



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

**Discussienotitie normstelling
ecologische risico's**
Onderzoeksprogramma 2012-2014

RIVM briefrapport 607711008/2012
M. Mesman | J.P.A. Lijzen



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

Discussienotitie normstelling ecologische risico's

Onderzoeksprogramma 2012-2014

RIVM Briefrapport 607711008/2012
M. Mesman | J.P.A. Lijzen

Colofon

© RIVM 2012

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'.

Miranda Mesman, RIVM
Johannes Lijzen, RIVM

Contact:
Miranda Mesman
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling (LER)
Miranda.Mesman@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, in het kader van het project Bodemkwaliteit en Risicobeoordeling, M/607711.

Rapport in het kort

Discussienotitie normstelling ecologische risico's

Het ministerie van Infrastructuur en Milieu heeft het voornemen na 2015 het Besluit bodemkwaliteit te herzien. Voor het beleidsproces dat daarvoor start in 2015 is informatie nodig over de normstelling voor ecologische risico's. Het RIVM zet in deze discussienotitie de lijnen uit en stelt prioriteiten voor het onderzoek dat die informatie moet leveren. Hiervoor zijn gesprekken gevoerd met wetenschappers van diverse universiteiten, en met beleidsambtenaren binnen diverse directies binnen het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM).

Diverse onderdelen waarmee de ecologische normstelling voor bodem en grondwater wordt onderbouwd, kunnen worden aangepast aan nieuwe wetenschappelijke inzichten. Daarnaast is het gewenst oplossingen te vinden voor knelpunten die zich in de praktijk voordoen. Het onderzoeksprogramma stelt voor te focussen op vier thema's.

Als eerste is het van belang de gegevens die binnen de bodemnormstelling worden gebruikt voor de zogeheten bodemtypecorrectie aan te passen aan de nieuwste wetenschappelijke inzichten. Bij de bodemtypecorrectie wordt de algemene bodemnorm voor een stof in Nederland omgerekend naar de lokale bodemchemische situatie. Het onderzoek is erop gericht de nieuwe gegevens uit te werken en te implementeren in een wetenschappelijk onderbouwde methode voor de bodemtypecorrectie.

Als tweede is de implementatie nodig van een methode om de zogeheten biologische beschikbaarheid van een stof te meten en te beoordelen. Tot nu toe wordt voor de normstelling van een stof uitgegaan van de totale concentratie van een stof die zich in de bodem bevindt. Organismen in de bodem worden niet aan deze totale concentratie blootgesteld, maar aan het 'biobeschikbare deel'.

Als derde is het belangrijk om een consistent gebruik te creëren van de 'soortgevoeligheidsverdelingen' (SSD's) in de normstelling en risicobeoordeling. Dit is een statistische methode om gegevens over de giftige effecten van stoffen voor organismen weer te geven. Zowel binnen Nederland als binnen Europa worden ze op uiteenlopende wijze gebruikt.

Ten slotte is meer inzicht nodig in de gegevens die worden gebruikt om normen voor ecologische risico's te bepalen. Deze normen kunnen op verouderde of een beperkte hoeveelheid gegevens zijn gebaseerd.

Trefwoorden:

bodem, onderzoeksprogramma, ecologische risico's, normstelling

Abstract

Setting quality standards for ecological risks, a discussion document

The Ministry of Infrastructure and the Environment (IenM) intends to revise the Soil Quality Decree after 2015. Preceding the policy process, which starts in 2015, information is required about the setting of the quality standards for ecological risks. In this discussion paper, the Netherlands Institute for Public Health and the Environment (RIVM) sets the objectives and priorities for the research that will provide the above-mentioned information. For this purpose, interviews have been held with scientists from various universities, and policy-makers from different departments within the IenM Ministry.

Various components that substantiate the ecological standards for soil and groundwater can be adapted according to new scientific insights. In addition, it is desirable to find solutions for problems that are encountered in practice. The proposed research will focus on four themes.

Firstly, it is important that the data used within the soil quality standards for the so-called soil type correction are adapted to the latest scientific findings. The soil type correction converts the general soil standard for a substance in the Netherlands to the local soil chemical status. The research is aimed at elaborating the new data and implementing it into a scientifically based method for the soil type correction.

The second theme is the implementation of the method used to measure and assess the so-called bioavailability of a substance. Up to now, the quality standards for a substance have been based on the total concentration of a substance in the soil. Organisms in the soil are not exposed to this total concentration, but to the 'bioavailable part'.

Thirdly, it is important to create a consistent use of 'species sensitivity distributions' (SSD) in the standard setting and risk assessment. This is a statistical method for displaying data on the toxic effects of substances for organisms. The SSDs can be used in various ways both in the Netherlands and in Europe.

Finally, more insight is necessary into the data used to set standards for determining ecological risks. These standards may have been based on outdated or limited data.

Keywords:

soil, research programme, ecological risks, setting quality standards

Inhoud

| | |
|----------|--|
| 1 | Inleiding—6 |
| 1.1 | Aanleiding—6 |
| 1.2 | Doelstelling—7 |
| 1.3 | Werkwijze—7 |
| 1.4 | Leeswijzer—8 |
| 2 | Huidige situatie bodemnormstelling—9 |
| 2.1 | Huidige situatie—9 |
| 2.2 | Onderwerpen voor verder onderzoek—14 |
| 2.3 | Toekomst—18 |
| 2.4 | Ontwikkelingen vanuit het beleid—21 |
| 2.5 | Ontwikkelingen in 2012 en verder—22 |
| 3 | Onderzoekslijnen—23 |
| 3.1 | Aandachtspunten—23 |
| 3.2 | Onderzoekslijnen—23 |
| 4 | Onderzoeksprogramma—28 |
| | Literatuur—29 |
| | Bijlage 1 Lijst van geïnterviewden—31 |

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Vanaf begin jaren tachtig van de vorige eeuw zijn in Nederland normen voor de bodem van kracht. Sinds het invoeren van de bodemnormstelling zijn er vele zaken veranderd, zowel op wetenschappelijk als maatschappelijk gebied.

Lekkerkerk

Na de ontdekking van de bodemverontreiniging in Lekkerkerk in 1980 realiseerde men zich dat we de bodem niet als een bodemloze afvalput konden gebruiken. De gezondheid van de mens en de kwaliteit en het functioneren van het ecosysteem liepen gevaar. In reactie hierop zijn de zogeheten ABC-waarden voor de bodem afgeleid. In 1994 zijn deze waarden vervangen door de Streef- en Interventiewaarden. Het uitgangspunt was hierbij dat bij overschrijding van de Interventiewaarden de bodem multifunctioneel gesaneerd moest worden. Ofwel de bodem zodanig schoonmaken dat die weer in staat was alle functies te kunnen verrichten.

Functiegericht

Naarmate de saneringslocaties beter in beeld kwamen en ook de daaruit voortkomende saneringskosten, werd het beleid bijgesteld. Multifunctioneel saneren was geen haalbare doelstelling meer voor alle locaties in Nederland. Te kostbaar, praktisch soms onuitvoerbaar en met een beperkt maatschappelijk draagvlak (Beleidsvernieuwing Bodemsanering, BEVER, 1997). De inzet van de rijksoverheid werd, vanaf 1997, om de bodem te saneren tot het niveau dat het de functie kon vervullen waarvoor het bedoeld was. Voor natuurgebieden werd de lat hoog gelegd, voor industrie een stuk lager.

Decentralisatie

De rijksoverheid trekt zich terug en laat steeds meer de regie en verantwoordelijkheid over aan de lokale overheden (Beleidsbrief bodem 2003, Convenant Bodem 2009). Deze beleidslijn is uitgewerkt in onder andere het Besluit bodemkwaliteit (Bbk), dat in 2008 is ingevoerd in Nederland. Met dit besluit zijn een aantal veranderingen in het bodembeleid doorgevoerd, zoals de verdergaande decentralisatie van het bodembeleid. Gemeenten zijn nu in de gelegenheid om Lokale Maximale Waarden af te leiden voor hun gemeenten op basis van de lokale situatie. Ter ondersteuning van gemeenten zijn daarvoor instrumenten ontwikkeld, zoals de bodemkwaliteitskaarten en de Risicotoolbox Bodem.

Evaluatie Besluit bodemkwaliteit

In 2010 is door AgentschapNL het Besluit bodemkwaliteit geëvalueerd (Gadella, 2011). Daaruit kwam naar voren dat voor bepaalde stoffen knelpunten zijn bij het hergebruik van grond en baggerspecie. Voor een deel zijn deze knelpunten opgelost, voor andere knelpunten zijn tijdelijke oplossingen bedacht. Structurele oplossingen kunnen nog niet op korte termijn worden doorgevoerd. De eerste mogelijkheid daarvoor doet zich voor bij de geplande herziening van het Besluit bodemkwaliteit na 2015.

Herziening Besluit bodemkwaliteit

Bij de herziening van het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) kunnen aanpassingen van het normenstelsel plaatsvinden. De aanpassingen moeten bijdragen aan een consistent normenstelsel, dat zorgt voor een bescherming van het bodem- en watersysteem. Het meten en beoordelen van de biologische beschikbaarheid van stoffen in de bodem is een onderwerp waar al een aantal jaar onderzoek aan gedaan wordt. De biologische beschikbaarheid van een stof geeft een meer realistische blik op de blootstelling van planten en dieren. Het meenemen van biologische beschikbaarheid in de normstelling is een goed voorbeeld van een mogelijke aanpassing voor het Bbk.

Voordat eventuele aanpassingen doorgevoerd kunnen worden is het van belang te bepalen waar verbeteringen nodig en mogelijk zijn. En welk onderzoek daarvoor noodzakelijk is de komende jaren.

Ecosysteemdiensten

Het bodem- en watersysteem leveren aan de mens diverse diensten, de zogenoemde ecosysteemdiensten. De watercyclus of de voedselproductie zijn voorbeelden van ecosysteemdiensten (ESD) (TCB, 2012). Bij een goed functioneren van de bodem en het grondwater zullen deze ESD rendement opleveren voor de maatschappij. Bodemverontreiniging of verkeerd gebruik van het grondwater, zorgen voor een verminderde opbrengst van deze diensten. Op dit moment vindt er veel onderzoek plaats naar de werking van ESD en de toepassing van ESD in de praktijk. De resultaten van dit onderzoek en de opgedane ervaringen kunnen op termijn vertaald worden naar beleid, hetzij centraal dan wel decentraal. Of én hoe dit beleid tot stand kan komen is nog onderwerp van discussie.

