's als onaanvaardbaar geclassificeerd. Hierop kan worden besloten om de locatie te saneren danwel om een locatiespecifieke beoordeling uit te voeren, waarbij er voor die situatie naar de effecten op het ecosysteem wordt gekeken. De effecten op het ecosysteem worden dan beoordeeld door deze te meten in een Triade-onderzoek of via monitoring.

Voor het bepalen van het risico op doorvergiftiging van een verontreiniging in de voedselketen worden vaak organismen verzameld in het veld. Met de verkregen resultaten kan vervolgens een modellering worden uitgevoerd waarbij de risico's van doorvergiftiging bij hogere organismen bepaald worden. Voor het berekenen van de doorvergiftiging in de voedselketen zijn verschillende modellen (o.a. BERISP, OMEGA en SEDIAS) beschikbaar, welke kort in dit rapport worden beschreven.

Uit navraag bij de praktijk blijkt vooral het volgende.

- Er is geen standaard werkwijze beschikbaar voor de beoordeling van doorvergiftiging;
- Het is nu nog niet mogelijk om de resultaten van doorvergiftigingsonderzoek te schalen. Dit is een essentieel onderdeel van de verwerking van resultaten in een Triade-onderzoek, waardoor de resultaten alleen bruikbaar zijn als expert judgement-informatie;

- Voor kleine locaties kan veldonderzoek gedaan worden, maar de vertaling daarvan naar een realistisch doorvergiftigingsrisico is niet mogelijk (juiste modellen ontbreken; overschatting risico in modellen door grootte van de locatie);
- Voor grote locaties met kwetsbare voedselketens (weilanden, dioxine; uiterwaarden, cadmium) is het zinvol en kostendekkend om via onderzoek in het veld doorvergiftigingsrisico's vast te stellen.

Concluderend kan gesteld worden dat het aantal locaties dat in de toekomst beoordeeld moet worden, beperkt is (ongeveer 200 locaties). Daarmee is ook de urgentie om nieuwe methoden te ontwikkelen naar verwachting laag. Los van de saneringslocatie of het beheer van een locatie is het van belang om te weten of doorvergiftiging kan optreden. Daarnaast kan bij het onderzoek ook al rekening worden gehouden met mogelijke handelingsperspectieven om de accumulatie in de keten te doorbreken. Vanuit de praktijk is vooral eenduidigheid van de werkwijze gewenst.

1 Introductie

1.1 Aanleiding

Voor het Besluit bodemkwaliteit (Bbk 2007/2008) is bij het afleiden van de maximale waarde industrie en wonen van enkele relevante stoffen (cadmium, kwik en lood) het aspect doorvergiftiging meegewogen. Voor het afleiden van de interventiewaarden was dit vooralsnog niet het geval. Dit was onder meer aanleiding om op een meer systematische manier naar het aspect doorvergiftiging in de risicobeoordeling en normstelling voor verontreinigde bodems te kijken. Nieuwe ontwikkelingen zoals de rapportage van Verbruggen (2014) over een nieuwe methode om doorvergiftiging in de normstelling te verwerken (zie ook paragraaf 3.1.1) en het evalueren van diverse stoffen (Drins en DDT/DDD en DDE) waarbij rekening wordt gehouden met doorvergiftiging, maken het mogelijk dit onderwerp uit te werken.

De Circulaire bodemsanering van 1 juli 2013 benoemt doorvergiftiging als een aandachtspunt. In de Circulaire staat:

'Er is sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie er dusdanige effecten op het ecosysteem zijn dat deze maatschappelijk onaanvaardbaar worden gevonden. Met effecten op het ecosysteem worden bedoeld:

- *aantasting van de biodiversiteit (bescherming van soorten);*
- *verstoring van kringloopfuncties (bescherming van processen);*
- *bio-accumulatie en doorvergiftiging.*'

Ook de TCB (Technische Commissie Bodem) geeft in haar advies uit 2008 (TCB A045, 2008) aan dat er onvoldoende aandacht wordt geschonken aan de risico's van doorvergiftiging bij zowel de generieke normstelling als bij de generieke of locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. Voor de generieke normstelling zou de TCB graag zien dat er meer dan één voedselketen in beschouwing wordt genomen.

Momenteel wordt in de normstelling rekening gehouden met één voedselketen (bodem – worm- zoogdier/vogel).

Bij de risicobeoordeling in stappen 1 en 2 van het Saneringscriterium zou volgens de TCB ook rekening gehouden moeten worden met doorvergiftiging, om te voorkomen dat grootschalige diffuse verontreinigingen met een eventueel doorvergiftigingsrisico buiten beeld kunnen blijven. Dit geldt ook voor het verspreiden van bagger op de kant, waar nu geen doorvergiftiging wordt meegenomen in de beoordeling van de verspreidbaarheid van bagger. Sinds het verschijnen van het TCB-advies zijn er diverse ontwikkelingen geweest op het gebied van doorvergiftiging.

Tot slot bestaat er de wens vanuit de praktijk om het aspect van doorvergiftiging in de beoordeling van verontreinigde locaties te kunnen meenemen. Echter, dit blijkt niet altijd even makkelijk of uitvoerbaar.

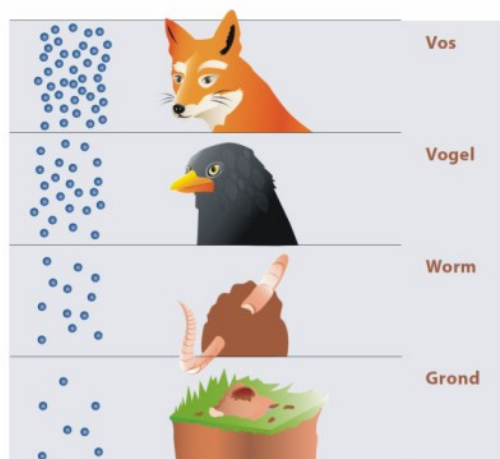
1.1.1 Doel rapportage

Het doel van deze rapportage is het vastleggen van de bestaande methoden om rekening te houden met het aspect van doorvergiftiging op het gebied van normstelling voor bodem en locatiebeoordeling. Daarnaast worden praktijkervaringen, beoordelingsinstrumenten en een verkenning van knelpunten en mogelijke oplossingen beschreven. Deze rapportage is verkennend van aard en is het resultaat van een eenvoudige screening. Verder beperkt deze rapportage zich tot doorvergiftiging van bodemverontreinigingen in de voedselketen en wordt er niet gekeken naar humane risico's.

1.2 Wat is doorvergiftiging?

De termen doorvergiftiging, bioaccumulatie, biomagnificatie en bioconcentratie worden nog wel eens door elkaar gebruikt. Hoewel de begrippen dicht tegen elkaar liggen, is er een verschil in betekenis.

Bij **doorvergiftiging** is sprake van een voedselketen waarin een organisme dat hoger in de voedselketen staat, kan worden blootgesteld aan verontreinigingen door de predatie van organismen die lager in de voedselketen staan. Hierdoor kan het hogere organisme effecten ondervinden van de verontreiniging zonder dat het in direct contact staat met de bron (de bodemverontreiniging). De verontreiniging wordt als het ware doorgegeven in de voedselketen. Een onderdeel van doorvergiftiging is bioaccumulatie. **Bioaccumulatie** wil zeggen dat er een ophoping van stoffen kan optreden in het weefsel van een organisme. Bioaccumulatie treedt op wanneer de concentratie in het organisme hoger is dan in zijn omgeving. Accumulatie is het gevolg van biomagnificatie en bioconcentratie. **Biomagnificatie** zorgt voor een stapsgewijze toename in concentratie van stoffen in organismen, naarmate deze hogerop in de voedselketen zitten en vindt plaats via voedselconsumptie. Met andere woorden de organismen die bovenaan de voedselketen staan, worden blootgesteld aan de hoogste dosis. **Bioconcentratie** is de opname van verontreinigingen via de huid of het maag-darmkanaal uit bodem of water (denk hierbij aan de blootstelling van wormen). In Figuur 2.1 is het principe van doorvergiftiging in de voedselketen weergegeven (Swartjes et al. 2011; Soilpedia 2014).



Figuur 2.1: Doorvergiftiging in de voedselketen waarbij bioaccumulatie, biomagnificatie en bioconcentratie optreedt (Soilpedia, 2014).

Behalve door predatie kan doorvergiftiging ook plaatsvinden via concentraties in planten naar organismen. Een voorbeeld hiervan is de opname van verontreinigingen door gras en vervolgens de consumptie van het gras door herbivoren zoals koeien en paarden. Ook de mens kan op deze manier worden blootgesteld aan doorvergiftiging door de consumptie van gecontamineerd vlees, groenten, melk en/of eieren.

Doorvergiftiging blijkt o.a. relevant voor de volgende stofgroepen (maar de lijst is daarmee niet volledig).

- Metalen (o.a. cadmium, kwik en lood);
- PCB's;
- Organochloorbestrijdingsmiddelen (o.a. Drins, endosulfan, penta chloorfenol en lindaan);
- Overige stoffen (zoals, dioxines en furanen).

1.3 Waaron is doorvergiftiging relevant?

Doorvergiftiging in de voedselketen is om meerdere redenen relevant. Enerzijds kunnen door doorvergiftiging organismen worden blootgesteld die op het eerste gezicht geen relatie hebben met de bodemverontreiniging op een locatie. Een voorbeeld hiervan is een roofvogel. Ondanks dat de roofvogel nauwelijks in direct contact komt met een bodemverontreiniging en een groot oppervlak kan bestrijken, wordt deze blootgesteld aan één (of meerdere) verontreiniging(en) via de prooidieren waar hij op jaagt. De prooidieren kunnen o.a. worden blootgesteld via wormen die zij consumeren. De wormen staan hierbij wel in direct contact met de bodemverontreiniging. Op deze wijze wordt de verontreiniging doorgegeven in de voedselketen.

Door biomagnificatie kan de concentratie van een verontreiniging in een organisme toenemen naarmate het organisme hoger in de voedselketen staat. Hierdoor kan zelfs een minder gevoelig organisme dat hoger in de voedselketen staat, negatieve effecten van verontreinigingen ondervinden vanwege de biomagnificatie van de verontreiniging. Het kan echter ook zo zijn dat hogere organismen gevoeliger zijn voor een bepaalde verontreiniging dan de prooidieren die het eet. Het prooidier ondervindt dan geen negatieve effecten, maar de predator wel. Dit is bijvoorbeeld het geval bij bepaalde marterachtigen, zoals de Amerikaanse nerts. Deze soort blijkt zeer gevoelig te zijn voor PCB-verontreinigingen en is daarom als signaaldiersoort gehanteerd voor normafleiding (Verbruggen en Brand, 2014). Een combinatie van biomagnificatie en een hogere gevoeligheid kunnen een groot effect hebben op de populatie marterachtigen.

Als in de hierboven beschreven voorbeelden de risicobeoordeling van bodemverontreinigingen gebaseerd is op alleen de directe toxiciteit en er geen rekening wordt gehouden met doorvergiftiging, is er sprake van een onderschatting van het risico en kunnen effecten op het ecosysteem niet worden uitgesloten. Het is dus belangrijk om een goede afweging te maken wanneer wel en wanneer geen rekening wordt gehouden met doorvergiftiging.

2 Stand van zaken in huidige wet- en regelgeving

2.1 Doorvergiftiging in normstelling

2.1.1 *Interventiewaarden*

Tot op heden is in de huidige normstelling voor bodem doorvergiftiging niet meegenomen. Het argument hiervoor is dat een normoverschrijding vooral optreedt bij lokale bodemverontreinigingen met een beperkte omvang. Hierbij valt te denken aan achtertuinen en industriegebieden zonder veel groen. In dergelijke gevallen werd aangenomen dat het foerageergebied van organismen groter is dan de omvang van de desbetreffende bodemverontreiniging. Hierdoor zou het organisme minder worden blootgesteld aan de verontreiniging dan organismen die alleen in het betroffen gebied foerageren (zoals wormen). Deze aanname blijkt echter voor een aantal veelvoorkomende tuinbewoners, zoals merels, spitsmuizen en mollen, niet te kloppen omdat zij niet veel verder komen dan hun vaste leefgebied in de tuin. Binnen het bodemkwaliteitsbeheer wordt het van belang gevonden om hiermee rekening te houden. Dit is echter nog niet overal geoperationaliseerd in de huidige normstelling. Voor sommige stoffen blijkt namelijk dat risicogrenzen welke alleen gebaseerd zijn op directe toxiciteit, een onderschatting van het risico geven. In hoofdstuk 3 wordt beschreven hoe binnen normstelling rekening kan worden gehouden met doorvergiftiging.

2.1.2 *Maximale waarden*

Voor de afleiding van generieke Maximale Waarden is rekening gehouden met doorvergiftiging naar vogels en zoogdieren als specifiek extra beschermingsdoel. In Tabel 2.1 zijn de beleidsmatige beslissingen weergegeven met betrekking tot de ecologische bescherming voor doorvergiftiging.

Tabel 2.1: Beleidsmatige beslissing met betrekking tot de mate van bescherming van het ecosysteem voor doorvergiftiging bij verschillende vormen van landgebruik (VROM, 2008)

Bodemgebruik	Mate van bescherming voor doorvergiftiging
Wonen met tuin	n.v.t.
Wonen met moestuin	
Plaatsen waar kinderen spelen	
Landbouw	Gemiddeld
Natuur	Hoog*
Groen met natuurwaarden	Gemiddeld
Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	Matig

* Dit wordt bewerkstelligd door voor deze gebruiksfunctie de achtergrondwaarde als uiteindelijke referentiewaarde te hanteren. Deze is kleiner dan de ecologische risicowaarde gebaseerd op doorvergiftiging.

Het gaat om bodemfuncties waarbij sprake kan zijn van grotere groene gebieden waar diffuse verontreinigingen een rol kunnen spelen (denk hierbij aan industriegebieden of braakliggende terreinen). Concreet zijn dit de gebruiksfuncties: 1) landbouw, 2) natuur, 3) groen met

natuurwaarden en 4) ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie. Hiertoe is gekozen omdat het bij deze gebruiksvormen vaak om een groter schaalniveau gaat. Overigens is doorvergiftiging alleen voor de verontreinigingen cadmium, kwik (anorganisch) en lood bepalend geweest in de uiteindelijk gehanteerde maximale waarden. Voor de verontreinigingen Drins en DDT/DDD en DDE is doorvergiftiging nog niet meegenomen. De manier waarop rekening is gehouden met doorvergiftiging van de metalen, is vergelijkbaar met de manier waarop dit in de Europese werkwijze (op basis van de Technical Guidance Documents (EC, 2003)) is gedaan. Dat wil zeggen dat er een aparte risicogrens is afgeleid voor doorvergiftiging in een standaard voedselketen (bodem → worm → vogel/zoogdier) (Dirven- Van Breemen et al. 2007) deze is vervolgens vergeleken met de risicogrens voor het ecosysteem op basis van directe toxiciteit en is de laagste van de twee als voorstel voor de referentiewaarde gekozen.

Naast de generieke maximale waarden bestaat er de mogelijkheid voor bevoegd gezag om binnen gestelde randvoorwaarden lokale maximale waarden vast te stellen. Hierbij kan er eveneens voor gekozen worden om rekening te houden met doorvergiftiging. Om de lokale maximale waarden vast te stellen, kan o.a. gebruik worden gemaakt van de Risicoolbox bodem. Binnen deze webapplicatie moet een keuze worden gemaakt voor de gebruiksfunctie ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie om het aspect doorvergiftiging wel of niet te hanteren. Hierbij wordt getoetst aan een norm voor directe toxiciteit i.p.v. een norm waarin rekening is gehouden met doorvergiftiging. Dit is eveneens het geval als de Risicoolbox gebruikt wordt om de lokale bodemkwaliteit te toetsen.

2.2 Doorvergiftiging in risicobeoordeling van verontreinigde locaties

Behalve in de normstelling kan doorvergiftiging ook worden meegenomen in de risicobeoordeling van gevallen van bodemverontreinigingen. De Circulaire bodemsanering benoemt doorvergiftiging als een aandachtspunt (zie ook het citaat uit de Circulaire bodemsanering in hoofdstuk 1).

In stap 2 'Standaard beoordeling ecologische risico's' van het saneringscriterium kan rekening worden gehouden met doorvergiftiging. In dit geval kan het desbetreffende gebied worden aangewezen als een gevoelige situatie. Indien er sprake is van gevoelige situaties, worden de risico's als onaanvaardbaar geclassificeerd. Hierop kan worden besloten om de locatie te saneren danwel om een locatiespecifieke beoordeling uit te voeren, waarbij er voor die situatie naar de effecten op het ecosysteem wordt gekeken. De effecten op het ecosysteem worden dan beoordeeld door deze te meten in een Triade-onderzoek of via monitoring. Voor een uitgebreidere beschrijving van de Triade wordt verwezen naar de 'Handreiking Triade 2011: Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het Saneringscriterium' (Mesman et al. 2011).

Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB) heeft in 2009 een evaluatie van Triade-onderzoeken uitgevoerd. Een van de aanbevelingen van dit onderzoek was dat bioaccumulatie meer aandacht zou moeten krijgen bij het Triade-onderzoek (Wagelmans et al. 2009).

Het meten en modelleren van bioaccumulatie wordt gezien als een mogelijkheid voor eenvoudig of een uitgebreider Triade-onderzoek (zie Tabel 3.3 in Handreiking Triade, 2011). In de handreiking Triade wordt doorvergiftiging niet inhoudelijk besproken. De handreiking richt zich op de eerste laag van het Triade-onderzoek, waarbij meestal geen onderzoek naar doorvergiftiging plaats vindt. Er zijn ook geen gestandaardiseerde modellen en rekenmethoden beschikbaar die eenvoudig toegepast kunnen worden in het Triade-onderzoek; dit betekent dat er geen vaste rekenregels zijn voor het schalen en meewegen van de resultaten in de eindbeoordeling. Afhankelijk van het type verontreiniging en de mogelijke blootstellingsroutes kan in kaart gebracht worden welke organismen een mogelijk doorvergiftigingsrisico lopen. Bij diverse universiteiten en instituten zijn modellen beschikbaar om voor specifieke situaties (stof en organisme) het doorvergiftigingsrisico te voorspellen (zie ook hoofdstuk 3 en hoofdstuk 4). Via een expertbeoordeling is het vervolgens mogelijk om informatie over doorvergiftigingsrisico's toe te passen ter nuancering/beoordeling van het Triade-onderzoek (zie ook praktijkervaringen in hoofdstuk 4 van deze rapportage).

3 Methoden voor doorvergiftiging in normstelling en risicobeoordeling

3.1 Normstelling

3.1.1 *Beschikbare methodieken*

Hoewel doorvergiftiging zeer beperkt is meegenomen in de normstelling, bestaan er wel mogelijkheden om doorvergiftiging te verdisconteren bij de afleiding van risicogrenzen.

Er worden momenteel twee methoden naast elkaar gebruikt waarbij geen van beide methoden een duidelijke voorkeur geniet (Verbruggen, 2014). Enerzijds wordt er in de guidance van de EU voor risicobeoordeling binnen REACH (EC, 2003) een methode gehanteerd welke gebaseerd is op de concentratie in het dieet van een organisme. Anderzijds wordt er een alternatieve methode geboden, welke gebaseerd is op een dosis per lichaamsgewicht. Deze laatste methode is gebaseerd op de EFSA Guidance voor vogels en zoogdieren. Door uit te gaan van een dosis per lichaamsgewicht, wordt het verschil in voedselopname tussen veld en laboratorium vermeden. Deze dosis moet vervolgens worden omgezet naar een dieetconcentratie en hiervoor wordt de dosis gekoppeld aan een dagelijkse voedselinname van een indicatorsoort, waarbij een discrepantie kan ontstaan. (EFSA, 2009). Deze methode is naast de eerder genoemde methode op basis van dieet concentraties ook opgenomen in het European guidance document voor het afleiden van ecologische risicogrenzen binnen de Kaderrichtlijn water (EC, 2011). Voor een uitgebreide beschrijving van beide methoden wordt verwezen naar de Guidance documents. Het verschil tussen beide methoden is o.a. beschreven in het onderzoek van Verbruggen (2014) waarin tevens een voorstel wordt gedaan voor een nieuwe methode voor het meenemen van doorvergiftiging bij het afleiden van ecologische risicogrenzen. Deze wordt hieronder beschreven.

3.1.2 *Nieuwe methode voor het meenemen van doorvergiftiging in normstelling*

In de door Verbruggen (2014) voorgestelde nieuwe methode wordt ook rekening gehouden met het type voedsel (bijvoorbeeld vis, mosselen, wormen, planten, vlees) dat een organisme eet. Daarnaast wordt het lichaamsgewicht van het testorganisme gebruikt om het energieverbruik onder veldcondities te schatten. De dagelijkse dosis die het organisme gedurende de toxiciteitsstudie krijgt toegediend, wordt gerelateerd aan dit dagelijkse energieverbruik. Door rekening te houden met het energiegehalte van voedsel kan het verschil tussen verschillende typen voedsel (bijvoorbeeld het verschil tussen veld waar de energiewaarde van het voedsel lager is dan het lab waar de energiewaarde hoger ligt) verdisconteerd worden. Hierdoor is de methode bruikbaar voor meerdere compartimenten en trofische niveaus.

3.1.3 *Doorvergiftiging in normstelling voor PCB's*

In Verbruggen en Brand (2014) zijn voorstellen gedaan voor nieuwe maximale waarden voor PCB's. Tot op heden waren er geen wetenschappelijk onderbouwde maximale waarden voor PCB's beschikbaar. De huidige maximale waarden voor PCB's zijn gebaseerd

op een generieke achtergrondwaarde van 0,02 mg/kg d.g. voor PCB's in bodem.

Doorvergiftiging is voor PCB's een kritische factor ten opzichte van directe toxiciteit. Daarom is besloten om bij de afleiding van de nieuwe maximale waarden doorvergiftiging in beschouwing te nemen. Gezien de grote hoeveelheid aan beschikbare literatuur met betrekking tot de toxiciteit van PCB's en de tijdsinspanning die het zou kosten om deze te evalueren, is besloten om de NOEC (No Observed Effect Concentration) voor marterachtigen als uitgangspunt te hanteren. Marterachtigen zijn zeer kwetsbaar voor doorvergiftiging van PCB's. Uiteindelijk bleek de NOEC ($2,8 \cdot 10^{-3}$ mg/kg d.g.) bijna een factor 1200 lager te liggen dan de grenswaarde voor directe toxiciteit (3,4 mg/kg d.s. uit Lijzen et al. 2001). Beleidsmatig is ervoor gekozen om voor de maximale waarden wonen, de eerder gehanteerde waarde van twee keer de achtergrondwaarde voor PCB's (0,04 mg/kg d.w.) te handhaven.

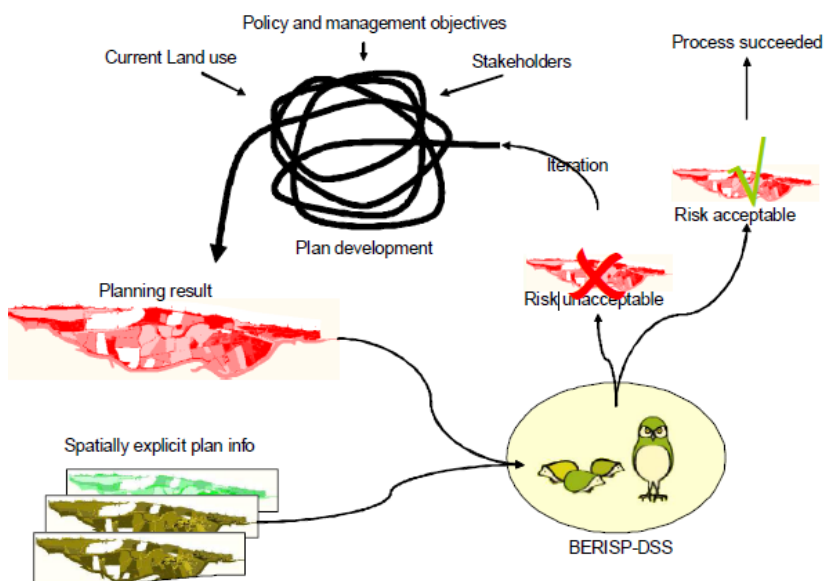
3.2 Risicobeoordeling

Voor het bepalen van het risico op doorvergiftiging van verontreiniging in de voedselketen worden vaak organismen verzameld in het veld. Vervolgens wordt met de verkregen resultaten een modellering uitgevoerd waarbij de risico's van doorvergiftiging bij hogere organismen bepaald worden. Het doel hiervan is te bepalen of doorvergiftiging van de verontreiniging in de voedselketen mogelijk is. Voor het berekenen van de doorvergiftiging in de voedselketen zijn verschillende modellen beschikbaar, hierna zullende de modellen BERISP, OMEGA en SEDIAS kort worden beschreven.

3.2.1

Breaking Ecotoxicological Restraints in Spatial Planning (BERISP)

Binnen het project BERISP is een Decision Support System (BERISP-DSS) ontwikkeld dat gebruikt kan worden om toekomstig (verschillend) landgebruik van een locatie te onderzoeken op mogelijk risico's van aanwezige verontreinigingen voor hogere organismen en te vergelijken met het huidige gebruik (zie Figuur 3.1). In deze vergelijking wordt rekening gehouden met de verschillende kenmerken van landgebruik en habitatten in relatie tot risico's die verontreinigingen vormen voor de daarin levende organismen.



Figuur 3.1: Conceptueel model van de rol van BERISP in de ruimtelijke planning (overgenomen uit Van den Brink, 2013)

Het DSS is gebaseerd op twee concepten, te weten het habitatgebruik en het foerageergedrag van organismen en het voedselweb met daarin de relaties tussen de organismen die de accumulatie in de toppredator bepalen. Daarnaast is het mogelijk om de effecten van bodemeigenschappen op de biobeschikbaarheid van verontreinigingen te wegen.

Er is gedetailleerde informatie nodig om een beoordeling met BERISP-DSS te kunnen uitvoeren. Zo is er o.a. informatie nodig over soorten verontreinigingen, en fysische, chemische en biologische kenmerken van de locatie, maar er is ook informatie nodig over de wensen en standpunten van relevante stakeholders, toekomstplannen, doelstellingen en het huidige gebruik van een locatie. Voor een nadere beschrijving van BERSIP-DSS wordt verwezen naar de website www.BERISP.org of de handleiding van BERISP (Van den Brink, 2013). Hierna zal worden ingegaan op het aspect doorvergiftiging in BERISP-DSS.

Het aspect doorvergiftiging maakt onderdeel uit van de modellen in BERISP-DSS, waarbij de opname en uitscheiding van de verontreinigingen per organisme worden berekend. Hieruit volgen de concentraties in het organisme. De berekening vindt plaats aan de hand van relatief simpele één-compartiment modellen.

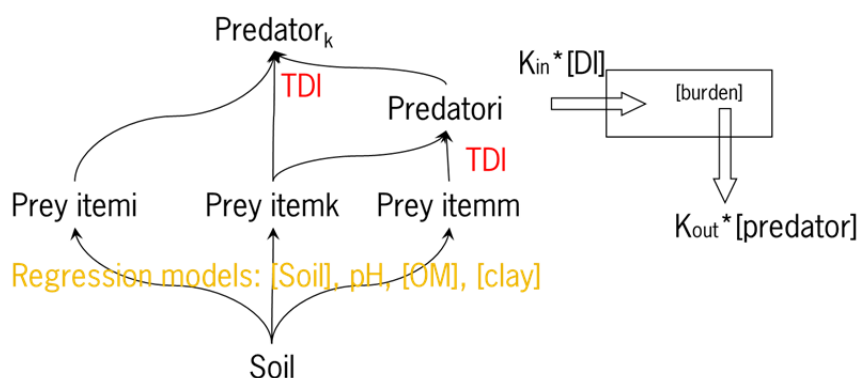
Grofweg gaat de berekening als volgt:

K_{in} (input) = een constante die de opname over de darm bepaalt, met andere woorden, welk deel van de in het voedsel aanwezige stof uiteindelijk wordt opgenomen.

K_{out} (output) = de constante die de dagelijkse uitscheiding van de stof uit het lichaam bepaalt.

Het verschil in input en output (burden) blijft in het lichaam (zie Figuur 3.2). De opname van een stof in een organisme is afhankelijk van de concentraties in het dieet, de samenstelling van het dieet, de totale voedselopname, en de absorptie-efficiëntie over de darm. De

uitscheiding is afhankelijk van de interne concentraties in het organisme. De benodigde informatie voor het organisme is generiek van aard en dus niet locatiespecifiek. Voor de invulling van de abiotische factoren van de locatie zijn wel locatiespecifiek gegevens noodzakelijk.



Figuur 3.2: Het principe van bioaccumulatie in de voedselketen volgens BERIPS-DSS (overgenomen uit Van den Brink et al. 2014)

De hoeveelheid stof die wordt uitgescheiden door een organisme, loopt op naarmate de interne concentraties oplopen. Bij een stabiele situatie zou er uiteindelijk een evenwicht ontstaan waarbij de uitscheiding van de verontreiniging ongeveer even groot is als de opname. De uiteindelijke concentraties in de organismen zijn daarmee ook afhankelijk van de leeftijd van het organisme. In BERISP wordt tijdsvariatie (bijvoorbeeld seizoensdynamiek in voorkomen prooien) niet beschouwd.

De interne concentraties kunnen vervolgens worden vergeleken met toxiciteitsdata om een uitspraak te doen over de gevolgen van de opname van verontreinigingen in de voedselketen bij verschillende (toekomstige) landgebruiken. Echter de toxiciteitsdata op basis van interne concentraties kunnen schaars zijn. Opgemerkt dient te worden dat de opnamemodellen in principe ook niet-ruimtelijk specifiek kunnen worden gebruikt om bijvoorbeeld interne concentraties (risicogrenzen) terug te rekenen naar bodemconcentraties, waarbij een bepaald voedselweb aangenomen dient te worden.

3.2.2

OMEGA

Het model OMEGA (6.0) is ontwikkeld om de risico's van blootstelling van planten, dieren en bodemprocessen aan toxische stoffen te bepalen indien er sprake is van bijvoorbeeld natuurontwikkeling, bodemsanering en/of bescherming van gevoelige soorten. OMEGA kan ondersteunen in de berekening van de fractie bedreigde soorten en identificatie van de meest bedreigde soortgroepen voor zowel droge als natte situaties. Door middel van een parallelle beoordeling worden de gevolgen van de *directe effecten* op lagere organismen in het ecosysteem en van de *doorvergiftigingsrisico's* voor vogels en zoogdieren beoordeeld (zie Figuur 3.3) (Tonkes, 2006; Durand-Huizing, 2004). De stoffen waarvoor in OMEGA rekening kan worden gehouden met doorvergiftiging, zijn beschreven in Tabel 3.1.

Hoewel het gedachtegoed uit OMEGA en het OMEGA-model zelf nog wel gebruikt worden, dateert de laatste update van het model uit 2006.

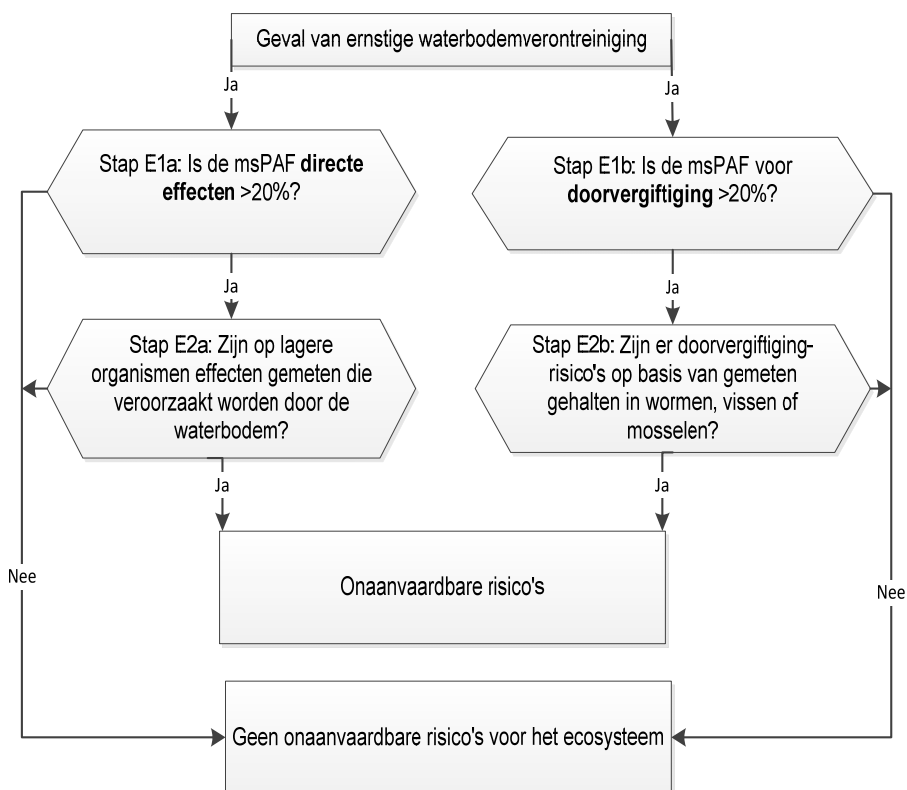
OMEGA wordt vooral gebruikt voor de beoordeling van waterbodems, maar kan evengoed voor de droge delen van de waterbodem, zoals uiterwaarden worden gebruikt. Hiervoor worden dezelfde stappen doorlopen als bij de natte situaties maar dient de specifieke invoer voor een droge situatie te worden toegepast. Hiermee worden de effecten voor terrestrische (landgebonden) organismen ingeschat. De berekeningen voor een msPAF worden eveneens gebaseerd op chronische effectgegevens van terrestrische organismen (Tonkes, 2006).

Tabel 3.1: Voor doorvergiftiging relevante stoffen in het model OMEGA (Rush et al. 2008)

Metalen	PCB's	Organochloor- bestrijdingsmiddelen	Overige stoffen
Cadmium Kwik Koper	28* 53* 101* 118* 138* 153* 180*	Aldrin Dieldrin Endrin Endosulfan Pentachloorfenol Pentachloorbenzeen* Hexachloorbenzeen DDD DDE DDT heptachloor Heptachloorepoxide* a-HCH* b-HCH* Lindaan Chloordaan	Carbofuran Chloorpyrifos Fenthion Quintozeen* Thiram*

* Hiervoor bestaat geen PAF-curve, omdat er te weinig gegevens beschikbaar zijn.

Deze rapportage zal zich beperken tot stappen E1b en E2b welke betrekking hebben op doorvergiftiging op de (water)bodem.



Figuur 3.3: Beoordeling van ecologische risico's in het programma OMEGA

Figuur 3.3 geldt voor zowel waterbodems als drooggevallen waterbodems. Voor stap E2b geldt voor drooggevallen waterbodems dat gemeten gehalten in wormen en overige terrestrische organismen (zoogdieren en vogels die geen vis eten) noodzakelijk zijn (Tonkes, 2006).

Voor een eerste inschatting van de doorvergiftiging (stap E1b) vindt berekening van de potentieel aangetaste fractie (msPAF, meer stoffen PAF) plaats. De msPAF betreft het percentage van soorten dat bij de gegeven gehalten aan stoffen in de waterbodems onbeschermd is en dus effecten kan ondervinden. De msPAF wordt vastgesteld aan de hand van een SSD (Species Sensitivity Distribution). Een SSD is een curve die gebaseerd is op effecten die zijn waargenomen bij een verzameling van soorten.

Omdat OMEGA is ontwikkeld om de risico's van blootstelling van planten, dieren en bodemprocessen aan toxische stoffen te bepalen, berekent het model per gehalte of per concentratie de msPAF aan de hand van toxiciteitsgegevens van een stof of voor het totaal aan stoffen (msPAF) uit. Bij de eerste inschatting wordt gebruikgemaakt van beschikbare gehalten of (poriewater)concentraties. Een omissie hierin is dat toxiciteitsgegevens voor het afleiden van een soortgevoeligheidsverdeling (SSD) niet voor alle stoffen beschikbaar zijn. Om toch een beoordeling te kunnen uitvoeren, kan er ook getoetst worden aan een Ernstig risico (ER) of aan 10 x Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) (Tonkes, 2006).

In stap E1b gaat het bij de beoordeling alleen om de stoffen waarvoor risico's op doorvergiftiging relevant zijn. Voor deze stoffen wordt de msPAF voor doorvergiftiging bepaald. Bij een msPAF >20% kan de risicobeoordeling worden vervolgd met stap E2b omdat er mogelijk sprake is van doorvergiftiging. Indien de invoer resulteert in een msPAF <20%, dan mag worden aangenomen dat de verontreiniging niet tot onaanvaardbare doorvergiftigingsrisico's leidt. Als er aanwijzingen zijn dat andere verdachte stoffen voorkomen, waarvoor geen meetwaarden of toetsingscriteria beschikbaar zijn (bijvoorbeeld de zogenaamde 'vergeten stoffen'), kan de beoordeling direct vervolgd worden met stap E2 (Tonkes, 2006).

In stap E2b worden de gehalten in wormen, vissen (aal) of mosselen gemeten en beoordeeld. De gehalten aan metalen en aan de waterbodembrelevante organische microverontreinigingen worden daarbij vastgesteld in de organismen. Met OMEGA wordt vervolgens de doorvergiftiging naar mossel- of visetende vogels en zoogdieren berekend. Bij een msPAF groter dan 20% is sprake van onaanvaardbare risico's. Als er geen SSD beschikbaar is voor een stof, wordt getoetst aan het ER of 10 x MTR (Tonkes, 2006).

3.2.3 *SEDIAS oevergebieden*

Het model SEDIAS (sediment assistent) oevergebieden faciliteert de voorgestelde berekeningen die in de Handreiking beoordelen waterbodems worden voorgeschreven. Een voorbeeld hiervan is het berekenen van de PAF voor hogere organismen in oevergebieden. In SEDIAS kan rekening worden gehouden met doorvergiftiging in de voedselketen. Het model heeft hiervoor de parameters overgenomen van het OMEGA model. Er is een beperkt aantal SSD's (waaruit de msPAF voor hogere organismen wordt afgeleid) voor doorvergiftiging afgeleid (o.a. de stoffen cadmium, PCBs en Hexahloorbenzeen). Om de effecten te kwantificeren zijn onderzoeken met proefdieren gebruikt die op basis van energie-inhoud zijn vertaald naar de organismen die in de aquatische omgeving relevant zijn (Wintersen et al.2014).

4 Ervaringen uit de praktijk

Voor de ervaringen uit praktijk is contact opgenomen met personen die ervaring hebben met ecologische risicobeoordeling en sanering van locaties. Eveneens zijn ervaringen binnen het RIVM geïnventariseerd. De reacties zijn hieronder samengevat per thema.

Relevante vragen waren:

- Welke type onderzoek wordt er uitgevoerd?
- Wat zijn de ervaringen met dit onderzoek?
- Hoe worden de uitkomsten beoordeeld?

Een algemene opmerking die door meerdere ondervraagden is genoemd, is dat sinds de invoering van de Maatschappelijke Afweging (2012) in stap 3 van het Saneringscriterium het aantal uitgevoerde locatiespecifieke ecologische onderzoeken sterk is afgenomen. Door enkele ondervraagden is hiervoor een screeningsmethode ontwikkeld waarmee al tijdens de Maatschappelijke Afweging doormiddel van een kwetsbaarheidsanalyse tezamen met kennis over de ecologie en de bodemverontreiniging een kwantitatieve onderbouwing kan worden gegeven van de doorvergiftigingsrisico's. Deze methode is echter geen vrij beschikbare methode.

In meer algemene zin is de wijze waarop er onderzoek in de praktijk plaatsvindt naar doorvergiftiging in drie categorieën onder te verdelen:

- Meten;
- Modelleren;
- Analyse op basis van literatuur- of monitoringsgegevens.

Binnen een onderzoek kunnen meerdere categorieën toegepast worden. Bij de opzet van een Triade-onderzoek wordt vastgesteld of er mogelijke risico's op doorvergiftiging aanwezig zijn. Dit gebeurt meestal op basis van kenmerken en monitoringsgegevens van de locatie. Bijvoorbeeld wanneer bekend is dat in een natuurgebied grote grazers of predatoren voorkomen (mollen, roofvogels). Daarbij wordt vaak ook een afweging gemaakt of het realistisch is om risico's op doorvergiftiging te verwachten (hoogte concentratie verontreiniging, voorkomen organismen, oppervlakteverontreiniging, type verontreiniging, type voedselweb). Het onderbouwen met literatuurgegevens en beschrijven van deze afweging zou deel uit kunnen maken van de rapportage van het Triade-onderzoek en de maatschappelijke afweging.

4.1 Meten

Planten en dieren (ongewervelden, zoals regenwormen en pissebedden) die op een verontreinigde locatie voorkomen, worden onderzocht op gehalten van verontreinigden stoffen. Hierbij wordt gezocht naar representatieve soorten, passend in een doorvergiftigingsroute, waar bij voorkeur ook literatuurgegevens van beschikbaar zijn.

De interne gehalten van planten of dieren worden vergeleken met organismen van referentielocaties om vast te stellen of er een verschil is. Een verhoogd gehalte van een stof betekent niet per definitie dat het organisme daar effecten van ondervindt of dat er een risico is op doorvergiftiging.

4.2 Modelleren

Via specifieke transferrelaties en modellen kan aan de hand van de concentraties in de bodem en in het organisme bepaald worden of er relevante doorvergiftiging plaatsvindt. Voor een deel van de stoffen en blootstellingsroutes zijn modellen of transferrelaties beschikbaar.

Modelmatig kan worden gewerkt met bioaccumulatiefactoren (BAFs) of met Daily Intakes (toegepast in BERISP). BAFs zijn eenvoudiger toepasbaar; dit maakt ze geschikt voor een eerste screening. De Daily Intake aanpak is uitgebreider, omdat daar ecologische relevante elementen ingebouwd kunnen worden, zoals de dieetvariatie, seizoensvariatie, etc. Afhankelijk van het type vraag en het type locatie zijn er verschillende aanpakken mogelijk.

Een andere mogelijkheid is om uit te gaan van specifieke doorvergiftigingsscenario's, met vastgestelde voedselketens waarvan je kunt verwachten dat deze gevoelig zijn. Voorbeelden zijn:

Terrestrisch:

- Bodem - worm – wormeter (egel, spitsmuis of das) – roofdier (buizerd, torenvalk, uil, marter, hermelijn;

Aquatisch sediment:

- Water – watervlo – vis - aalscholver/zeearend.

Een deel van de parameters zal dan ketenafhankelijk zijn (dieet, seizoen dynamiek, etc.), een deel stofafhankelijk (opname, uitscheiding, etc.) en een deel van beide (metabolisme). Afhankelijk van de omvang van de locatie en de potentiële saneringskosten, kan een modellering van deze scenario's kostendekkend zijn.

Er is geen kader dat aangeeft welke relaties of welk model toegepast moeten worden. Het OMEGA model, zie paragraaf 3.2.1 voor een toelichting, heeft deze relaties geformaliseerd voor meerdere organismen.

Voor de meeste eenvoudige modellen en relaties worden aannamen gedaan op het gebied van blootstelling. Dit houdt bijvoorbeeld in dat 100% van het voedsel van een organisme is verontreinigd, dat een organisme zich alleen voedt op het verontreinigde terrein en dat een organisme geen ander voedsel eet. In de meer geavanceerde modellen, zoals BERISP, is de concentratie van een stof in de verschillende dieetitems afhankelijk van de eigenschappen en positie in het voedselweb. Voor veel vogels en zoogdieren geldt dat ze meer eten dan één planten- of diersoort, dat ze een groter foerageergebied hebben en dat ze ook minder verontreinigd voedsel binnen kunnen krijgen. De omvang van de verontreinigde locatie is dus van belang.

Bij gebrek aan relevante toxiciteitsgegevens is het onvermijdelijk dat er gebruik gemaakt wordt van gegevens van organismen die enigszins vergelijkbaar zijn. Deze informatie dient gebruikt te worden bij de interpretatie van de resultaten van de modellen.

4.3 Analyse op basis van literatuur- en monitoringsgegevens

In sommige onderzoeken worden literatuurgegevens en inventarisatiesgegevens gebruikt om theoretisch te bepalen of er doorvergiftigingsrisico's zijn. Aan de hand van de inventarisatiesgegevens wordt duidelijk welke hogere organismen aanwezig zijn. Als blijkt dat deze organismen een substantieel deel van hun voedsel zouden kunnen verkrijgen van de verontreinigde locatie, dan wordt onderzocht of de concentraties van de verontreinigende stoffen in de bodem tot toxiciteitseffecten bij het organisme kunnen leiden. Daarbij worden ook transferrelaties of modellen gebruikt om een vertaling te maken van de concentratie in de bodem naar het hogere organisme.

De resultaten van doorvergiftigingsonderzoek in een Triade kunnen soms niet eenvoudig worden weergegeven (schaling van resultaten), zoals voor andere onderdelen van de Triade het geval is. In de vraagesprekken werd aangegeven dat men behoefte heeft aan een stappenplan of richtlijn waarin beschreven wordt hoe de resultaten voor bioaccumulatie en doorvergiftiging verwerkt kunnen worden in de risicobeoordeling.

4.4 Onderzoeken

In de praktijk worden niet veel onderzoeken naar doorvergiftiging uitgevoerd, hiervoor worden verschillende redenen aangevoerd:

- Het aantal verontreinigde locaties waarvoor een risicobeoordeling voor alleen ecologie moet worden uitgevoerd, is beperkt. Dit maakt dat bevoegde overheden relatief weinig kennis en ervaring hebben met ecologische risicobeoordelingen en Triade-onderzoeken;
- De invoering van de Maatschappelijke Afweging heeft het bovenstaande effect versterkt;
- Een uitgebreid onderzoek, waarbij ook hogere organismen zelf worden onderzocht (zoals bloedmonsters, broedsucces, etc.) is tijdrovend en kostbaar;
- Het verontreinigd oppervlak is relatief klein in vergelijking met het foerageergebied van hogere organismen;
- Opdrachtgevers zijn onzeker wat te doen met de uitkomsten van een Triade-onderzoek in het algemeen (hoe deze te interpreteren) en dit heeft ook zijn uitwerking op het meenemen van het aspect doorvergiftiging.

5 Conclusie & aanbevelingen

5.1 Conclusies & aanbeveling

5.1.1 Normstelling

In de normstelling voor bodem was het tot op heden niet gebruikelijk om het aspect doorvergiftiging mee te wegen met uitzondering van de maximale waarde industrie voor enkele relevante stoffen (cadmium, kwik en lood). Door doorvergiftiging van stoffen in de normstelling op te nemen wordt een onderschatting van het risico voor ecologie voorkomen. Bovendien kan door locatiespecifiek rekening te houden met doorvergiftiging van stoffen een meer kosten-efficiënte afweging van sanerings- en beheersmaatregelen gemaakt worden.

Er worden momenteel acties ondernomen om stoffen te evalueren op de potentie van doorvergiftiging, zoals Drins en DDT/DDD en DDE. De resultaten daarvan worden begin 2015 verwacht.

Momenteel zijn er drie verschillende methoden beschikbaar voor het beschouwen van doorvergiftiging in de normstelling, te weten een methode gebaseerd op de concentratie in het dieet van een organisme (REACH methode), een methode gebaseerd op een dosis per lichaamsgewicht (EFSA methode) en een nieuwe methode welke gebaseerd is op het type voedsel van een organisme en het energieverbruik (Verbruggen, 2014). De laatste methode ondervangt een aantal tekortkomingen van de eerste twee methoden.

Voor sommige verontreinigingen is het voor het afleiden van risicogrenzen noodzakelijk om een aangepaste procedure te hanteren, bijvoorbeeld bij de beoordeling van zeer grote hoeveelheden literatuurgegevens binnen beperkte tijd. De gehanteerde aanpak van PCB's is hier een voorbeeld van (Verbruggen en Brand, 2014). Hoewel de onderbouwing van deze methode niet zo uitgebreid is als op basis van SSD's, blijkt hieruit wel of doorvergiftiging een gevoeliger eindpunt is dan directe toxiciteit van stoffen. Dit is met name relevant voor normstelling maar is tevens van belang voor bodembeheer (grondverzet) en als eerste stap in locatiebeoordeling.

5.1.2 Risicobeoordeling

Voor de risicobeoordeling van bodemverontreinigingen zijn verschillende modellen beschikbaar om de mogelijke kans op doorvergiftiging in de ecologische voedselketen te beoordelen (zie ook hoofdstuk 3). Toch vraagt het gebruik van deze methoden vaak eigen invulling van de beoordelaar. Bij navraag bij een aantal partijen uit de praktijk bleek onder andere het volgende te spelen.

- Er is geen standaard werkwijze beschikbaar voor beoordeling van doorvergiftiging;
- Het is nu nog niet mogelijk om de resultaten van doorvergiftigingsonderzoek te schalen. Dit is een essentieel onderdeel van de verwerking van resultaten in een Triade-onderzoek, waardoor de resultaten alleen bruikbaar zijn als expert judgement-informatie;

- Voor kleine locaties kan veldonderzoek gedaan worden, maar de vertaling daarvan naar een realistisch doorvergiftigingsrisico is niet mogelijk (ontbreken juiste modellen, overschatting risico in eenvoudige modellen door grootte locatie);
- Voor grote locaties met kwetsbare voedselketens (uiterwaarden, cadmium) is het zinvol en financieel rendabel om via onderzoek in het veld doorvergiftigingsrisico's vast te stellen gezien het alternatief van een mogelijk sanering.

5.2 Toekomstvisie

Er is behoefte aan een uniforme methode om doorvergiftigingsrisico's op een locatie te onderzoeken en interpreteren. In deze methode moet aandacht zijn voor de omvang van de locatie, de verontreinigende stoffen, de organismen die ter plaatse voor komen, etc.

Het aantal locaties dat in de toekomst beoordeeld moet worden is beperkt (ongeveer 200 locaties). Nieuwe stoffen zoals PFOS kunnen het aantal locaties nog doen toenemen, maar de urgentie om nieuwe methoden in dit kader te ontwikkelen zal naar verwachting laag zijn. Los van de saneringslocatie of het beheer van een locatie is het van belang om te weten of doorvergiftiging kan optreden en welke maatregelen je kunt nemen om deze risico's te verminderen. Een eventuele nieuwe te ontwikkelen methode zou hier rekening mee moeten houden (zie de rapportage over handelingsperspectieven op www.sanscrit.nl).

Zo kan bij het onderzoek ook al rekening worden gehouden met mogelijke handelingsperspectieven, ofwel: welke maatregelen kunnen er genomen worden om de accumulatie in de keten te doorbreken? Hierbij valt te denken aan maaibeheer of aanplantbeheer.

Om een grove snelle schatting te maken of een stof mogelijk gevoelig is voor doorvergiftiging zou ter indicatie gebruik kunnen worden gemaakt van toxiciteitsdata in oppervlaktewater omdat hierover meer informatie beschikbaar is. Als doorvergiftiging een rol blijkt te spelen in de aquatische voedselketen, is het zinvol om in de literatuur te zoeken naar informatie over de terrestrische voedselketen. Als hieruit blijkt dat er duidelijke aanwijzingen zijn voor doorvergiftiging, dan is er aanleiding voor nader onderzoek op de locatie.

Literatuur

Beek M.A., (2002). Risicogetallen voor doorvergiftiging voor hogere organismen. RWS-RIZA, Lelystad, Nederland. RIZA-werkdocument nr 2002.182X

Brink Van den N., (2013). Breaking ecotoxicological restraints in spatial planning (BERISP). Manual for the BERISP-DSS. Alterra, Wageningen, Nederland

Brink Van den N., Baveco H., Vermeulen F., Coen De W., (2014). Presentatie: Food web accumulation in a structured environment. www.BERISP.org retrieved on 12 november 2014

Dirven-Van Breemen E.M., Lijzen J.P.A., Van Vlaardingen P.L.A., Spijker J., Verbruggen E.M.J., Swartjes F.A., Groenenberg J.E., Rutgers M., (2007). Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. Rijksinstituut voor de volksgezondheid en milieu, Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 711701 053

Durand Huiting A.M., (2004). Handleiding en achtergronden OMEGA 6.0. Witteveen+Bos Deventer/RWS RIZA, Lelystad, Nederland. RIZA werkdocument 2004.132X gewijzigd, versie 6.0, juli 2006, F.P. van den Ende, RWS RIZA. http://www.helpdeskwater.nl/algemene-onderdelen/structuur-pagina/zoeken-site/@16498/omega_6_1/ (Retrieved on 19september 2014)

EC, (2003). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/9/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. Ispra, Italy: European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection, Joint Research Centre. Report nr. EUR 20418 EN/2. 337 pp.

EC, (2011). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive(2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Brussels, Belgium: European Commission. Report nr. Technical Report - 2011 - 055. Communities E.204 pp.

EFSA. 2009. Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals. Parma, Italy: European Food Safety Authority. Authority EFS.358 pp.

Lijzen J.P.A., Baars A.J., Otte P.F., Rikken M.G.J., Swartjes F.A., Verbruggen E.M.J., Van Wezel A.P., (2001). Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits in soil, sediment and groundwater. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands. RIVM report no. 711701 023

Mesman M., Schouten A.J., Rutgers M., (2011). Handreiking Triade 2011 Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het Saneringscriterium. Rijksinstituut voor de volksgezondheid en milieu, Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 607711 003

Rusch B.M., Schmidt C.A., Osté L.A., Tonkes M., Lourens J., Van den Ende F., Maas J.L., (2008). Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodems. Rijkswaterstaat, Waterdienst, Lelystad, Nederland. Versie 14 februari 2008

Soilpedia (2014). Bodemstress door bodemverontreinigingen. <http://www.soilpedia.nl/Wikipaginas/bodemstress%20door%20bodemverontreinigingen.aspx> Retrieved on 29 augustus 2014

Staatscourant (2013). Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013. Staatscourant Jaargang 2013 Nr. 16675. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2013-16675.html> Retrieved on 1 september 2014

Swartjes F.A. Ed. (2011). Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application. Chapter 13: Introduction to ecological risk assessment. By Swartjes F.A., Breure A.M., Beaulieu M. Springer, Londen. ISBN 978-90-481-9756-9

TCB, (2008). Advies Ecologische onderbouwing bodemnormstelling. Technische Commissie Bodem, Den Haag, Nederland. Advies TCBA045(2008)

Tonkes M., (2006). Handleiding sanering waterbodems. AKWA, Lelystad Nederland. AKWA rapport 05.006

Verbruggen E.M.J., (2014). New method for the derivation of risk limits for secondary poisoning. Rijksinstituut voor de volksgezondheid en milieu, Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 2014-0097

Verbruggen E.M.J. en Brand E., (2014). Science-based standards for contamination with PCBs in the soil. Proposals for environmental risk limits and maximum values. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu, Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 607711 017

VROM, (2008). NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, Den Haag. <http://www.rwsleefomgeving.nl/onderwerpen/bodem-ondergrond/bbk/instrumenten/nobo/> retrieved on 29 augustus2014

Wintersen A., Osté L., Mesman M., Lijzen J., (2014). Toepassing van Toxische druk in beoordelingsinstrumenten. Rijksinstituut voor de volksgezondheid en milieu, Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 607711016

Wagelmans M., Derksen J.G.M., Kools S.A.E., Faber J., Van der Pol J., Mesman M., Lud D. (2009). PTS808 Evaluatie van de toepassing van TRIADE bij het beoordelen van ecologische risico's. SKB project 2007.2965/5933, Bioclear, Groningen

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag