



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu

*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

**Handreiking Triade 2011
Locatiespecifiek ecologisch onderzoek
in stap 3 van het Saneringscriterium**

Rapport 607711003/2011

M. Mesman | A.J. Schouten | M. Rutgers



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

**Handreiking Triade 2011;
Locatiespecifiek ecologisch onderzoek
in stap 3 van het Saneringscriterium**

RIVM Rapport 607711003/2011

Colofon

© RIVM 2011

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'.

M. Mesman
A.J. Schouten
M. Rutgers

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

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu/Directie Duurzaam Produceren, in het kader van project 607711 Bodemkwaliteit, preventie en risicobeoordeling

Rapport in het kort

Handreiking Triade 2011

Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het Saneringscriterium

In 2006 heeft het ministerie van Infrastructuur en Milieu (I en M, voorheen VROM) de vernieuwing van de Wet bodembescherming ingezet. Een onderdeel daarvan is de risicobeoordeling van bodemverontreinigingen. De manier waarop deze risicobeoordeling moet worden uitgevoerd, staat beschreven in de Circulaire bodemsanering uit 2006 (het zogeheten Saneringscriterium). De risicobeoordeling bestaat uit drie stappen op basis waarvan uiteindelijk wordt bepaald of een verontreinigde bodem moet worden gesaneerd. Het RIVM heeft in de Handreiking Triade 2011 beschreven hoe locatiespecifiek ecologisch onderzoek in de derde en laatste stap kan worden uitgevoerd. Hierin wordt lokale informatie over de aard van de verontreiniging en eventuele effecten op de omgeving meegenomen in de beoordeling. De Triademethodiek is hiervoor een geschikte methode.

De Circulaire is aangepast in 2008 en 2009 en de volgende aanpassing wordt medio 2011 verwacht. Vooruitlopend hierop is de Handreiking Triade vernieuwd; ook zijn knelpunten weggenomen. De Triademethodiek combineert de resultaten van drie typen onderzoek: chemische analyses, toxiciteittoetsen en ecologisch veldonderzoek. Op basis van de combinatie van deze resultaten wordt de beoordeling minder onzeker en kan de beslissing om wel of niet met spoed te saneren beter worden onderbouwd.

Trefwoorden:

Triade, locatiespecifiek, Saneringscriterium, ecologische risicobeoordeling

Abstract

Guideline Triad 2011

Site-specific ecological research in step 3 of the Remediation Criterion

In 2006 the Ministry of Infrastructure and the Environment (I and M, former VROM) started the policy renewal of the Soil Protection Act. A section of this is the risk assessment of contamination is described in the Circular letter Soil Remediation (2006, the so-called Remediation Criterion). The risk assessment, consists of three steps which is the basis used to decide whether a contaminated soil has to be remediated. The RIVM has described in the Guideline Triad 2011 how site-specific ecological research in the third and final step can be performed. Site-specific information about the nature of the contamination and the possible effects on the environment are integrated in the assessment. The Triad method is a suitable method for this purpose.

The Circular letter has been adjusted in 2008 and 2009 and the next adjustment will be expected in the middle of 2011. In anticipation of this the Guideline Triad has been renewed and bottlenecks have been removed. The Triad method combines the results of three types of research: chemical analysis, toxicity tests and ecological field surveys. Based on this integration of results the assessment is less uncertain and the decision to remediate can be better underpinned.

Keywords:

Triad, site specific, Remediation Criterion, ecological risk assessment

Voorwoord

Dit rapport bevat de vernieuwde handleiding voor het uitvoeren van een ecologische risicobeoordeling met behulp van de Triade. In 2007 verscheen de eerste Handreiking Triade op basis van ervaringen met pilotstudy's en een workshop met vertegenwoordigers van het bevoegde gezag, adviesbureaus en kennisinstituten.

In de jaren na 2007 is Triadeonderzoek steeds vaker in de praktijk toegepast. Begin 2009 verscheen een rapport van de Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB) met een evaluatie van de procesmatige ervaringen die zijn opgedaan met Triadeonderzoek op 56 verontreinigde locaties. De uitvoering en interpretatie van de resultaten hebben recent ook tot meningsverschillen geleid, die tot in hoger beroep bij de Raad van State hebben gespeeld. Op basis van deze ervaringen is duidelijk geworden dat de methodiek voor het Triadeonderzoek verder moet worden gespecificeerd, gestandaardiseerd en geformaliseerd, zodat deze ook voldoet aan criteria die in juridische procedures een rol spelen.

De kritiek richtte zich op de volgende punten:

- de diepte van de bodemlaag waarin het Triadeonderzoek wordt gedaan;
- de hoeveelheid bodemonsters waarop het onderzoek wordt gebaseerd;
- de relatie met het onderzoek en de monsterpunten uit het nader onderzoek.

In het overleg- en adviesorgaan NOBOWA (Normstelling Bodem en Water) is besproken wat bovengenoemde kritiek voor consequenties heeft voor het Triadeonderzoek als instrument bij de bepaling van de spoed voor sanering. NOBOWA heeft geadviseerd om de 'juridische houdbaarheid' op twee manieren te verbeteren:

- via de onlangs gepubliceerde NEN 5737 (2010): Proces van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging;
- via herziening van het RIVM-rapport 'Handreiking Triade, Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het Saneringscriterium' (Mesman et al., 2007).

NEN 5737 beschrijft de procesmatige stappen voor een onderzoek met de Triademethodiek. Het RIVM-rapport met de Handreiking Triade bevat een werkwijze op hoofdlijnen voor een onderzoeks aanpak, zoals die bij een willekeurige verontreinigde locatie zou kunnen worden toegepast. Naar aanleiding van het advies van NOBOWA, hebben I en M-directies Leefomgevingskwaliteit (LOK) en Duurzaam Produceren (DP) aan het RIVM gevraagd om de Handreiking te actualiseren, op basis van de Triade-evaluatie (SKB, 2009) en de toetsing van een praktijksituatie zoals die door de Raad van State heeft plaatsgevonden.

Het resultaat is deze Handreiking 2011, die in korte tijd moest worden aangepast om te kunnen verschijnen met de laatste versie van de Circulaire bodemsanering (begin 2011). Bij de herziening van het rapport is tevens gelet op de gedachtevorming en initiatieven in een lopend project van de Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer (SIKB), dat tot doel heeft technische protocollen op te stellen voor de strategie en uitvoering van het Triadeonderzoek.

Inhoud

Samenvatting—11

1 Inleiding—15

- 1.1 Bodemonderzoek—15
- 1.2 Wet- en regelgeving—15
- 1.3 De Triade—16
- 1.4 Groei in het gebruik van de Triade—17
- 1.5 Leeswijzer—17

2 Het Saneringscriterium nader bekeken—19

- 2.1 Stappen 1 en 2 van het Saneringscriterium—19
- 2.2 Stap 3 in het Saneringscriterium: maatwerk—20
- 2.3 Onzekerheid verminderen en risico's beoordelen in stappen 2 en 3 van het Saneringscriterium—21

3 De Triade nader bekeken—25

- 3.1 Inleiding—25
- 3.2 Afweging: uitvoeren onderzoekslaag 1 Triade en/of toepassen NEN-procesnorm 5737—27
- 3.3 Besliscriteria vaststellen—28
- 3.4 Triadeonderzoek, onderzoekslaag 1—28
- 3.5 Algemene kenmerken van de eerste Triadeonderzoekslaag—28
- 3.6 Stappenplan voor een Triadeonderzoek—30
 - 3.6.1 Probleemdefinitie—30
 - 3.6.2 Keuze voor de opzet en detaillering van het Triadeonderzoek—30
 - 3.6.3 Monstermethodes en diepte—32
 - 3.6.4 Keuze referentielocatie(s)—33
 - 3.6.5 Keuze meetmethoden—34
 - 3.6.6 Meetgegevens omzetten naar effectmaat—37
 - 3.6.7 Berekening van het ecologische risico per Triadespoor—37
 - 3.6.8 Integratie van de drie sporen en de berekening van de deviatie Triade-Effectwaarde—37
 - 3.6.9 Stoppen of doorgaan met het onderzoek—38
 - 3.6.10 Triade-resultaten in een ruimtelijk beeld—38
 - 3.6.11 Interpretatie van de resultaten en risicobeoordeling—39
- 3.7 Resumé—39

Woordenlijst—41

Literatuur—43

Bijlage 1 Toelichting soorten bodemonderzoek—47

Bijlage 2 Voorbeeld van een Triadeonderzoek—49

Bijlage 3 Berekening Toxische Druk—61

Bijlage 4 Voorbeelden van schalingsmethoden bij verschillende toxiciteitstesten en veldwaarnemingen—63

Bijlage 5 Berekening voor eindbeoordeling resultaten Triadeonderzoek—65

Samenvatting

In de afgelopen jaren is een aantal vernieuwingen doorgevoerd in het bodembeleid en de wet- en regelgeving die hierop is gebaseerd. De manier waarop een geval van bodemverontreiniging wordt beoordeeld en aangepakt staat beschreven in artikel 37 van de Wet bodembescherming. De procedure is uitgewerkt in de Circulaire bodemsanering, waarvan een nieuwe versie begin 2011 zal verschijnen. Met behulp van het Saneringscriterium wordt vastgesteld of er dusdanige risico's zijn dat er met spoed moet worden gesaneerd. Er worden drie typen risico's beschouwd: die voor de mens, voor het ecosysteem en de verspreiding van een verontreiniging.

Voor de onderbouwing van de beslissing van het bevoegde gezag '*om niet met spoed te saneren*' kan in stap 3 van het Saneringscriterium een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling worden uitgevoerd. De Triademethodiek wordt hiervoor als hulpmiddel genoemd. De Triade is gebaseerd op de gelijktijdige toepassing van drie sporen van onderzoek om een beter beeld te krijgen van de effecten van een verontreiniging. Dit zijn de sporen:

- chemie, waarin op basis van de concentraties verontreinigende stoffen in grondmonsters van de locatie of in organismen, een effectschatting wordt gemaakt met behulp van kennis over de toxiciteit van stoffen;
- toxicologie, waarin bioassays worden uitgevoerd met monsters van de locatie;
- ecologie, waarin met behulp van biologische metingen en inventarisaties op de locatie wordt bepaald of er effecten in het veld optreden.

Door de resultaten van deze drie sporen te combineren in een Triade-Effectmaat worden de onzekerheden in de risicobeoordeling gereduceerd. Wanneer alle resultaten 'dezelfde kant' op wijzen, ontstaat de zogenaamde 'Weight of Evidence': een verzameling van aanwijzingen die in zijn geheel gewicht (bewijs) in de schaal legt.

Naast de driesporenbenadering dient de Triade, evenals het Saneringscriterium, stapsgewijs te worden opgebouwd. Hierdoor kan beperkt onderzoeksbudget zo efficiënt mogelijk worden benut. Om verwarring te voorkomen wordt in het geval van de Triade gesproken over 'onderzoekslagen', en bij het Saneringscriterium over 'stappen', maar in wezen is dezelfde redenering van toepassing: 'makkelijk als het kan, moeilijk als het moet'. De eerste onderzoekslaag is (evenals stap 1) relatief eenvoudig. Indien dit een bevredigend antwoord oplevert, kan de risicobeoordeling worden afgerond. Wanneer er te veel onzekerheid over het ecologische risico blijft bestaan, kan de Triade met een volgende (verdiepende) onderzoekslaag worden uitgebreid. Dit rapport geeft een praktische handreiking voor het toepassen van de eerste onderzoekslaag van een Triade in het Saneringscriterium, aangevuld met verklarende argumenten die voor elk type Triadeonderzoek gelden.

De effecten van bodemverontreiniging op het ecosysteem worden in de Triade op een schaal van 0 tot 1 uitgedrukt, waarbij 0 duidt op de afwezigheid van effecten en 1 op maximale effecten. Ook wordt de mate van onzekerheid bepaald en uitgedrukt op een schaal van 0 tot 1. Deze twee parameters worden

gebruikt bij de beoordeling of de ecologische risico's aanvaardbaar zijn of niet. De werkwijze is stapsgewijs beschreven en wordt toegelicht met voorbeelden.

Naast omvang en grootte van de ecologische effecten is het verstandig omgaan met *onzekerheid* de basis voor het nemen van een beslissing over '*het niet met spoed saneren van de verontreiniging*'. Als de onzekerheid groot is, dan worden de criteria voor een beslissing aan de 'veilige' (=strengere) kant gekozen, en zal er eerder '*met spoed moeten worden gesaneerd*'. De stappen in het Saneringscriterium en de lagen in het Triadeonderzoek zijn ontworpen om de onzekerheid te verminderen. Hierdoor is het mogelijk dat minder locaties, of minder verontreinigd oppervlak, gesaneerd moeten worden.

De praktijktoepassing van de Triade en toetsing van de resultaten aan de regelgeving heeft de volgende punten van kritiek c.q. vragen om verbetering opgeleverd:

1. de bemonsteringsdiepte;
2. het aantal monsters;
3. de ruimtelijke interpretatie van het Triadeonderzoek.

Ad 1: De hoogste dichtheid van het bodemleven bevindt zich in de bovenste laag van de bodem. Sommige regenwormen pendelen naar de diepere lagen (tot circa 1 m) en sommige planten wortelen veel dieper dan 1 m. Bacteriën en cryptobiota (organismen met een verborgen levenswijze) worden soms aangetroffen tot op enkele honderden meters onder het maaiveld. De Triade sluit onderzoek naar mogelijke effecten van verontreinigingen in diepere lagen niet uit. Het hangt van de locatie en de vraag naar het type effecten af of ecologisch onderzoek in diepere lagen effectief is. Deze keuze is opgenomen in de Handreiking Triade 2011.

Ad 2 en 3: Een beoordeling op basis van een Triade in stap 3 van het Saneringscriterium is *aanvullend* op de beoordeling die in stap 2 heeft plaatsgevonden op basis van het nader onderzoek. De in deze Handreiking beschreven opzet voor een Triadeonderzoek sluit in principe aan op stap 2, maar hoeft daar qua monsterpunten niet exact mee samen te vallen. Dit heeft te maken met de omstandigheid dat de Triade niet in eerste instantie is ontwikkeld om van betekenis te zijn in de ruimtelijke context van de bodemverontreiniging, terwijl het nader onderzoek, al dan niet volgens Nederlands Technische Afspraak (NTA) 5755, dat wel is. De Triade is wel ontwikkeld om effecten met een grotere nauwkeurigheid in de ecologische betekenis vast te stellen door het verminderen van bepaalde onzekerheden. Beide onderzoeken zijn aanvullend en vragen hun eigen specifieke onderzoeksopzet. Dit neemt niet weg dat onder bepaalde omstandigheden het samenvallen van monsterlocaties bij stap 2 en stap 3 gewenst is en dat uiteindelijk (vaak via een extrapolatiestap) ook de resultaten van een Triadeonderzoek in een ruimtelijke context beoordeeld worden.

De veranderingen ten opzichte van de eerste versie van de Handreiking (Mesman et al., 2007) spitsen zich vooral toe op:

- De berekening van de Toxische Druk (TD) van het complete mengsel van verontreinigende stoffen in de Triade is aangepast en verduidelijkt. Sinds 2009 is de berekening van de TD een integraal onderdeel van stap 2 van het

Saneringscriterium, waardoor op dit aspect de aansluiting met de Triade optimaal is geworden.

- Er is specifieke uitleg toegevoegd die de relatie tussen stap 2 en stap 3 van het Saneringscriterium aangeeft, of in andere woorden de relatie tussen het nader onderzoek (NTA 5755, 2010) en een Triadeonderzoek, al dan niet uitgevoerd aan de hand van Nederlandse Norm (NEN) 5737.
- De kern van risicobeoordeling is uiteengezet, namelijk het verzamelen van gegevens om een beslissing te kunnen nemen, waarbij rekening gehouden wordt met diverse vormen van onzekerheid.
- De vernieuwde Handreiking bevat aanknopingspunten voor de inrichting van Triadeonderzoek met minder en andere monsterpunten dan het nader onderzoek (al dan niet volgens NTA 5755), en stappen waarmee de beperkte ruimtelijke informatie vervolgens geëxtrapoleerd kan worden naar de hele locatie.
- Er worden factoren benoemd die van belang zijn voor het bepalen van de diepte onder het maaiveld waarop het Triadeonderzoek en de risicobeoordeling zich moeten richten.

1 Inleiding

1.1 Bodemonderzoek

In Nederland vinden vele bodemonderzoeken plaats om vast te stellen of bodemverontreiniging aanwezig is. Bodemonderzoek wordt ingezet in verschillende situaties: bij de aanvraag van een bouwvergunning, bij de aanleg van infrastructurele werken, bij het vermoeden van bodemverontreiniging of bij partijkeuringen van grond voor transport en hergebruik. Van sommige locaties is al bekend dat de bodem mogelijk verontreinigd is (een verdachte locatie), bij andere locaties is dit nog onduidelijk. Voor al deze situaties bestaan er onderzoeksprotocollen (NEderlandse norm (NEN) en BeoordelingsRichtLijn (BRL) -protocollen), zodat kan worden vastgesteld of er daadwerkelijk een geval van ernstige bodemverontreiniging is en of die al dan niet met spoed gesaneerd dient te worden. Een uitgebreide toelichting op de diverse soorten bodemonderzoek staat in Bijlage 1.

Als door bijvoorbeeld een oriënterend onderzoek is vastgesteld dat een locatie verontreinigd is, worden via het nader onderzoek en het Saneringscriterium (beschreven in de Circulaire bodemsanering 2009, medio 2011 zal een nieuwe versie verschijnen) de ernst, omvang en het risico van de verontreiniging in drie stappen bepaald:

1. Er is sprake van een geval van ernstige verontreiniging als voor ten minste 1 stof de gemiddelde gemeten concentratie van minimaal 25 m³ bodemvolume in het geval van bodemverontreiniging, of 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume in het geval van een grondwaterverontreiniging, hoger is dan de interventiewaarde.
2. Het al dan niet met spoed saneren van de verontreiniging: in dit deel van het onderzoek wordt nagegaan welke risico's er zijn (humaan, ecologisch en verspreiding). Hierbij wordt gebruikgemaakt van een standaard risicobeoordeling via de internetapplicatie Sanscrit (www.sanscrit.nl) om de diverse berekeningen uit te voeren.
3. Naast deze standaard risicobeoordeling is er ook een mogelijkheid om maatwerkonderzoek uit te voeren (onder andere locatiespecifiek ecologisch onderzoek volgens de Triademethodiek).

Het nader onderzoek wordt uitgevoerd aan de hand van de Nederlands Technische Afspraak (NTA) 5755 (2010). In deze NTA is voorgeschreven hoe het nader onderzoek dient te worden uitgevoerd via het toepassen van richtlijnen en protocollen. Centraal daarbij staat het gebruik van een conceptueel model. De NTA verwijst voor het uitvoeren van locatiespecifiek ecologisch onderzoek naar de Triade en geeft aan dat de Handreiking Triade (2007) gevolgd dient te worden. De Handreiking Triade 2011 zal deze vorige versie van de Handreiking vervangen.

1.2 Wet- en regelgeving

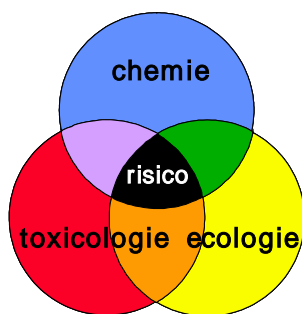
Op 1 januari 2006 is de wijziging van de Wet bodembescherming (Wbb) in gang gezet. De Circulaire bodemsanering geeft een invulling aan de artikelen 37 en 38 van de Wbb voor landbodems. Het Saneringscriterium wordt gebruikt om te bepalen of spoedige sanering van bodemverontreiniging noodzakelijk is. De Circulaire bodemsanering vervangt verschillende eerdere besluiten en regelingen. Sinds de inwerkingtreding van de Circulaire in 2006 is bovendien een aantal wijzigingen van kracht geworden, namelijk in 2008 en 2009. De volgende

aanpassing wordt begin 2011 verwacht. Voor de ecologische risicobeoordeling gaan enkele zaken wijzigen:

- in stap 2 van het Saneringscriterium een wijziging in de diepte van de bodem die beoordeeld moet worden;
- aangepaste berekeningswijze voor koper en zink in stap 2 van het Saneringscriterium;
- wijzigingen in de oppervlaktecriteria voor de gebiedstypen voor het beoordelen van de Toxische Druk (TD)-contouren.

1.3 De Triade

In paragraaf 1.1 wordt genoemd dat naast de standaard risicobeoordeling ook de mogelijkheid wordt geboden om in stap 3 maatwerk te leveren. Deze Handreiking Triade laat zien hoe een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling uitgevoerd kan worden met de Triade. De Triade combineert drie sporen van onderzoek om tot één eindoordeel, de Triade-Effectwaarde (TE), te komen voor het ecologische risico van de verontreiniging op een locatie (Figuur 1.1). De zeggingskracht van de risicobeoordeling wordt versterkt door het onafhankelijk beschouwen van de resultaten van de drie onderzoekssporen 'chemie', 'toxicologie' en 'ecologie'. Elke benadering of meettechniek levert methodische en conceptuele onzekerheden op, maar bevat voor de locatie ook unieke informatie. Door 'het bewijs' (= de gegevens en de argumentatie waarop de risicobeoordeling gefundeerd is) op meerdere onafhankelijke sporen te baseren wordt de onzekerheid verminderd en wordt de kans op een foutieve conclusie kleiner.



Figuur 1.1: De onderzoeksvelden van de Triade.

Integratie van beoordelingsinstrumenten uit de chemie, toxicologie en ecologie leidt tot vermindering van onzekerheden bij het bepalen van het ecologische risico.

In diverse publicaties en rapporten is het Triadeonderzoek uitgebreid besproken, zowel qua procesmatige en methodische aanpak, praktische uitvoering als ervaringen (Chapman, 1986, 1990, 1996; Den Besten et al., 1995; De Zwart et al., 1998; Van der Waarde et al., 2001; Jensen en Mesman, 2006; Rutgers et al., 1998, 2001, 2005; Rutgers en Den Besten 2005; Schouten et al., 2003a, 2003b; SKB, 2009; Rutgers en Jensen, 2010). Recent is er een NEN-norm gepubliceerd die de procesmatige aanpak van een Triadeonderzoek beschrijft (NEN 5737, 2010). De SIKB (Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer) is bezig met het opstellen van technische protocollen voor het uitvoeren van een Triadeonderzoek (monsterstrategie en monsternamen). Dit protocol wordt in 2011 verwacht.

1.4 Groei in het gebruik van de Triade

In verhouding tot het bodemchemisch onderzoek dat de laatste decennia veelvuldig heeft plaatsgevonden op verontreinigde locaties, is er nog relatief weinig ervaring opgedaan met het toepassen van de Triade voor ecologische risicobeoordeling van (terrestrische) bodems. Toch heeft er in de afgelopen jaren een duidelijke ontwikkeling plaatsgevonden, ingegeven door de behoefte om (waar nodig) tot een locatiespecifieke risicoschatting te komen. De Triademethodiek is in een groeiend aantal praktijksituaties toegepast, vaak in het kader van innovatieve onderzoeksprogramma's zoals projecten van Programmabureau Geïntegreerd Bodemonderzoek (PGBö), Nederlands Onderzoeksprogramma Biologische In-situ Sanering (NOBIS), Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB) en RIVM in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (I en M). In navolging van deze programma's is de Triade ook al in tientallen commerciële projecten toegepast. In 2008 is in opdracht van de SKB een project uitgevoerd waarin 56 Triadebeoordelingen procesmatig zijn geëvalueerd. Op 36 locaties bleek een onderzoek volgens 3 sporen te zijn uitgevoerd, op de overige 20 zijn 2 sporen gevolgd. Voor zover bekend heeft het onderzoek naar ecologische risico's op de helft van de locaties geleid tot een beslissing over de vervolgstappen (SKB, 2009). De aanbevelingen die uit de SKB-studie naar voren komen zijn:

- een Triadeonderzoek is het meest effectief als een duidelijke vraagstelling aanwezig is, en er gedurende het hele proces wordt samengewerkt tussen onderzoekers en de opdrachtgever;
- er is behoefte aan standaardisering van beoordelingsmethoden;
- er zijn specifieke meetmethoden nodig voor extreme omstandigheden;
- biobeschikbaarheid en bioaccumulatie moeten meer aandacht krijgen; en
- monitoring als maatregel opnemen in de beschikking of eindbeslissing van een locatie.

In 2006 is de Triade opgenomen in de Circulaire bodemsanering als mogelijke methodiek voor stap 3 in de ecologische risicobeoordeling van het Saneringscriterium. Dit heeft de toepassing van de Triade gestimuleerd. Desondanks lijkt het spreekwoord 'onbekend maakt onbemind' nog wel van toepassing voor de Triade bij het bevoegde gezag, terreinbeheerders of projectontwikkelaars. Deze herziene Handreiking probeert de drempel voor het toepassen van een Triade bij ecologische risicobeoordeling zo laag mogelijk te maken, door niet alleen de achtergronden te beschrijven maar ook de praktische uitvoering zo goed mogelijk in te vullen.

1.5 Leeswijzer

Het Saneringscriterium, met de nadruk op stap 2 en stap 3, wordt besproken in hoofdstuk 2. In hoofdstuk 3 wordt uitgelegd hoe de Triade werkt en hoe ze kan worden ingezet in het Saneringscriterium. Aan de hand van een stappenplan volgt een uitleg over de praktische invulling van een Triadeonderzoek. Ook gaat het hoofdstuk in op de keuze van grenzen (beslisriteria) voor ecologische risico's op basis van het Triadeonderzoek.

Bijlage 1 geeft een beknopt overzicht van alle soorten bodemonderzoek die bij bodemverontreiniging uitgevoerd worden. In Bijlage 2 wordt het stappenplan van hoofdstuk 3 geïllustreerd met een theoretisch voorbeeld. Daarbij worden elementen als de integratie van de resultaten van het Triadeonderzoek, berekening van de Triade-Effectwaarde en de deviatie uitgebreid toegelicht. In

Bijlagen 3, 4 en 5 staan verder diverse rekenmethoden beschreven, om de resultaten van analyses te bewerken tot een Triade-Effectwaarde.

In dit rapport worden de achtergronden van het Saneringscriterium en de Triade samengevat. De te volgen werkwijze is zo concreet mogelijk beschreven, op essentiële plaatsen voorzien van een summiere argumentatie en uitgewerkt aan de hand van enkele (reken)voorbeelden. De verdiepende wetenschappelijke onderbouwing is gegeven in bovengenoemde literatuur. Dit rapport heeft ook tot doel een beschrijving te geven van de wijze waarop de Triade in het Saneringscriterium kan worden ingebed en praktisch kan worden toegepast.

Dit rapport is beknopt gehouden, met vrij weinig theoretische verhandelingen of discussie. Toch was het onvermijdelijk om hier en daar wat achtergrondinformatie te verschaffen, bijvoorbeeld over het aspect van onzekerheid – een sleutelbegrip bij elke risicobeoordeling. Het is de bedoeling dat de Handreiking als 'quick start guide' voor elk Triadeonderzoek kan worden gebruikt. De concrete aanwijzingen voor schaling, weging en toetsing in deze Handreiking hebben geen normatieve betekenis. De beoordelaars (bevoegd gezag en uitvoerders van de beoordeling) worden als het ware uitgenodigd om deze Handreiking Triade te volgen dan wel om er gemotiveerd van af te wijken. In veel gevallen zal 'gemotiveerd afwijken' een goed resultaat kunnen opleveren. Voor verdere verdieping van het onderwerp wordt verwezen naar de desbetreffende publicaties.

2 Het Saneringscriterium nader bekeken

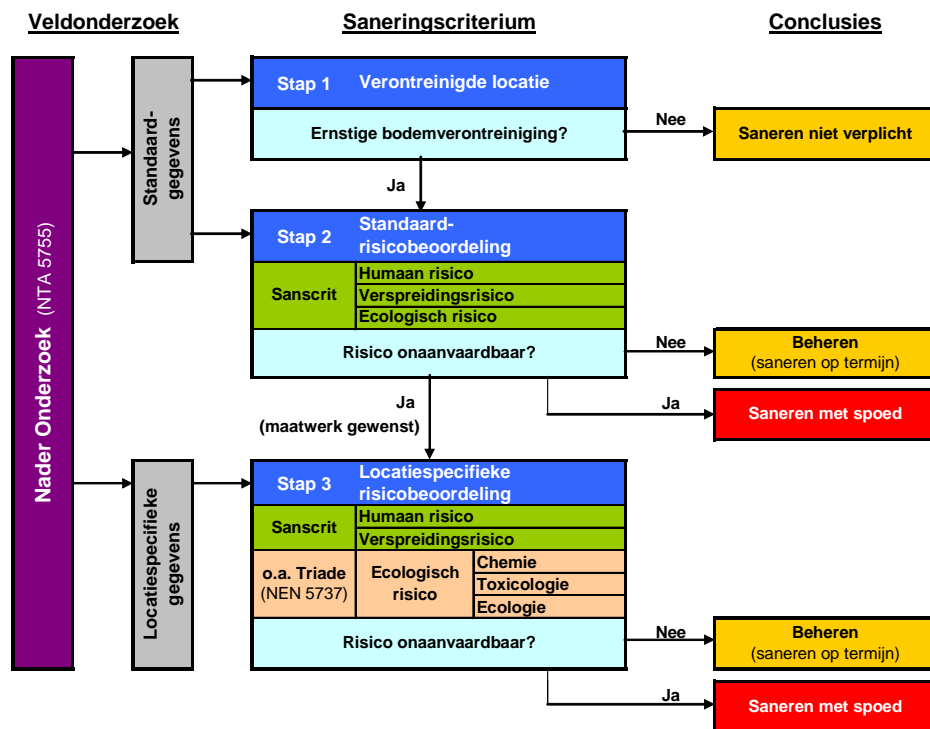
Het in de inleiding beschreven nader onderzoek moet een tweetal zaken duidelijk maken:

- de omvang van de verontreiniging;
- de spoedeisendheid van de sanering van de verontreiniging.

De gegevens van het nader onderzoek worden gebruikt bij het bepalen van het Saneringscriterium. In dit hoofdstuk wordt toegelicht wat het Saneringscriterium is en op welk moment de Triade daarbij ingezet kan worden.

2.1 Stappen 1 en 2 van het Saneringscriterium

Het Saneringscriterium, zoals beschreven in de Circulaire bodemsanering (2009), onderscheidt drie stappen in de risicobeoordeling (Figuur 2.1). In stap 1 wordt getoetst of een locatie moet worden beschouwd als een geval van ernstige verontreiniging.



Figuur 2.1: Schematisch overzicht van het Saneringscriterium.

In stap 3, locatiespecifieke risicobeoordeling ecologie, kan het Triadeonderzoek worden ingezet.

Stap 2 is de standaard risicobeoordeling op basis van een generieke modelberekening, Sanscrit geheten (op www.sanscrit.nl is een internetapplicatie beschikbaar om de berekeningen uit te voeren). Het Saneringscriterium wordt uitgevoerd om de risico's te bepalen voor de deelgebieden: mens, ecosysteem, en verspreiding.

Voor het deelgebied *Ecologie* wordt de standaardbeoordeling gebaseerd op:

- *Het geschatte effect van het mengsel van stoffen op het ecosysteem.* De concentraties van stoffen in monsters van de locatie zoals die gemeten zijn in het nader onderzoek worden uitgedrukt in een Toxische Druk (TD). Meer gedetailleerde informatie over de berekening van de TD in stap 2 van het Saneringscriterium is gepubliceerd door Rutgers et al. (2008). Deze TD wordt getoets aan een laag en een hoog criterium.
- *Het onbedekte oppervlak waarop de verontreinigingen zijn aangetroffen op de locatie.* Er worden diverse grenzen gehanteerd voor oppervlak, namelijk 50 m², 500 m², 5000 m² en 50.000 m² (zie Tabel B2.2), en
- *De veronderstelde gevoeligheid van het ecosysteem voor bodemverontreiniging.* Er worden drie niveaus van gevoeligheid onderscheiden die afhankelijk zijn van het bodemgebruik.

Indien na de standaard risicobeoordeling het risico in één of meer van de deelgebieden (mens, ecosysteem, verspreiding) als onaanvaardbaar wordt beoordeeld, kan besloten worden tot maatwerk met een verdergaande locatiespecifieke risicobeoordeling via stap 3. Zo kunnen meer locatiespecifieke omstandigheden meegenomen worden, zodat een realistischere beoordeling uitgevoerd kan worden.

2.2 Stap 3 in het Saneringscriterium: maatwerk

Stap 3 is maatwerk. Het bestaat uit aanvullende metingen of extra modelberekeningen met (nog) meer locatiespecifieke gegevens. In dit rapport wordt alleen ingegaan op de ecologische locatiespecifieke risico's. In de Circulaire bodemsanering (2009) is sprake van een onaanvaardbaar ecologisch risico indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie:

- de biodiversiteit kan worden aangetast (bescherming van soorten);
- kringloopfuncties kunnen worden verstoord (bescherming van processen);
- bioaccumulatie en doorvergiftiging kunnen plaatsvinden.

Met een Triadeonderzoek worden ecologische effecten gekwantificeerd, zodat de risico's beoordeeld kunnen worden. Tot voor kort ontbrak het aan een handzame methode voor het uitvoeren van een Triade in stap 3 (zie Figuur 2.1). Dit rapport, en ook achterliggende publicaties over de Triade, voorzien in de behoefte aan richtlijnen voor de toepassing van de methodiek. Parallel aan deze herziening van de Handreiking Triade, is door het SIKB gewerkt aan protocollen voor het uitvoeren van het Triadeonderzoek (monsterstrategie en monsternamen). Voor zover mogelijk heeft afstemming plaatsgevonden. In Figuur 2.2 is te zien welke plaats de Handreiking Triade en het SIKB-protocol hebben binnen de procesnorm voor de Triade, de NEN 5737.

De Handreiking Triade biedt via het Triadeonderzoek de mogelijkheid om deze ecologische risico's aan te tonen en ze te beoordelen (zie Hoofdstuk 3 en Bijlage 2). Indien de onzekerheden in de beoordeling van de ecologische risico's voldoende zijn weggenomen via een Triadeonderzoek, dan dient stap 3 van het Saneringscriterium uiteindelijk tot de volgende conclusies te leiden:

- Risico niet onaanvaardbaar → niet spoedig saneren, wel beheer (en saneren op termijn);

Of (gelijk aan de uitkomst van stap 2 van het Saneringscriterium):

- Risico onaanvaardbaar → spoedig saneren, of de bestemming van de locatie aanpassen aan een minder gevoelig type bodemgebruik dat binnen de risicogrenzen valt.

Het staat de gebruiker vrij om stap 2 en stap 3 tegelijk uit te voeren, als de uitdrukkelijke wens bestaat om de Triade toe te passen. Hierbij dient dan in acht te worden genomen dat elementen in stap 2 die in stap 3 soms minder aandacht krijgen in voldoende mate worden meegenomen in het onderzoek. Een Triadeonderzoek kan uiteraard ook worden uitgevoerd om de beslissing tot saneren beter te motiveren, of de saneringsomvang af te stemmen op het resultaat van een Triadeonderzoek. Het doel van het Saneringscriterium is om een onderbouwd besluit te kunnen nemen, nadat de onzekerheden in de beoordeling voldoende zijn verminderd.

Ten aanzien van de wijze van saneren en beheer zijn verschillende varianten mogelijk, die in kunnen spelen op de lokale omstandigheden en eisen die door het bodemgebruik worden gesteld. Voor de praktijk zijn het relevante aspecten die bij de planning van een sanering aan bod dienen te komen. Deze onderwerpen vallen echter buiten het bestek van dit rapport. Het kan wel onderdeel zijn van de procesmatige stappen die doorlopen moeten worden bij een Triadeonderzoek (NEN 5737, 2010).

2.3 Onzekerheid verminderen en risico's beoordelen in stappen 2 en 3 van het Saneringscriterium

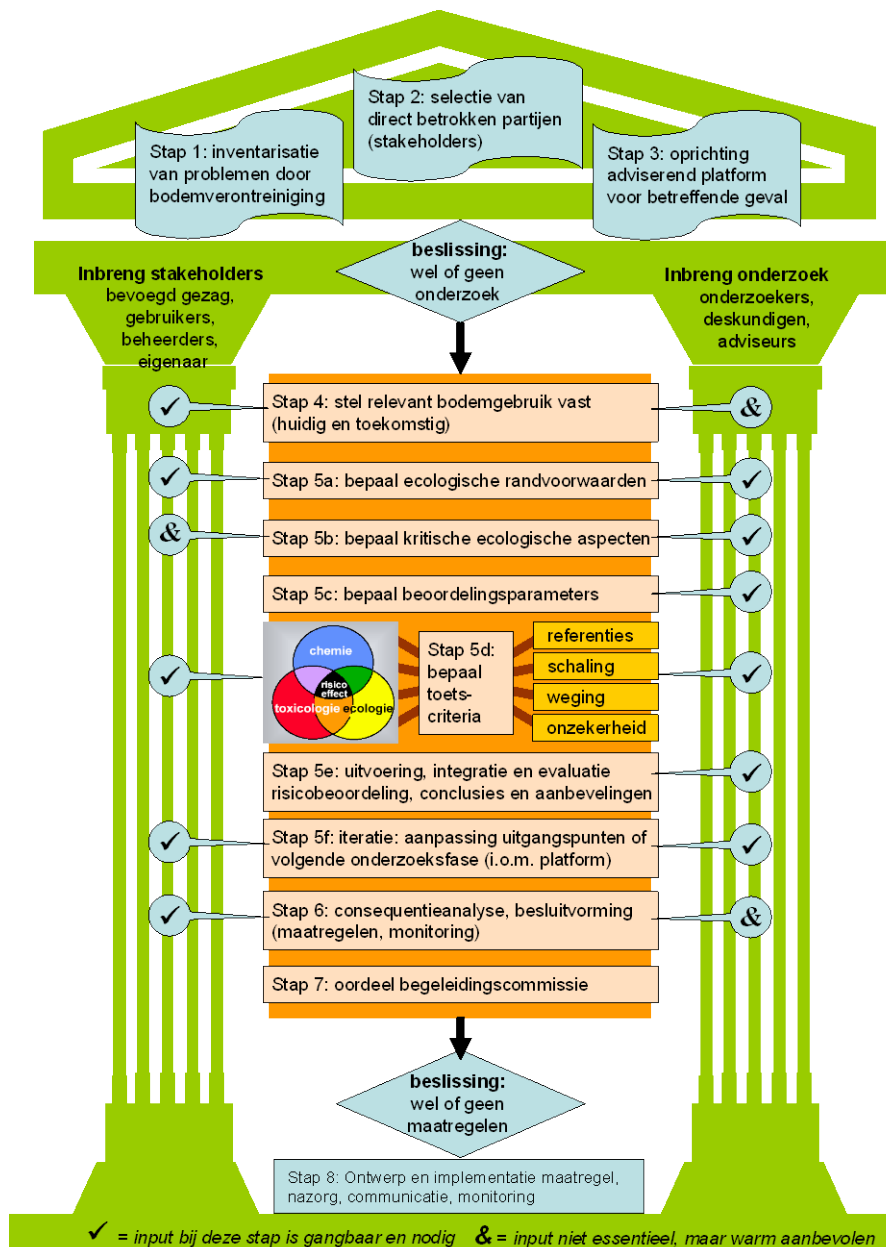
De essentie van het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging, is het verantwoord en verstandig omgaan met onzekerheden die verbonden zijn met de inschatting van effecten op het ecosysteem (Suter et al., 2000; Rutgers en Jensen, 2010). Als de onzekerheden nog te groot zijn, door gebrek aan informatie of de toepassing van een te generieke methodiek, moet de beoordeling worden uitgebreid met aanvullende locatiespecifieke informatie, analyses en berekeningen. De extra informatie of onderzoeksinspanning is dus gericht op het verminderen van de onzekerheid in de risicoschatting.

Het is, voor de begripsvorming, zinvol om twee essentieel verschillende soorten van onzekerheid te benoemen:

- Onzekerheid over de ernst van een verontreiniging, als gevolg van variatie (heterogeniteit) in ruimte en tijd, en door ontbrekende gegevens of fouten daarin.
- Onzekerheid als gevolg van gebrek aan kennis over het functioneren van ecosystemen in het algemeen en de effecten van de verontreiniging op de desbetreffende locatie in het bijzonder. Deze onzekerheid wordt vaak 'modelonzekerheid' genoemd.

In de literatuur wordt soms ook een derde soort onzekerheid benoemd, namelijk het risico van slechte communicatie met verkeerd begrepen en ongedefinieerd vakjargon. Verder leven er verschillende verwachtingspatronen bij onderzoekers, risicobeoordelaars, bevoegd gezag, beslissers en andere belanghebbenden (Rutgers en Jensen, 2010). Deze laatste soort onzekerheid wordt in de Handreiking niet verder uitgewerkt. NEN 5737 (2010) voorziet in processtappen waarbij communicatie tussen de verschillende partijen essentieel is, waardoor deze vorm van onzekerheid kan worden gereduceerd (zie Figuur 2.2).

Bij een ecologische risicobeoordeling van een verontreinigde locatie zijn beide soorten van onzekerheid van belang, en moeten worden benoemd. Bij de stappen 1 en 2 van het Saneringscriterium wordt de nadruk gelegd op de vermindering van onzekerheden beschreven onder punt 1 (variatie in tijd en ruimte en gebrekkige gegevens).



Figuur 2.2 Schema van de te doorlopen stappen voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging.

Deze stappen zijn ter ondersteuning van besluitvorming bij bodemsanering of bodembeheer volgens NEN 5737. De Handreiking Triade heeft vooral betrekking op stap 5a t/m 5e. Het SIKB-protocol 2005 (nog in ontwikkeling, verschijnt in 2011) richt zich voornamelijk op stap 5e.

Onzekerheden in stap 2 van het Saneringscriterium

Stap 2 van het Saneringscriterium wordt onder meer gebaseerd op de resultaten van het nader onderzoek. Het protocol voor het nader onderzoek (NTA 5755, 2010) bevat richtlijnen om de aard en omvang van de verontreiniging op een adequate wijze vast te stellen en deze informatie toe te passen voor een effectschatting. Daarbij wordt aandacht besteed aan vermindering van onzekerheid door rekening te houden met de te verwachte effecten van het complete mengsel in plaats van de stof-voor-stofbenadering. Ook wordt in stap 2 al enigszins rekening gehouden met de gevoeligheid van het ecosysteem, de onbedekte verontreinigde oppervlakte en de diepte waarop de verontreiniging zich bevindt.

Om modelonzekerheden over ecologische effecten te verminderen is andere informatie nodig, zoals informatie over het ecosysteem zelf: Welke planten en dieren komen er voor? Wat zijn de eigenschappen van de bodem (pH, organisch stofgehalte, etc.)? De Triade in stap 3 is bedoeld om een praktische aanvulling te bieden voor de stofgerichte benadering in stap 2.

Onzekerheden in stap 3 van het Saneringscriterium

De Triade is er op gericht om modelonzekerheden te reduceren volgens het principe van 'Weight of Evidence' (WoE; samengevoegde bewijslast). Dit wordt gedaan via drie onafhankelijke sporen van onderzoek. Grofweg betekent dit per monsterpunt een verdrievoudiging van de analyse-inspanning. In eerste instantie richt een Triadeonderzoek zich daarom niet op uitvoering van dit onderzoek in alle denkbare monsters van een locatie, bijvoorbeeld dezelfde monsters als in stap 2. Anders zou de Triade onnodig omvangrijk en kostbaar worden.

Voor een Triadeonderzoek wordt daarom onderzoek gedaan aan een beperkt aantal speciaal geselecteerde monsters die representatief mogen worden geacht voor de verontreinigings- en de referentiesituatie, maar niet de ruimtelijke situatie. Bijvoorbeeld via een vergelijking tussen relatief schone (referentie-) monsters en verontreinigde monsters of via een onderzoek aan een reeks monsters met een oplopende concentratie ('gradiëntonderzoek'). In het volgende hoofdstuk en Bijlage 2 wordt dit verder toegelicht.

Ondanks dat er minder monsterpunten in het Triadeonderzoek worden meegenomen, wordt de onzekerheid verkleind. Dit komt doordat er naast informatie uit het chemiespoor (TD-waarden), ook gegevens uit het toxicologie- (bioassays) en ecologiespoor (veldinventarisaties) meegenomen worden in de risicobeoordeling.

Omvang vaststellen in stap 3 van het Saneringscriterium

In stap 2 van het Saneringscriterium worden TD-contouren vastgesteld. Met deze contouren bepaalt men de oppervlaktes voor de eindbeoordeling. Voor stap 3 wordt een soortgelijke methode voorgesteld, om de eindresultaten van het Triadeonderzoek weer te geven. De gegevens waarmee de TD-contouren in stap 2 gemaakt worden, worden via extrapolatie gekoppeld aan de Triade-Effectwaarden (het eindresultaat van de Triade per monsterpunt). Zo kan het bevoegde gezag de beslissing aangaande 'spoed' nemen, gebruikmakende van het verbeterde inzicht in de ecologische effecten. Voor een uitgebreide toelichting wordt verwezen naar hoofdstuk 3 en Bijlage 2.

3 De Triade nader bekeken

3.1 Inleiding

De Triade bestudeert een verontreinigingssituatie vanuit drie kennisvelden:

Chemie

De concentraties van de verontreinigende stoffen in monsters van de locatie worden geanalyseerd. Standaard worden de totaalconcentraties gemeten. Een alternatief is de bepaling van de biobeschikbare fractie of van de opgenomen hoeveelheid van een stof in plant of dier. Voor het schatten van de effecten worden vervolgens literatuurgegevens en modellen gebruikt over de toxiciteit van de stoffen op organismen en ecologische processen.

Toxiciteit

Met behulp van monsters van de locatie worden bioassays uitgevoerd om de toxiciteit rechtstreeks te meten. Deze experimenten worden over het algemeen in het laboratorium gedaan, omdat de interpretatie van de resultaten onder standaardcondities eenvoudiger is.

Ecologie

Er worden gegevens verzameld over de toestand van het ecosysteem. Dit kan worden gedaan door het inventariseren van de plantengemeenschap, kleine dieren, bodemorganismen (regenwormen, nematoden, bacteriën) of ecologische processen, zoals afbraaksnelheid, fragmentatie van organische stof of mineralisatieprocessen. Effecten worden bepaald met behulp van goede referentiemonsters voor de verontreinigingssituatie.

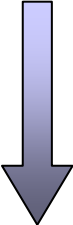
De crux van de Triade is gelegen in de integratie van de drie kennisvelden, waardoor op een efficiënte wijze modelonzekerheden worden gereduceerd (zie Figuur 1.1). In Tabel 3.1 is aangegeven wat de mogelijke conclusies zijn bij de verschillende uitkomsten van de Triade.

Tabel 3.1 Meervoudige bewijsvoering ('Weight of Evidence'). Voor de verschillende 'Lines of Evidence': +, resultaat wijst op een effect; -, resultaat wijst niet op een effect (naar Chapman, 1996).

Milieukwaliteitsnormen overschreden	Toxiciteit aanwezig in bioassay	Ecologische effecten zichtbaar in het veld	Conclusies
-	-	-	Geen indicatie voor ecologische effecten.
+	-	-	Verontreinigende stoffen aanwezig, maar niet biobeschikbaar.
-	+	-	Onbekende verontreinigende stoffen, toxiciteit aangetoond.
-	-	+	Ecologische effecten niet veroorzaakt door verontreinigende stoffen.
+	+	-	Verontreinigende stoffen aanwezig en biobeschikbaar, maar er worden geen ecologische effecten veroorzaakt in het veld.
-	+	+	Ecologische effecten wellicht veroorzaakt door onbekende verontreinigende stoffen.
+	-	+	Verontreinigende stoffen niet biobeschikbaar in bioassay, ecologische effecten hebben mogelijk een andere oorzaak.
+	+	+	Sterke indicatie voor ecologische effecten van verontreiniging.

De Triade kan worden uitgevoerd als een gelaagde (getrapte) methode. Dit biedt de mogelijkheid om veelvoorkomende gevallen met een standaard (eenvoudig) instrumentarium te beoordelen en pas uitgebreider onderzoek in te zetten als dat nodig is (zie Tabel 3.2). Deze Handreiking richt zich vooral op het uitvoeren van de eerste onderzoekslaag van de Triade.

Tabel 3.2 Mogelijke invulling van de opeenvolgende lagen van een Triadeonderzoek voor de drie onderzoekssporen, chemie, toxicologie en ecologie.

	Spoor →	Chemie	Toxicologie	Ecologie
eenvoudig 	Onderzoekslaag 1	Beoordeling van totaalconcentraties (TD).	Algemene bioassays (acute blootstelling en via waterige monsters).	Eenvoudige inventarisaties van flora en fauna. Simpele