1.2 Doelstelling

In de vorige paragraaf is geschetst dat bepaald moet worden welke aanpassingen nodig en mogelijk zijn voor de normstelling van ecologische risico's. Daarvoor is het nodig een overzicht te geven van de mogelijke onderwerpen en daarbij aan te geven met welke prioriteit deze onderzocht moeten worden. Hieruit kan vervolgens een onderzoeksagenda worden afgeleid voor de periode 2012-2014.

Het doel van deze notitie is om tot prioritering en keuzes te komen voor het onderzoek naar de normstelling van ecologische risico's voor bodem en grondwater.

Betekenis voor het beleid

Het onderzoeksprogramma geeft sturing aan het onderzoek in de periode 2012-2014. Het onderzoek moet eind 2014 leiden tot het beschikbaar zijn van methoden, gegevens en normen. Deze resultaten kunnen vervolgens meegenomen worden in de afwegingen en besluiten rondom de herziening van het Besluit bodemkwaliteit.

1.3 Werkwijze

Op basis van eerder verschenen rapportages over de onderbouwing van de ecologische normstelling, zijn onderzoekslijnen opgesteld (o.a. TCB 2008a, 2008b, 2011a; Wezenbeek, 2010). Deze onderzoekslijnen zijn voorgelegd aan diverse deskundigen en zij zijn daarover geïnterviewd (zie bijlage 1 voor lijst van geïnterviewden). De reacties uit deze interviews zijn geïntegreerd in een

concept notitie, die is besproken in de werkgroep NOBOWA. Op basis van die bespreking is de notitie aangepast.

Bij iedere onderzoekslijn is benoemd welke stappen gezet moeten worden om de onderzoekslijn te realiseren. En is getracht objectief weer te geven wat de mogelijke consequenties zijn. De onderzoekslijnen zijn vervolgens besproken met de betrokken beleidsambtenaren bij het ministerie van Infrastructuur en Milieu (zowel de voormalige directie Duurzaam Produceren als de voormalige directie Leefomgevingskwaliteit). In het afsluitende hoofdstuk is de prioritering en onderzoeksagenda samengevat.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de huidige situatie uit de doeken gedaan rondom normstelling van ecologische risico's. Hoofdstuk 3 geeft de onderzoekslijnen en te maken keuzes weer. In hoofdstuk 4 wordt de onderzoeksagenda gepresenteerd rondom de normstelling van ecologische risico's.

2 Huidige situatie bodemnormstelling

2.1 Huidige situatie

In Nederland wordt er onderscheid gemaakt tussen preventief beleid (het voorkomen van verontreiniging van grond en grondwater), het bodembeheer (veilig omgaan met licht verontreinigde grond) en curatief beleid (ingrijpen op het moment dat een bodem of het grondwater (ernstig) verontreinigd blijkt te zijn, en waarbij ingrijpen niet meer onder het regime van preventief beleid valt).

Preventief beleid en bodembeheer

Het huidige normenstelsel ter preventie van bodemverontreiniging richt zich op de (chemische) concentraties van stoffen in de bodem en het grondwater. Deze normen voor het preventief beleid zorgen voor:

- veiligheid op het gebied van de (humane) gezondheid;
- veiligheid bij transacties van grond (economisch verkeer);
- beschermen van soorten en processen in de bodem en het grondwater, oftewel het beschermen van het ecologisch functioneren (deze normen zijn afgeleid van literatuurgegevens over de effecten op organismen en processen).

Dit beleid past in het streven naar een duurzaam beheer van onze leefomgeving.

Curatief beleid

In de Circulaire Bodemsanering (2012) is vastgelegd hoe om moet worden gegaan met risico's voor de mens, het ecosysteem en het risico op verspreiding van verontreiniging:

Er is sprake van onaanvaardbare risico's voor de mens indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie een situatie bestaat waarbij:

- chronische negatieve gezondheidseffecten kunnen optreden;
- acute negatieve gezondheidseffecten kunnen optreden.

Er is sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie:

- de biodiversiteit kan worden aangetast (verdwijnen van soorten);
- kringloopfuncties kunnen worden verstoord (aantasting van processen);
- bio-accumulatie en doorvergiftiging kan plaatsvinden.

Er is sprake van onaanvaardbare risico's van verspreiding van verontreiniging in de volgende situaties:

- het gebruik van de bodem door mens of ecosysteem wordt bedreigd;
- er sprake is van een onbeheersbare situatie, dat wil zeggen indien:
 - er een drijfslag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden;
 - er een zaklaag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden;
 - de verspreiding heeft geleid tot een grote grondwaterverontreiniging en de verspreiding nog steeds plaats vindt.

Het huidige bodembeleid richt zich op het beschermen van het bodem- en watersysteem. Momenteel vindt er een transitie plaats. Het doel wordt een balans tussen benutting en bescherming van het bodem- en watersysteem.

Tabel 1 laat zien hoe normen in Nederland tot stand komen. Eerst het afleiden van wetenschappelijk onderbouwde waarden (op basis van beleidsmatige uitgangspunten) die daarna beleidsmatig vastgelegd worden in normen.

Tabel 1. Omschrijvingen van de eindpunten die gerelateerd aan een de diverse bodem- en grondwaternormen (Traas 2003). VR = Verwaarloosbaar Risico niveau; MTR = Maximum Toelaatbaar Risiconiveau; SRCeco = 'Serious Risk Concentration' voor het ecosysteem (ook wel ER genoemd)

| Omschrijving | Advieswaarden | Normen |
|--|---|---|
| Het VR is een concentratie waarbij verwaarloosbare effecten op ecosystemen optreden. Het VR wordt afgeleid van het MTR door deze door 100 te delen. Deze factor is gemotiveerd vanuit het mogelijk optreden van mengseltoxiciteit. | VR (voor lucht, water, bodem, grondwater en sediment) | Streefwaarde (voor lucht, water, bodem, grondwater en sediment) |
| Het MTR is een concentratie die geacht wordt alle soorten in ecosystemen te beschermen tegen ongewenste effecten. De MTR wordt bij voorkeur geschat door de 5e percentiel van een soortgevoeligheidsverdeling (SSD) van NOECs te schatten, de HC_5^{NOEC} . | MTR (voor lucht, water, bodem, grondwater en sediment) | MTR (voor lucht, water en sediment) |
| De SRC _{ECO} is een concentratie waarbij functies ernstig aangetast zijn of kunnen worden. De SRC _{ECO} is vastgesteld als die concentratie waarbij 50% van de soorten en/of processen mogelijk is aangetast. Bij gebruik van een soortgevoeligheidsverdeling is de 50e percentiel, de HC50 hiervoor bepalend. | SRC_{ECO} (voor water, bodem, grondwater en sediment) | Interventiewaarde (voor bodem, sediment en grondwater) |

De streefwaarde en de Interventiewaarde zijn wettelijke generieke normen. Inmiddels zijn er voor diverse beleidskaders normen in werking, zoals de Lokale Maximale Waarden die een locatiespecifieke uitwerking hebben. De huidige situatie wordt als volgt compact beschreven in een NOBOWA notitie (Wezenbeek, 29 april 2010). De volgende alinea's zijn daaruit letterlijk geciteerd:

"Hoe ziet het normstellingslandschap er nu uit?

Het normstellingsbouwwerk bestaat uit generieke normen (Achtergrondwaarden, Maximale Waarden, Interventiewaarden), een gebiedsspecifiek beoordelingssysteem (Risicotoolbox) en een locatiespecifiek beoordelingssysteem (Sanscrit). Het systeem richt zich bijna helemaal op de chemische bodemkwaliteit. Voor het bodembeheer (verplaatsen van grond en bagger) is het mogelijk om Lokale Maximale Waarden vast te stellen, waarbij de Risicotoolbox een hulpmiddel is. Voor de bodemsanering is er alleen de landelijke systematiek in Sanscrit, maar hierin kan men wel goed gebruik maken van locatiespecifieke informatie.

Bij de onderbouwing van de meeste generieke bodemnormen geven de ecologische risico's de doorslag. Per stof is op basis van toxiciteitstesten bepaald wat, afhankelijk van de bodemconcentratie, de Potentieel

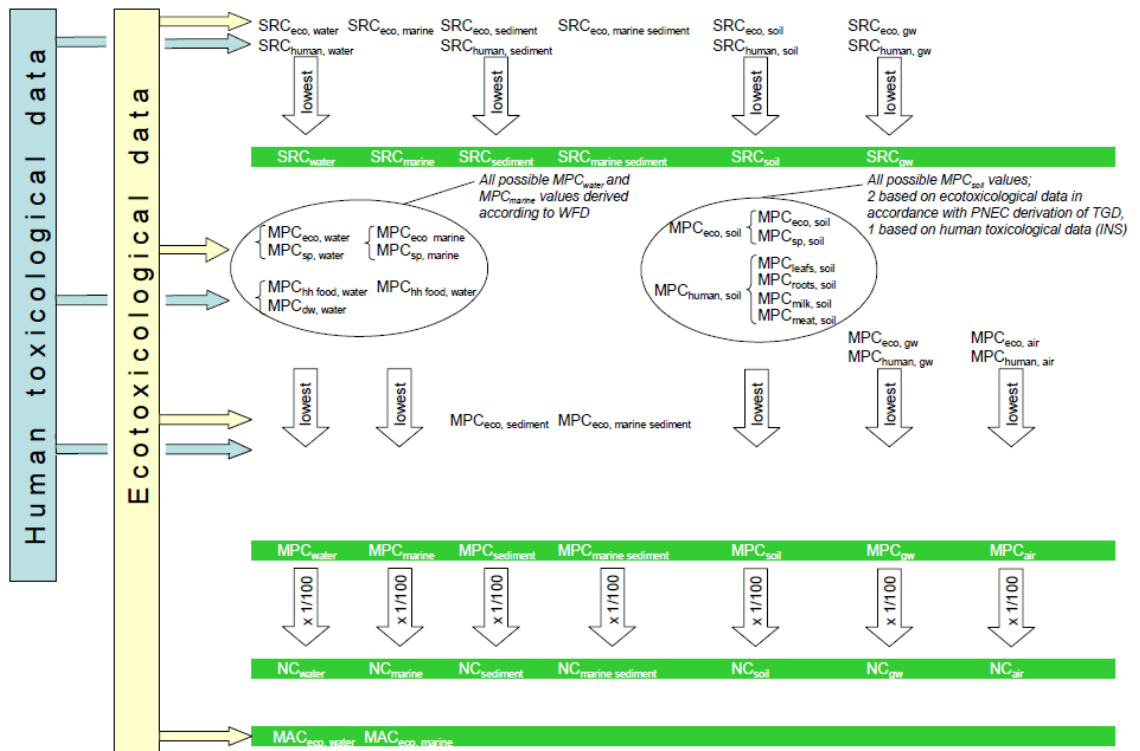
Aangetaste Fractie (PAF) van soorten/processen in het ecosysteem is. Voor de Maximale Waarden wordt voor de 'grote groene' vormen van bodemgebruik rekening gehouden met doorvergiftiging (accumulatie van stoffen in de voedselketen). Voor enkele onderdelen van het normenbouwwerk (verspreiden bagger op aangrenzend perceel en beoordeling spoed van sanering op basis van ecologische risico's) wordt rekening gehouden met combinatietoxiciteit door het toepassen van het ms-PAF-concept (meer-stoffen-PAF). Het uiteindelijke oordeel over spoed van sanering kan worden gebaseerd op een Triade-onderzoek (combinatie van chemisch onderzoek, toxiciteitstesten en veldinventarisatie).

De 'altijd-grens' in het systeem vormen de (generieke) Achtergrondwaarden. Deze zijn gebaseerd op meetwaarden in de bovengrond in onverdachte landbouw- en natuurgebieden. Verondersteld wordt dat de Achtergrondwaarden een combinatie zijn van natuurlijke gehalten (voor metalen) en antropogene aanrijking (voor metalen en organische verbindingen).

Op alle bodemnormen (Achtergrondwaarden, Maximale Waarden, Interventiewaarden) wordt de zogenaamde 'bodemtypecorrectie' toegepast. Generieke normen (één getal per stof voor een 'standaardbodem') worden op basis van gemeten organische stof en lutumgehalte in de te beoordelen bodem/grond omgerekend tot een toetswaarde voor de relevante grond. Doel is een correctie van generieke normen voor de natuurlijke variatie in concentraties aan stoffen tussen verschillende bodemtypen. Tweede doel is een 'verkapte' correctie voor de beschikbaarheid van stoffen (de bodemtypecorrectie maakt de normen voor humusarme zandgrond strenger en voor humusrijke kleigrond minder streng). Daarbij wordt de bodemtypecorrectie ook gebruikt om de resultaten van toxiciteitstesten te corrigeren.

Alle bodemnormen gelden nu voor totaalconcentraties gemeten door extractie met koningswater (Aqua Regia). Voor gemeten beschikbare concentraties (met zwakkere extractiemiddelen) is er geen normstelling."

Bij het afleiden van normen wordt naar één compartiment gekeken, bijvoorbeeld bodem of water. Voor dit compartiment wordt dan naar diverse risico's gekeken; het gezondheidsrisico en het ecologische risico (voor sommige stoffen wordt daarbij ook het risico op doorvergiftiging bepaald). De advieswaarde, waarop de norm gebaseerd kan worden, wordt bepaald door de laagste concentratie van een stof voor de verschillende risico's (humaan, ecologisch of doorvergiftiging), zie figuur 1 (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007).



Figuur 1. Overzicht van de ecologische risicogrenzen zoals die afgeleid worden binnen het kader Integrale Normstelling Stoffen (INS). Toelichting: Presented here is a selection scheme. Not indicated are the various possibilities of derivation, e.g. equilibrium partitioning. Final risk limits are indicated in green. Environmental risk limits protect both humans and ecosystems from exposure to a given compound. The unit of environmental risk limits is: mass of compound per mass (or volume) unit of environmental compartment, expressed as e.g.: mg.L-1 or mg.kg-1.

In de onderstaande tabel is aangegeven welke ecologische risicobenadering is toegepast bij welk bodemgebruik (uit TCB, 2008a).

Tabel 2. Deze tabel is overgenomen uit TCB A045 (2008). Volledig of gedeeltelijk ecologisch onderbouwde normen en beoordelingsinstrumenten voor landbodemonverontreiniging op generiek, gebiedsspecifiek en locatiespecifiek niveau. In de tweede kolom is het aantal miljoenen m³ grond of bagger weergegeven (M m³) dat bij het betreffende toepassingskader vrijkomt of wordt verzet (indicatieve getallen).

| Kader | Mm ³ | Niveau | Norm of beoordelings-instrument | Ecologische onderbouwing norm (veelal risicogrens) | Term bij overschrijding |
|-------------------------|-----------------|-------------------|--|---|--|
| Gronden bagger-verzet * | 4 | Generiek | Generieke maximale waarde | AW2000 | (Minder dan) hoge bescherming **** |
| | | | | Geometrisch gemiddelde van HC5 en HC50*** (middenwaarde) | (Minder dan) gemiddelde bescherming **** |
| | | | | HC50 *** | (Minder dan) matige bescherming **** |
| | | Gebieds-specifiek | Lokale maximale waarde** | AW2000 | (Minder dan) hoge bescherming **** |
| | | | | Geometrisch gemiddelde van HC5 en HC50*** (middenwaarde) | (Minder dan) gemiddelde bescherming **** |
| | | | | HC50 *** | (Minder dan) matige bescherming **** |
| | | | | Mits gemotiveerd, tot maximaal Sanscrit stap 2 of 3 (waarde hoger dan interventiewaarde) | - ***** |
| Ver-spreiden bagger | 2,5 | Generiek | Toetsingswaarde toxische druk | ms-PAF 0,2 (organische stoffen) ms-PAF 0,5 (metalen) -gebaseerd op NOEC ⁹ -waarden | Niet verspreidbaar |
| Saneren | 2,5 | Generiek | Sanscrit stap 1: Interventiewaarde | HC50 | Ernstig risico |
| | | Locatie-specifiek | Sanscrit stap 2: Standaard risicobeoordeling | ms-PAF 0,2 of 0,5 -afhankelijk van verontreinigd oppervlak en gebiedstype -ms-PAF voor totaal van metalen en organische stoffen -gebaseerd op EC50 ¹⁰ waarden | Onaanvaardbaar risico (snel) |
| | | | Sanscrit stap 3: Locatiespecifieke risicobeoordeling | Gebaseerd op uitkomst Triade onderzoek | Onaanvaardbaar risico (snel) |

* Bij directe toepassing op de landbodem.

** Lokale maximale waarden verschillen van generieke maximale waarden door de grotere differentiatie in bodemgebruiksvormen; afleiding met behulp van de zogenaamde "Risicotoolbox".

*** Voor een aantal stoffen en een aantal gebruiksfuncties hebben de HC5 en de HC50 betrekking op doorvergiftiging.

**** bij overschrijding generieke maximale waarde: niet blijvend geschikt voor de functie.

***** bij overschrijding lokale maximale waarde: lokaal niet geschikt voor de functie.

⁸ Werkgroep bodemnormstelling, zie voetnoot 4.

⁹ NOEC = No Observed (Adverse) Effect Concentration

¹⁰ EC50 = Effect Concentration for 50 percent of the test organisms

2.2 Onderwerpen voor verder onderzoek

Het doel van deze paragraaf is om de onderwerpen te inventariseren en te beschrijven waar verder onderzoek op ingezet kan worden, teneinde de basis van het normstelsel voor ecologische risico's te verbeteren en consistentier te maken en aan te laten sluiten op de wetenschappelijke ontwikkelingen en bij te dragen aan maatschappelijke opgaven. Waar mogelijk is aangegeven op welke wijze onderzoek een bijdrage kan leveren aan verbetering van de situatie of het oplossen van problemen. Dit zijn de onderwerpen die nu in beeld zijn, maar deze lijst kan indien nodig later worden aangevuld, als nieuwe inzichten zich aandienen.

2.2.1 Normen en hun afleiding

In figuur 1 is schematisch weergegeven hoe risicogrenzen afgeleid worden. De basis voor de risicogrenzen zijn in het laboratorium uitgevoerde toxiciteitsexperimenten. In toxiciteitsexperimenten worden standaard laboratoriumorganismen blootgesteld aan een stof om te zien bij welke concentratie effecten optreden. Bij het afleiden van een norm worden alle beschikbare toxiciteitsgegevens voor een stof geëvalueerd. Daarbij is de aanname dat deze organismen en de laboratoriumomstandigheden waarbij het experiment is uitgevoerd voldoende representatief zijn voor een ecosysteem op locatie X. Alleen dan levert een toxiciteitsexperiment informatie voor een praktisch beoordelingssysteem. Dit systeem werkt in theorie goed, en ook voor verschillende praktijksituaties is de plausibiliteit van deze aanname wetenschappelijk getoetst (o.a. Posthuma et al., 1998). Toch kan in elke nieuwe situatie de vraag gesteld worden of de onderliggende aanname voor gebruik van het generieke toetsingskader in dat bepaalde geval valide is (o.a. TCB, 2008a, b); het gaat dan om de vragen:

- zijn er voldoende (betrouwbare) toxiciteitsgegevens gebruikt bij de afleiding van de norm voor een representatieve doorsnede van het ecosysteem.
- is de extrapolatie van laboratoriumgegevens naar de veldsituatie in dit specifieke geval problematischer dan voor andere gevallen?
- is het gewenst om het onderhavige geval te beoordelen aan de hand van een set generieke kenmerken van een ecosysteem.

In de praktijk kan het aantal gegevens beperkt zijn en zijn de gebruikte organismen geen volledige representatie van het ecosysteem. Daarom wordt gebruik gemaakt van 'assessment factoren' om te voorkomen dat effecten onderschat worden. Hieronder staan in figuur 2 een voorbeeld van de 'assessment factoren' die gebruikt worden bij het afleiden van het SRCeco (de basis voor Interventiewaarde) (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007).

| Available test results | Additional criteria | SRC _{eco} based on | Assessment factor |
|------------------------------------|--|-------------------------------|-------------------|
| only L(E)C50 value(s) and no NOECs | comparison with EqP ¹ | geometric mean of L(E)C50s | 10 |
| 1 NOEC value ² | comparison with EqP and acute toxicity data ³ | NOEC value | 1 |
| ≥ 2 NOEC values ^{2,4} | – | geometric mean of NOEC values | 1 |

¹If only acute data are available, the SRC_{eco} is also calculated on the basis of equilibrium partitioning. The lowest of both values is selected as SRC_{eco}.

²This may also be (an) EC10 value(s).

³If chronic toxicity data are available for only one trophic level, the SRC_{eco} is also calculated from the acute toxicity data, if available, and on basis of equilibrium partitioning. The lowest of these values is selected as SRC_{eco}.

⁴When chronic data are available, these data prevail and acute data are no longer used in SRC_{eco} derivation if these data NOECs are from different trophic levels.

Figuur 2. De assessment factoren die bij de afleiding van het SRC_{eco} voor bodem en sediment toegepast worden als er onvoldoende geschikte gegevens beschikbaar zijn (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007).

2.2.2 De relatie tussen normen en effecten in het veld

Daarnaast kan de vraag gesteld worden hoe de effecten in een laboratorium zich verhouden tot effecten in het veld. In 2002 is dit voor een aantal stoffen onderzocht (Lijzen et al., 2002) (zink, koper, DDT, DDD en DDE). Hieruit bleek dat No Observed Effect Concentrations (NOEC)-waarden uit semi-veldstudies redelijk overeen kwamen met NOEC's afgeleid uit laboratoriumonderzoeken. Ze vielen binnen het concentratiebereik van de SSD van de laboratoriumstudies. De NOEC's in de semi-veldstudies lagen daarbij iets hoger, wat aangeeft dat de organismen in het veld minder gevoelig reageerden op de verontreinigende stof dan verwacht werd op basis van de laboratoriumgegevens. Dit kan verklaard worden door het feit dat organismen zich aangepast hebben aan de omstandigheden of dat de beschikbaarheid van de verontreinigende stof is afgenomen ('ageing' bij metalen). Deze berekeningen zijn voor een beperkt aantal stoffen uitgevoerd en kunnen dus niet als sluitend bewijs dienen dat laboratorium experimenten altijd overeenkomen met de veldsituatie.

In het veld worden organismen niet blootgesteld aan één stof, maar is vaak een cocktail van stoffen aanwezig. Met het toepassen van veiligheidsfactoren bij de afleiding van de streefwaarde wordt daarmee rekening gehouden, maar dit zou mogelijk kunnen leiden tot een overschatting van de effecten als er slechts één stof in verhoogde concentratie aanwezig is. Bij het beoordelen van verontreinigde locaties wordt hiermee wel rekening gehouden. De berekening van de multi substance (meer stoffen) Potentieel Aangetaste Fractie (msPAF) worden de risico's van een aantal stoffen samen berekend. Helaas kunnen niet alle gemeten stoffen in de msPAF worden berekend (oliefracties bijvoorbeeld (nog) niet), omdat daar de juiste gegevens voor ontbreken.

2.2.3 Bodemtypecorrectie

De risicogrenzen voor metalen die afgeleid worden, zijn omgerekend naar een standaard bodemsamenstelling. Wanneer een norm wordt toegepast in een lokale situatie, dan wordt via de bodemtypecorrectie de norm omgerekend naar de lokale bodemsamenstelling. Recent hebben verbeterde wetenschappelijke inzichten en het vrijkomen van nieuwe bodemgegevens aanleiding gegeven om de bodemtypecorrectie ter discussie te stellen en een voorstel voor aanpassing te doen. (Spijker et al. 2008; Spijker, 2012). Deze ontwikkelingen leiden wellicht ook tot een mogelijke herziening van de generieke achtergrondwaarden.

2.2.4 *Biologische beschikbaarheid*

De huidige situatie waarin men totaalconcentraties in de bodem meet om te beoordelen of er mogelijke ecologische risico's van verontreiniging zijn voor het ecosysteem, geeft onvoldoende informatie over de beschikbaarheid van stoffen. Al vele jaren wordt onderzoek gedaan naar het meten van biologische beschikbaarheid van stoffen. Inmiddels zijn de ontwikkelingen in het stadium dat ook hier verbeteringen aangebracht zouden kunnen worden. Het meten van biologische beschikbaarheid heeft alleen zin als dit getoetst kan worden aan een betrouwbaar kader. Op die manier kan bepaald worden of de gemeten waarde tot een risico leidt of niet. Dit toetsingskader dient nog verder uitgewerkt te worden. Ook zal bepaald moeten worden in welk stadium van de risicobeoordeling biologische beschikbaarheid meegenomen kan worden. Voor organische stoffen is hiervoor recent een rapport verschenen (Brand et al., 2012).

2.2.5 *Niet genormeerde stoffen*

Gemeenten en waterschappen treffen soms stoffen in verhoogde concentraties aan in de bodem waarvoor geen normeringen zijn vastgelegd. Men vermoedt mogelijke ecologische risico's (of niet), maar kan dit niet toetsen aan een norm. Wanneer een overzicht beschikbaar is van veel voorkomende niet-genormeerde stoffen die mogelijk tot problemen leiden, dan kan ervoor gekozen worden voor deze stoffen structureel normen afleiden. Daarbij moet een goede procedure bepaald worden voor het afleiden van een toetswaarde voor een niet-genormeerde stof.

2.2.6 *Geen effecten in het veld*

Een hoge totaalconcentratie (boven Interventiewaarden) gemeten in een bodem leidt niet per definitie tot grote effecten in het veld. De omstandigheden in het veld kunnen zo zijn dat de stof sterk gebonden is aan bepaalde complexen in de bodem. De stof is op die wijze niet beschikbaar voor opname door organismen en zij ondervinden daardoor ook geen negatieve effecten. Via locatiespecifiek ecologisch onderzoek (Triade) kan een dergelijke situatie vastgesteld worden. Het is daarbij wel van belang vast te stellen wat in de toekomst kan gebeuren met deze stof. Kan door een verandering van de pH de situatie dusdanig veranderen dat de stof in toenemende mate beschikbaar komt?

Onder eigenaren van verontreinigde terreinen of andere stakeholders heerst vaak onbegrip als het gaat om ecologische risico's. Op de locatie zelf is meestal niet duidelijk zichtbaar (je ziet alleen wat er wel is, niet wat er ontbreekt) dat er negatieve effecten zijn voor het ecosysteem (pas bij extreme gevallen ontbreekt de begroeiing bijvoorbeeld). Na stap 2 van Sanscrit (de standaard risicobeoordeling) volgt dan dat de locatie onaanvaardbare ecologische risico's heeft en met spoed gesaneerd moet worden. Echter in veel gevallen worden dit soort locaties niet op eenzelfde wijze aangepakt als locaties waar onaanvaardbare risico's voor de mens of voor verspreiding aanwezig zijn. De redenen daarvoor zijn niet uitgebreid onderzocht. Uit gesprekken met belanghebbenden en in de evaluatie van de Triade (SKB, 2009) worden de volgende redenen genoemd:

- men ziet het belang niet van het wegnemen van de ecologische risico's
- men kan aan het gebied niet zien dat er ecologische risico's zijn (het lijkt er nog prima uit te zien)

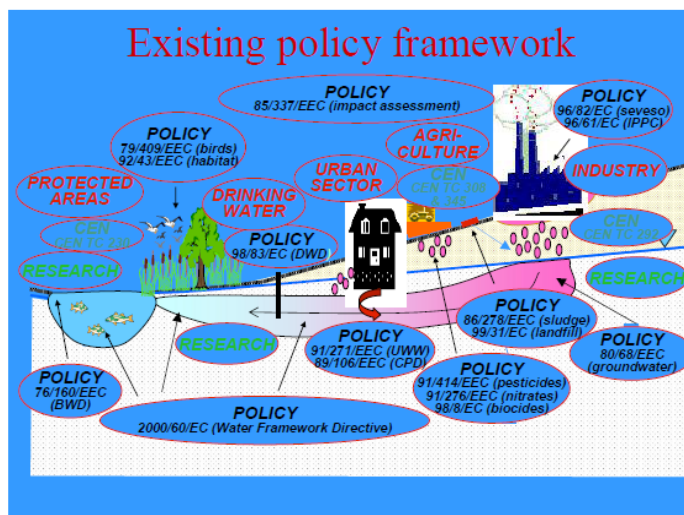
- de mogelijkheden tot saneringen zijn beperkt (technisch niet realiseerbaar) of erg kostbaar
- saneren van een locatie brengt de locatie meer schade toe dan de ecologische risico's op korte termijn (een bos kappen dat verontreinigd is met loodhagel, om de loodhagel te kunnen verwijderen).

Dat men een andere houding aanneemt bij ecologische risico's dan humane risico's of risico's op verspreiding schept een beeld dat het ecosysteem minder belangrijk is. De TCB heeft in haar advies ook een aantal suggesties ter verbetering aangedragen (TCB, 2011).

Preventief beleid en grondwaterkwaliteit

De grondwaterkwaliteit kan van diverse kanten negatief beïnvloed worden. Uitloging vanuit bouwstoffen, verspreiding van bodemverontreiniging, uit/afspoeling, temperatuur verhoging door WKO, etc. De vraag die daarbij gesteld moet worden is: Is er voldoende bekend over de processen die zich in het grondwater afspelen en organismen die er leven? Het herstelvermogen van het grondwatersysteem is bijvoorbeeld heel anders dan dat van oppervlaktewater, hierdoor duurt het veel langer voordat het grondwater zich heeft hersteld.

Voor de diverse beleidskaders worden normen en kwaliteitsdoelen opgesteld, maar deze hebben ieder een eigen systematiek en betekenis. De vraag is of de grondwaterkwaliteit wel afdoende wordt beschermd? En hoe verhouden al deze regelingen zich en richtlijnen tot elkaar (KRW, GWDR, Bbk, Bouwstoffen, etc.), zie figuur 3.



Figuur 3. Overzicht EU-beleidskader rondom grondwater. Bron: Philippe Quevauviller.

2.2.7

Andere stressfactoren

Een ecosysteem wordt gevormd door organismen (plant, dier, micro-organismen) en hun abiotische omgeving (bijvoorbeeld pH, organisch stof gehalte, nutriënten, vocht en klimaat). Een verontreiniging kan direct negatieve effecten (stress) veroorzaken voor organismen in het ecosysteem, maar het kan ook indirect invloed hebben op organismen via veranderde abiotische

omstandigheden (zoals een verhoging van pH, veranderende beschikbaarheid van andere stoffen).

Een ecosysteem zal ook door andere stressfactoren dan bodemverontreiniging beïnvloed worden. Extra aanvoer van nutriënten leidt vaak tot een verschuiving in de samenstelling van de soorten en een andere dynamiek. Dit kan soms beschouwd worden als een negatief effect (bijvoorbeeld bij voedselarme natuur) maar is vaak ook een gewenst effect (bij hoogproductieve landbouw). In situaties waarin verontreiniging niet als enige stressor voor het ecosysteem aanwezig is, kan de vraag gesteld worden wat de bijdrage van de verontreiniging is op de stress voor het ecosysteem. Locatiespecifiek ecologisch onderzoek kan daar inzicht bieden. Daaruit zou kunnen blijken dat ondanks hoge concentraties van stoffen, de stress door een teveel aan nutriënten ook een belangrijke bijdrage levert aan de verschuivingen in de soortensamenstelling in het ecosysteem. De vraag is dan hoe je dergelijke situaties beoordeelt, verder onderzoek zal dit uit moeten wijzen.

Bodems in stedelijke gebieden zijn in veel gevallen veel sterker beïnvloed door menselijke activiteiten (ophooglagen, gebiedsvreemd materiaal, puin, kabels en leidingen) dan de bodems in het landelijke gebied. Dit bemoeilijkt de beoordeling van de effecten van de bodemverontreiniging op zich, omdat de vraag is wat een normaal functionerende stadsbodem is?

2.3 Toekomst

2.3.1 Werkvoorraad

In 2015 moeten alle historische verontreinigingen in beeld zijn voor wat betreft verspreidings- en ecologische risico's. Eerdere analyses van het monitoringsbestand bodemsanering lieten zien dat op ongeveer 10% van de locaties uitsluitend ecologische risico's aanwezig waren (Lukács en Mesman, 2008). Uit die gegevens was nog niet af te leiden hoeveel saneringen plaatsvonden op basis van uitsluitende ecologische risico's. Het kan waardevol zijn om inzicht te krijgen op het vervolgtraject. Wat gebeurt er in de praktijk met locaties met alleen ecologische spoed in stap 2 van Sanscrit? Worden daar Triades uitgevoerd of ander type aanvullend onderzoek? Worden die locaties gesaneerd, beheerd of niet? Wat is het maatschappelijk draagvlak (zowel op korte als lange termijn) ten aanzien van deze locaties en de ecologische risico's? Ook worden in de recent verschenen Circulaire Bodemsanering 2009 zoals gewijzigd op 3 april 2012 in stap 2 van Sanscrit nieuwe mogelijkheden aangeboden om van een verdere ecologische risicobeoordeling af te zien, na een 'maatschappelijke afweging' gebaseerd op stap 1 t/m 3 van de NEN 5737 (Bodem – Landbodem- Proces van locatiespecifieke ecologische beoordeling van bodemverontreiniging). Deze maatschappelijke afweging zal nog verder vorm gegeven moeten worden. Dit is geen onderdeel van dit onderzoeksprogramma.

Een 'gevoelige situatie' is een aanleiding om toch (ondanks de standaardbeoordeling in Sanscrit) op ecologische risico's te toetsen. Te denken valt aan zeldzame ecosystemen, aan situaties waarbij er sprake is van doorvergiftigingsrisico's en aan situaties waar naar verwachting sprake is van een hogere dan gemiddelde blootstelling aan verontreinigende stoffen.

Ook zal er de komende jaren een verschuiving gaan plaatsvinden van saneren naar beheren van bodemverontreiniging. Welke informatie en instrumenten zijn daarvoor nodig en wat moet er nog ontwikkeld worden? Op termijn zal het

beheer van verontreinigingen onderdeel worden van de dynamiek van de gebiedsontwikkeling en het gebiedsbeheer. De nadruk zal verschuiven van beperkingen die door de verontreinigingen worden ingegeven naar het optimaliseren van de gewenste ecosysteemdiensten voor dat gebied (Starink et al., 2012). De vraag is hoe de systematiek voor de beoordeling van de negatieve effecten van bodemverontreiniging zich gaat verhouden tot een systematiek voor de optimalisering van ecosysteemdiensten in een gebied.

2.3.2 *Bodemgebruik en het normenstelsel*

Diffuse bronnen blijven bestaan, denk aan meststoffen en bestrijdingsmiddelen in de landbouw, uitloging van bouwstoffen. Deze bronnen eindigen niet in 2015. Ook worden er activiteiten uitgevoerd in de bodem en ondergrond, die een mogelijk negatief effect hebben op de bodem en/of het grondwater.

De volgende vragen zijn daarbij van belang:

Is de bodem of het grondwater geschikt voor gebruik bij een bepaalde concentratie aan stoffen in de bodem? Is de HC50 daar een geschikt instrument voor, of is het te beperkt?

Het normenstelsel voor bodem (Interventiewaarden) functioneert nu tientallen jaren en is redelijk uitgekristalliseerd (met de doelstelling beschermen van mens en ecosysteem). Voor grondwater zal de komende tijd ingezet worden op het verbeteren van de onderbouwing van de normstelling. Een punt van aandacht is daarbij de mogelijkheid dat de huidige bodemnormen onvoldoende bescherming bieden voor de grondwaterkwaliteit.

De afgelopen jaren vindt op het gebied van grondwaterverontreiniging een verschuiving plaats in de aanpak. Van een gevalsgerichte aanpak, waarbij de pluim opgeruimd wordt, verschuift het nu naar een gebiedsgerichte aanpak. Bij de gebiedsgerichte aanpak blijven pluimen bestaan en wordt een bepaald niveau van verontreiniging toegestaan. Daarbij is het doel om buiten het gebied te zorgen dat het grondwater schoon blijft. Er zijn plannen om voor dit soort verontreinigde gebieden functiespecifieke risicogrenzen af te leiden. Dit traject is geen onderdeel van dit onderzoeksprogramma op zich, maar wordt meegenomen worden in de visie op de grondwaternormstelling.

2.3.3 *Ecosysteemdiensten*

Het uitgangspunt bij de afleiding van de ecologische risicogrenzen voor bodemverontreiniging was het beschermen van het ecosysteem. De laatste jaren is er naast een focus op het beschermen en herstellen van de bodem ook een focus gekomen waarbij vooral gelet wordt op de benutting van onze leefomgeving. Dan zouden de volgende vraag relevant kunnen worden: Wordt het bodemgebruik belemmerd door bodemverontreiniging, of zijn andere factoren van grotere invloed (organisch stof, afdekking, etc.)? Deze vraag impliceert dat er al een idee is van het relatieve belang van beide focussen voor onze omgang met de leefomgeving, en dat is nog maar de vraag. Met andere woorden; zal een focus gericht op het duurzaam benutten van onze leefomgeving (op termijn) de focus op het beschermen van de (intrinsieke) kwaliteiten van de leefomgeving vervangen? Dit vergt een andere manier van het beschermen van de bodem, bedreiging door bodemverontreiniging is dan niet meer het leidende principe. Via beschermen (van ondersteunende) en

benutten (van producerende) ecosysteemdiensten wordt de bodemkwaliteit in een bredere zin beschermd.

Eind 2010 is een notitie van het RIVM (M. Rutgers) verschenen: "Ecosysteemdiensten en ervaringen met bodemgebruikers". Hieronder enkele citaten uit die notitie.

"Een duurzaam beheerde bodem geeft profijt in de vorm van optimale ecosysteemdiensten (ESD). Bijna altijd zijn de kosten van het bodembeheer en de profijten van de ESD niet 'eerlijk' verdeeld. Het meeste bodembeheer wordt lokaal ingezet, terwijl naast de bedoelde productie andere profijten zich over grote oppervlakken (zelfs continentaal) en over zeer lange periodes uitstrekken, en bovendien toevallen aan een brede groep bodemgebruikers. En om het nog ingewikkelder te maken; bodem is zeer heterogeen, waardoor generieke instrumenten hoogstens een richtinggevende betekenis hebben als het om kleine verschillen gaat in het bodembeheer. Dit schetst in een notendop de uitdaging waar het bodembeleid en de maatschappij voor staan: hoe stimulansen te creëren zodat de bodem weer gezien wordt en duurzaam bodembeheer beter rendeert?"

Het is verleidelijk om het op stressfactoren gerichte milieubeleid en bodembeheer samen te laten komen met de transitie naar bewust gebruik en duurzaam beheer van de leefomgeving. Het technische instrumentarium ter ondersteuning van beide beleidssporen is echter essentieel verschillend. Integratie van beide instrumentaria is (nog) niet mogelijk. Het is daarom zinvol om de in de Beleidsbrief Bodem (2003) genoemde aparte sporen voorlopig gescheiden te houden. Beide sporen zijn aanvullend, en sluiten elkaar dus niet uit, maar hebben een verschillend doel. Alleen door de aparte doelen als zodanig in beeld te houden beide sporen hun bestaansrecht.

In nota's bodembeheer en andere gebiedsplannen krijgen beide sporen steeds vaker allebei aandacht. Het is dus van belang om waar dat mogelijk is in de communicatie dezelfde terminologie te gebruiken. Ook dienen de technische instrumentaria parallel en in samenhang ontwikkeld te worden.

Het ligt het daarom voor de hand om in de Bodem+ ESD pilots in 2011 specifiek aandacht te houden voor de afstemming tussen beide sporen en waar mogelijk de eerste stappen naar integratie te zetten. Een concrete regierol van het ministerie van I&M bij de uitwerking van het milieubeleid in deze twee aparte sporen is nodig en gewenst, omdat naast de lokale milieuaspecten ook aspecten met een gebiedsoverstijgende betekenis meespelen. Vooral gebiedsoverstijgende milieuaspecten lopen het risico in de decentralisatie van de overheid het kind van de rekening te worden."

De verwachting is dat (ondersteunende) ecosysteemdiensten op termijn leidend zullen worden voor de bodemkwaliteit bij gebiedsontwikkeling en in het bodembeheer. In de Impuls Lokaal Bodembeheer II 2012, een stimuleringsprogramma voor de mobilisering van lokale kennis bij het bodembeleid van gemeenten, provincies en waterschappen, is één van de thema's het duurzame beheer en de benutting van ecosysteemdiensten (ESD). Daarvoor zal onderzoek gedaan moeten worden, zodat bekend is onder welke

voorwaarden ESD's functioneren. En hoe de werking van de ESD versterkt kan worden.

Europa

In de Europese thematische bodemstrategie (COM, 2006) is verontreiniging als één van de bedreigingen van de bodem benoemd. De thematische strategie is uitgewerkt naar een concept kaderrichtlijn bodem, maar deze wordt voorlopig niet geratificeerd door de lidstaten (zoals wel gebeurd is bij de kaderrichtlijn water). De strategie heeft dus voor Nederland nog tamelijk beperkte beleidsmatige implicaties. De bodemstrategie richt zich naast bodemverontreiniging ook op andere thema's, zoals afdekking, verlies van organisch stof, verdichting, verzilting en afname van de biodiversiteit. Dit is een verbreding van het begrip bodemkwaliteit. In Nederland wordt deze brede blik op de bodem wel opgepakt, maar bevindt ze zich nog in een zoekfase, voorin de beleidscyclus. De beleidsinstrumenten en de inhoudelijke tools om hier vorm aan te geven moeten voor het grootste deel nog ontwikkeld worden. De verwachting is dat dit in de komende tijd verder uitgewerkt zal gaan worden en dat ecosysteemdiensten (ESD) daarbij een grote rol gaan spelen.

2.4 Ontwikkelingen vanuit het beleid

De bedoeling is het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) per 01-01-2014 te herzien, maar dan zijn geen wijzigingen in de normen voorzien. Voor na 2015 wordt daar wel rekening mee gehouden en zijn fundamentele wijzigingen mogelijk. In het Bbk wordt het preventieve beleid ten aanzien van verontreiniging, bouwstoffen, grond en baggerspecie geregeld en het duurzaam (lokaal) bodembeheer.

- Het preventieve beleid → veilige concentraties per stof, chemisch voor alle functies
Kenmerkende elementen: Streefwaarden grondwater, emissiegrenswaarden, achtergrondwaarden bodem
- Duurzaam (lokaal) bodembeheer → Licht verontreinigde grond, duurzame gebiedsontwikkeling, chemisch uitgesplitst naar functie
Kenmerkende elementen: (Lokale) maximale waarden (wonen, industrie, landbouw/natuur), mogelijkheden om een combinatie van stoffen te beoordelen (risicotoolbox)

Het curatieve beleid is vormgegeven in de Circulaire Bodemsanering (aanpassing per 03-04-2012)

- Curatief beleid → Verontreinigde locaties/grond, chemisch uitgesplitst naar functie, mogelijkheid om biologische en fysische aspecten mee te nemen
Kenmerkende elementen: Interventiewaarden, Saneringscriterium beoordeelt na de eerste stap, ook het risico van een combinatie van stoffen (sanscrit)

Ecosysteemdiensten worden onder andere door de bodem geleverd. Het goed functioneren van ecosysteemdiensten is van belang voor de maatschappij. Er worden vier categorieën onderscheiden:

- Producerende diensten
 - voedsel, schoon water, hout(producten), brandstof
- Ondersteunende diensten
 - nutriëntenkringlopen, bodemopbouw/structuur, primaire productie.

- Regulerende diensten
 - ziekte- en plaagwering, bestuiving, klimaatregulatie
- Culturele diensten
 - cultuurhistorie, recreatie, inspiratie voor kunst en ontwerp

Momenteel is een transitie gaande van vooral bescherming naar een balans tussen benutten en bescherming van het bodem- en watersysteem. Bescherming van het bodem- en watersysteem blijft onverkort noodzakelijk en zal voorlopig nog apart gezien moeten worden de benutting van dit systeem.

2.5 Ontwikkelingen in 2012 en verder

Visie ontwikkeling grondwaternormstelling (2012)

Door het ministerie van I en M wordt gewerkt aan een visie op de ontwikkeling van de grondwaternormstelling. Hierin komen alle aspecten van grondwater aan de orde en wordt onderzocht of en hoe grondwaternormstelling opgezet en uitgewerkt kan worden.

Uitwerking elementen duurzaam gebruik ondergrond (2012)

Het ministerie van I en M heeft het RIVM gevraagd om de elementen voor duurzaam gebruik ondergrond, zoals geformuleerd door de TCB (TCB, 2011) verder uit te werken in een webtool. Met dit instrument kunnen gebruikers eenvoudig informatie (rapporten, beleidsstukken, pilot-projecten, praktijkvoorbeelden) zoeken en vinden. Hierdoor kunnen ze bij het opstellen van beleid voor bodem en ondergrond, meer rekening houden met deze elementen.

TCB-advies over ecosysteemdiensten (2012)

In juni 2011 heeft de Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu, mede namens de staatssecretaris van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, de TCB advies gevraagd over het faciliteren van optimaal gebruik van ecosysteemdiensten door eindgebruikers en decentrale overheden. De TCB heeft dit advies inmiddels opgeleverd (TCB, 2012).

Na 2015 herziening Besluit bodemkwaliteit en eventueel een (fundamentele) herziening bodemnormen op diverse onderdelen

Het onderzoeksprogramma dat in hoofdstuk 4 wordt gepresenteerd, zal diverse resultaten opleveren. De resultaten zullen door het ministerie van I en M meegenomen worden in het beleidsproces rondom de herziening van het Besluit bodemkwaliteit. Daaruit kunnen eventuele (fundamentele) herzieningen van bodemnormen volgen. Zie voor een meer uitgebreide toelichting op de diverse onderdelen hoofdstuk 3 en 4.

3 Onderzoekslijnen

In dit hoofdstuk worden onderzoekslijnen gepresenteerd waaraan de komende jaren gewerkt kan worden. Het doel van deze onderzoeken is het aanleveren van kennis en instrumenten, zodat bij een herziening van het Besluit bodemkwaliteit alle informatie beschikbaar is om een beleidsmatige afweging te maken.

3.1 Aandachtspunten

In de volgende paragraaf worden de onderzoekslijnen toegelicht. Voor de beleidsmatige afweging en voor het onderzoekstraject moeten voorafgaand diverse vragen gesteld worden. Voor de beantwoording van deze vragen is wetenschappelijke, maatschappelijke en bestuurlijke inbreng nodig.

- Welke vormen van stress (niet alleen bodem/grondwaterverontreiniging) van de bodem en/of het grondwater zijn acceptabel en welk niet (waarvoor moet er wet en regelgeving geregeld worden, bijvoorbeeld om organisch stof verlies tegen te gaan)?
- Waar, wanneer en hoe wordt er ingegrepen bij een verstoring (optie tot differentiatie tussen een stadsbodem en een landbouwbodem)?
- Als er ingegrepen wordt, wat is dan het doel (vergelijking met verontreinigde waterbodem, die alleen gesaneerd wordt om aan de eisen voor de kwaliteit van het oppervlaktewater te voldoen)?
- Wat zijn de maatschappelijke kosten en baten (op korte en lange termijn)
- Hoe om te gaan met gebruiksveranderingen?

3.2 Onderzoekslijnen

Deze paragraaf beschrijft drie onderzoekslijnen of clusters van onderzoek. Voor sommige lijnen is er het mogelijk om een gedetailleerde uitwerking te geven, voor andere lijnen kan dat nog niet in dit stadium. De diverse opties zijn weergegeven en er is tot een voorstel voor een onderzoeksagenda gekomen.

3.2.1 *Cluster 1 Biologische beschikbaarheid en bodemtypecorrectie*

Stoffen zijn in het milieu meestal niet volledig beschikbaar, dat betekent dat organismen deels blootgesteld worden aan een stof. Welk deel dat is en hoe variabel dat deel is, hangt van verschillende factoren af. De inzichten rondom biobeschikbaarheid en de methoden voor het meten zijn na jaren van wetenschappelijk onderzoek inmiddels ver genoeg ontwikkeld, zodat ze in de praktijk kunnen worden toegepast. Naast de wetenschappelijke ontwikkelingen is er een maatschappelijke behoefte om recht te doen aan de lokale situatie waarin verontreinigingen aanwezig in. De beoordelingen in stap 1 en stap 2 in Sanscrit werken nu met totaalconcentraties. In de praktijk blijkt dat sommige stoffen minder beschikbaar zijn voor organismen, dat betekent dat ook de blootstelling en de effecten minder groot kunnen zijn. En dat daardoor de risico's lager zijn op een locatie, dan vooraf ingeschat werd via een standaardbeoordeling met totaalconcentraties.

Dit is de stand van zaken voor biologische beschikbaarheid:

- Biologische beschikbaarheid organische stoffen: meetmethoden zijn beschikbaar en er is een voorstel voor beoordeling van meetresultaten.

- Biologische beschikbaarheid metalen: ISO/NEN meetmethoden worden opgesteld.
- Biologische beschikbaarheid algemeen: nog bepalen hoe de uitkomsten van de verschillende meetmethoden ingezet kunnen worden binnen de normstelling en de risicobeoordeling. Welke voorwaarden gelden: generiek of alleen locatiespecifiek, stap 1 of 2 van het Saneringscriterium (in stap 3 wordt het al gebruikt). En waar moet het biobeschikbare gehalte aan getoetst worden? Hierbij hoort ook een risicoanalyse over de ontwikkeling van de biobeschikbare concentraties in de tijd. Is het een momentopname, die vele ordegrottes kan verschillen in de tijd (0- 10 jaar)? Of kan er een bandbreedte aangegeven worden rondom de biobeschikbaarheid?

Voor de bodemtypecorrectie zijn nieuwe wetenschappelijke inzichten en nieuwe gegevens beschikbaar (Spijker, 2012). Hierdoor is het mogelijk om de huidige bodemtypecorrectie aan te passen.

- Bodemtypecorrectie metalen: Spijker (2012) heeft een voorstel gedaan voor nieuwe methode voor de bodemtypecorrectie. De methode kan op verschillende manieren ingezet worden, met verschillende eisen aan de gegevens die daarvoor beschikbaar moeten zijn of de doorwerking in de normstelling. Zie voor details het rapport van Spijker (2012). Vervolgonderzoek zal in beeld moeten brengen wat de doorwerking is van de diverse opties, waarna een beleidsmatige keuze gemaakt kan worden. Doelstelling van de aanpassing van de bodemtypecorrectie is een betere weergave van de totaalconcentratie rekening houdend met de natuurlijke achtergrond van metalen in de bodem.

Uitwerking van deze onderdelen betekent dat wordt nagegaan of en hoe implementatie generiek of locatiespecifiek mogelijk is. Ook wordt aandacht besteed aan de consequenties van eventuele veranderingen.

Overwegingen vanuit het beleid:

Uitgangspunt blijft het meten van totaalgehalte (met een goede bodemtypecorrectie) en dan toetsing aan de Interventiewaarde (IW). De IW is een trigger waarde, bij overschrijding moet actie ondernomen worden. Deze IW moet wel hard zijn (goed onderbouwd met recente en voldoende gegevens). Pas daarna kan biologische beschikbaarheid meegewogen worden (stap 3 Saneringscriterium) en kan ook gekeken worden naar de ecologische effecten in het veld.

Wanneer biologische beschikbaarheid opgenomen wordt in de risicobeoordeling, dan is het van belang ook een toetsingskader te hebben voor de gemeten biologische beschikbaarheid. Dit toetsingskader moet uiteraard gekoppeld zijn aan ecologische effecten. Oftewel bij waarde X van een biologisch beschikbare concentratie van een stof treedt effect Y op bij organismen. Wanneer de analogie naar oppervlaktewater wordt getrokken dan zouden er verschillende kwaliteitseisen moeten komen voor biologisch beschikbare concentraties van stoffen (bijvoorbeeld VR, MTR en ER niveau).

3.2.2 Cluster 2 Gegevensbasis en consistentie normafleiding

Gegevensbasis:

Normen zijn gebaseerd op een grote verzameling van verschillende ecotoxicologische gegevens voor stoffen. Deze gegevens worden vervolgens op diverse manieren ingezet om normen af te leiden of om een inschatting van een risico te geven (bijvoorbeeld de Toxische Druk - eerder ms-PAF genoemd-

berekening in stap 2 van het Saneringscriterium). De gegevensbasis voor bodem voor sommige stoffen is beperkt tot zeer beperkt (m.n. voor organische stoffen zijn veel normen gebaseerd op aquatische gegevens). Ook zijn voor sommige stoffen geen recente gegevens beschikbaar en betreft het alleen chronische toxiciteitsgegevens (NOEC), terwijl in stap 2 van het Saneringscriterium gebruik gemaakt wordt (zou moeten worden) van acute toxiciteitsgegevens (L(E)C50).

- Uitbreiden en optimaliseren terrestrische toxiciteitsgegevens (van selectief tot volledig), dit kan op verschillende manieren. Hieronder staat de voorkeursvolgorde:
 1. Probleemstoffen (praktijk, hier kunnen ook niet-genormeerde stoffen toe behoren) of kritische stoffen (top 10)
 2. Periodiek mee laten lopen met herziening normen
 3. Actualiseren alle gegevens

Overwegingen vanuit het beleid:

Op korte termijn niet-prioritaire activiteit is de versterking van de gegevensbasis. Dit kan wel opgepakt worden via Europa (gebruik maken van netwerken). Hooguit in geval van probleemstoffen, maar dan nog moet men de samenwerking zoeken.

Het is wel van belang om te weten welke normen goed onderbouwd zijn en welke niet (wat is de kwaliteit van de gegevensbasis en wanneer is zij voor het laatst geactualiseerd en zijn er redenen om te actualiseren). Welke normen moeten naar het indicatieve rijtje en welke niet? Het Rijk is verantwoordelijk voor een goed onderbouwde transparante normstelling.

Consistentie:

Op twee onderdelen binnen de risicobeoordelingen is kritiek geuit op het gebied van consistentie (o.a. TCB, 2008a, b). Ten eerste de grondslag en het gebruik van soortgevoeligheidsverdelingen (SSD's) en ten tweede het rekening houden met doorvergiftiging in de risicobeoordeling.

- Uitzoeken grondslag en motivatie voor het toepassen van soortgevoeligheidsverdelingen (SSD's) volgens deze volgorde:
 1. Toepassingen en voorwaarden voor het gebruik van SSD's vergelijken (Sanscrit, Risicotoolbox, (bodem) Towabo, Omega123, (water(bodem)), normstelling NL en EU)
 2. Voorstellen voor harmonisatie van toepassing SSD's
- Doorvergiftiging is één van de elementen van de risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Echter in stap 1 en 2 van het Saneringscriterium wordt geen rekening gehouden met doorvergiftiging, in stap 3 kan het, maar is het niet verplicht.
 - o Transparant maken waarom doorvergiftiging wel of niet wordt meegenomen in de risicobeoordeling (beleidsmatige keuze, wetenschappelijke mogelijkheden, etc.) en voorstellen doen ter verbetering

3.2.3 Cluster 3 Andere stressfactoren en ecosysteemdiensten

Convenant bodem: 'Voor 2015 moet een overzicht beschikbaar zijn van alle locaties van historische bodemverontreiniging met ecologische risico's, waarbij gestreefd wordt deze risico's tenminste beheerst te hebben.' Dit betekent dat de komende periode (meer) aandacht besteed zal worden aan ecologische risicobeoordeling.

Andere stressfactoren

Het bodemecosysteem wordt niet alleen bedreigd door bodemverontreiniging, ook andere stressoren spelen een rol. In hoeverre is het gewenst om dit mee te laten spelen in de risicobeoordeling van bodemverontreiniging van een locatie? Om deze vraag te kunnen beantwoorden is meer inzicht nodig in het functioneren van ecosystemen onder verschillende stressoren. En bij een combinatie van stressoren, waaronder bodemverontreiniging. Onderzoek op dit gebied valt buiten het onderzoeksprogramma. Eventuele kennis op dit gebied kan op termijn wel ingezet worden om de bovenstaande vraag te beantwoorden.

Het saneren van een verontreinigde locatie kan in sommige gevallen meer schade opleveren, dan de bodemverontreiniging zelf veroorzaakt. De tijdschaal waarop beoordeeld wordt speelt hierbij een grote rol. Op welke manieren zijn er afwegingen mogelijk bij de beoordeling van negatieve effecten van bodemverontreiniging versus bodembeheer en -sanering?

Onderzoek naar de motivatie van bevoegde gezagen om tot een bepaalde keuze te komen (wel of niet saneren vanwege ecologische risico's), kan inzicht geven in de achterliggende problematiek en duidelijk maken waar meer onderzoek of ondersteuning nodig is vanuit het Rijk.

Ook is er behoefte aan ondersteuning en instructies rondom het monitoren en tegengaan van risico's voor het ecosysteem bij beheer- en/of saneringsmaatregelen. Dit valt echter buiten het kader van dit project.

Ecosysteemdiensten

Door het toepassen van ecosysteemdiensten (ESD) als centraal element bij het functioneren van de bodem wordt een locatie op een andere manier benaderd. Wanneer bepaalde ecosysteemdiensten van belang worden geacht op de locatie, kan onderzocht worden in hoeverre deze diensten functioneren. Als blijkt dat de bodemverontreiniging remmend werkt op een dienst, dan wordt inzichtelijk gemaakt wat een wat de voor- en nadelen zijn als de bodemverontreiniging gesaneerd of beheerd wordt. Maar zoals al eerder benoemd is in paragraaf 2.2.7, zijn er ook diverse andere stressoren die ervoor kunnen zorgen dat ESD minder werken. Door vanuit het functioneren van een ESD naar de bodem te kijken, komen ook deze andere stressoren aan bod. In theorie is mogelijk om per ESD aan te geven wat de grootste bedreigingen zijn. Echter het onderzoek en ontwikkelingen rondom ecosysteemdiensten zijn nog in volle gang. Er zijn nog geen concrete instrumenten beschikbaar.

- Bepaald zal moeten worden of en zo ja, op welke manier ecosysteemdiensten een rol kunnen spelen binnen de ecologische normstelling en risicobeoordeling.
 - o Bepaald beschermingsniveau per dienst?
 - o Een norm per dienst?
 - o Anders...

Overwegingen vanuit het beleid:

De TCB (2012) heeft een advies over uitgebracht over ESD. Deze vragen zijn in het rapport beantwoord:

1. Welke sturingsmogelijkheden hebben eindgebruikers en decentrale overheden om optimaal gebruik te maken van ecosysteemdiensten, en hoe kunnen deze versterkt worden?
2. In welke mate zouden economische marktmechanismen hierbij gebruikt kunnen worden?
3. Welke mogelijkheden ziet u voor het sturen op specifieke ecosysteemdiensten en hoe kan worden voorkomen dat dit tot een slechtere opbrengst van het totaal aan ecosysteemdiensten leidt? Hoe kunnen eindgebruikers en andere stakeholders deze afweging maken?

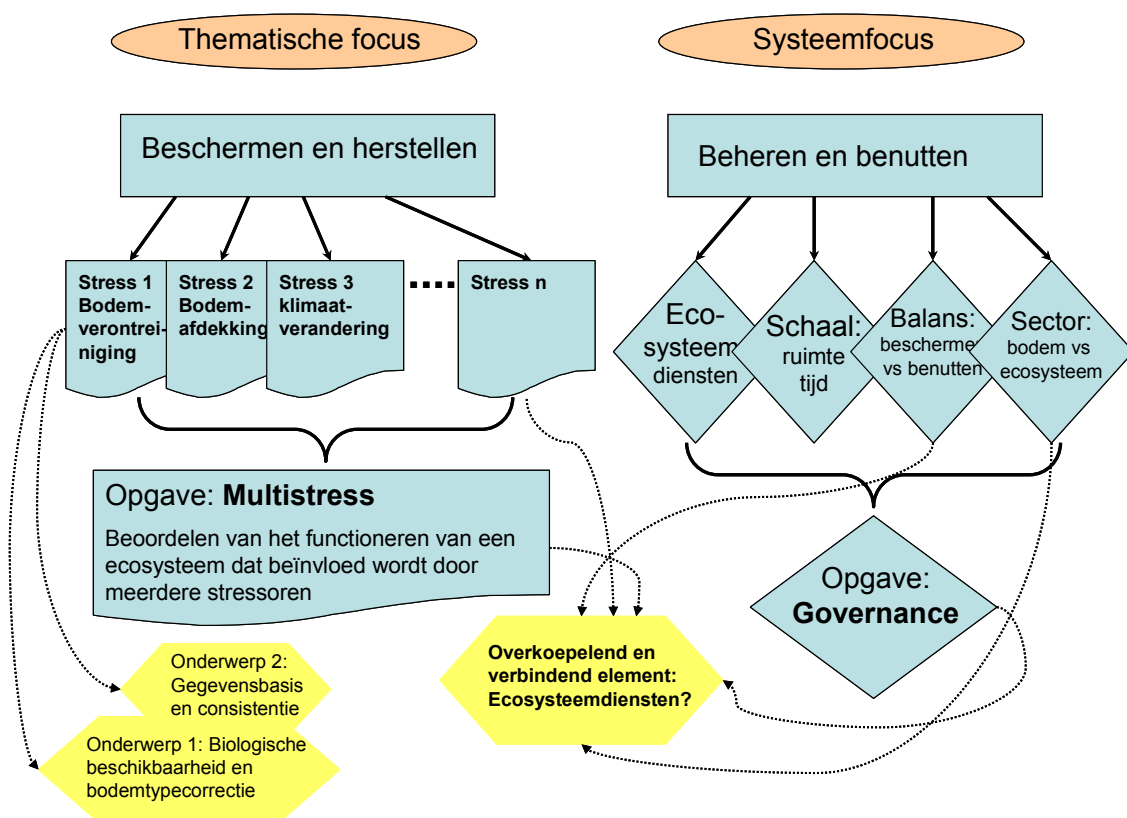
4. Kunt u aangeven of het mogelijk en gewenst is om voor landbouw, natuur en stedelijk gebied een meer concrete uitwerking te geven en zo ja, hoe deze er dan uit zou kunnen zien?
5. Hoe kan verdere synergie worden bereikt met maatregelen in het waterbeheer, die ook meer ecosysteemdiensten opleveren?
6. Wat zijn de belangrijkste kennislacunes?

ESD kunnen ingezet worden als methode om tot kwaliteitsverbetering van de bodem en het grondwater te komen (door deze een waarde te geven). Er zal in principe geen juridische verankering plaatsvinden (alleen waar mogelijk en wenselijk). ESD zullen vooral ingezet worden bij gebiedsgerichte beslissingen.

Wanneer het toepassen van ESD als beleidsdoel wordt vastgesteld, dan moet ook nagedacht worden het bieden van ondersteuning bij de waardering van ESD.

Momenteel worden drie pilots met ESD uitgevoerd. In 2012 wordt het Impuls Lokaal Bodembeheer uitgebreid, zodat er in de nota bodembeheer verbreed kan worden. ESD kunnen dan daarin opgenomen worden, net als de verdieping richting de ondergrond.

Dit hoofdstuk kan visueel samengevat worden, zie figuur 4.



Figuur 4. In deze figuur is zichtbaar waar welk type onderzoek plaatsvindt (gele vlakken). Ecosysteemdiensten komen in deze figuur tweemaal voor: 1. als overkoepelend en verbindend element tussen beschermen en herstellen enerzijds en beheren en benutten anderzijds, 2. als essentieel element van de systeemfocus (benutten).

4 Onderzoeksprogramma

In dit hoofdstuk worden de onderzoekslijnen uit hoofdstuk 3 samengevat in een onderzoeksprogramma (zie tabel 3). Parallel aan dit programma wordt gewerkt aan een visie op grondwaterkwaliteit en een uitwerking daarvan (visie in 2012, uitwerking 2013-2014). Uitkomsten en overwegingen uit beide trajecten zullen gedeeld moeten worden, zodat efficiënt en effectief gewerkt kan worden.

Tabel 3. Planning voor 2012-2014 voor de drie onderzoekslijnen

| | Cluster 1 Biobeschikbaarheid en bodemtypecorrectie | Cluster 2 Gegevensbasis en consistentie | Cluster 3 Andere stressfactoren en ecosysteemdiensten |
|--------------|--|---|---|
| 2012 | <ul style="list-style-type: none"> - Bodemtypecorrectie en achtergrondwaarden (hoe en waar implementeren, wat zijn technische consequenties) - Biobeschikbaarheid (metalen) | <ul style="list-style-type: none"> - Consistentie SSD's (bodem en water, waar en hoe toegepast, mogelijke verschillen en voorstellen tot harmonisatie) - Evaluatie normen (gegevensbasis en datum van actualisatie) | Pilots ESD (B+), ILB-traject (fase 2), Vorming consortium ESD (position paper RIVM), TCB-advies ESD |
| 2013 2014 | <ul style="list-style-type: none"> - Biobeschikbaarheid (hoe en waar implementeren; organ. stoffen en metalen) - Bodemtypecorrectie; wat zijn kwantitatieve consequenties van herziening | <ul style="list-style-type: none"> - Consistentie normstelling verbeteren op zwakste plekken - Doorvergiftiging: methode en data presenteren | Uitwerking/verdieping ESD en verbreding: randvoorwaarden +instrumentarium decentrale overheden - meenemen belang andere stressoren |

Andere onderzoekstrajecten op het gebied van ecologische risicobeoordeling zullen zich richten op:

- inzicht krijgen in het vervolgtraject bij het constateren van ecologische risico's in stap 2 van Sanscrit. Wat doet 'men' en waarom (niet)?
- In stap 2 en 3 van Sanscrit, handvaten geven voor het bepalen van 'gevoelige situaties' en uitwerken hoe en door wie de 'maatschappelijke afweging' plaats kan vinden.

Dit programma vormt de basis voor het onderzoek in de periode 2012-2014. Het zal als leidraad dienen en indien nodig worden aangepast als daar noodzaak voor is. In 2012 zal het programma voor dat jaar voor de drie clusters ook verder uitgewerkt worden. Deze uitwerking vindt plaats in nauw overleg met het ministerie van I en M.

Literatuur

E. Brand, F. Smedes, M.T.O. Jonker, J. Harmsen, W.J.G.M. Peijnenburg and J.P.A. Lijzen. 2012. Advice on implementing bioavailability in Dutch policy framework. User protocols for organic contaminants. RIVM Report 711701102. RIVM, Bilthoven.

Circulaire Bodemsanering 2009 zoals gewijzigd op 3 april 2012.

http://wetten.overheid.nl/BWBR0031423/Bijlage2/geldigheidsdatum_11-04-2012

COM. 2006. 232 Voorstel voor een Richtlijn van het Europees parlement en de Raad tot vaststelling van een kader voor de bescherming van de bodem en tot wijziging van Richtlijn 2004/35/EG. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0232:FIN:NL:PDF>

M. Gadella 2011. Evaluatie Besluit bodemkwaliteit. Agentschap NL, Utrecht.

J.P.A. Lijzen, M. Mesman, T. Aldenberg, C.D. Mulder, P.F. Otte, R. Posthumus, E. Roex, F.A. Swartjes, C.W. Versluijs, P.L.A. van Vlaardingen, A.P. van Wezel en H.J. van Wijnen. 2002 Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden. RIVM rapport 711701029/2002. RIVM, Bilthoven

S. Lukács, M. Mesman. 2008. Ecologische effecten van saneren bij ecologische risico's van bodemverontreiniging. RIVM Briefrapport 711701085. RIVM, Bilthoven.

L. Posthuma, C.A.M. van Gestel, C.E. Smit, D.J. Bakker en J.W. Vonk (Eds.) 1998. Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. RIVM report 607505004. RIVM, Bilthoven.

M. Rutgers. 2010. Notitie Ecosysteemdiensten, 21-12-2010.

SKB. 2009. Evaluatie van de toepassing van Triade bij het beoordelen van ecologische risico's. SKB rapport PTS 808.

J. Spijker, P.L.A. van Vlaardingen en G. Mol. 2008. Achtergrondconcentraties en relatie met bodemtype in de Nederlandse bodem. RIVM Rapport 711701074/2008. RIVM, Bilthoven.

J. Spijker. 2012. The Dutch Soil Type Correction. An Alternative Approach. RIVM report 607711005/2011. RIVM, Bilthoven.

TCB A045. 2008a. Advies Ecologische onderbouwing bodemnormstelling. TCB, Den Haag.

TCB R19. 2008b Achtergrond en perspectief van een aantal benaderingen voor ecologische bodemnormstelling. TCB, Den Haag.

TCB A072. 2011a. Advies Ecologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging. TCB, Den Haag.

TCB A067. 2011b. Advies Elementen voor duurzaam gebruik van de ondergrond. TCB, Den Haag.

TCB A073. 2012. Advies Beter besluiten met ecosysteemdiensten. TCB, Den Haag.

T.P. Traas 2003. Evaluatie van groep- en somnormen in het kader van Integrale Normstelling Stoffen. RIVM rapport 601501014. RIVM, Bilthoven.

E.M.J. Verbruggen, R. Posthumus and A.P. van Wezel. 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701 020. RIVM, Bilthoven

P.L.A. van Vlaardingen and E.M.J. Verbruggen. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Revision 2007. RIVM report 601782001/2007. RIVM, Bilthoven.

VROM. 2003. Beleidsbrief Bodem. BWL/2003 096 250, Den Haag.

J. Wezenbeek. 2010. Notitie voor de werkgroep NOBOWA Het normstellingslandschap voor de bodem, scenario's voor de toekomst.

Bijlage 1 Lijst van geïnterviewden

| Naam | Organisatie |
|-------------------------|---|
| Dhr. Co Molenaar | Ministerie I&M, Directie Water en Bodem |
| Dhr. Jan van Vliet | Ministerie I&M, Directie Duurzaamheid |
| Dhr. Martien Janssen | RIVM, SEC |
| Mevr. Els Smit | RIVM, SEC |
| Dhr. Bert-Jan Groenberg | Alterra, Centrum Bodem |
| Dhr. Frank Lamé | Deltares |
| Dhr. Leonard Osté | Deltares |
| Dhr. Jaap Tuinstra | Technische Commissie Bodem (TCB) |
| Dhr. Johannes Lijzen | RIVM, LER |
| Dhr. Michiel Rutgers | RIVM, LER |

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl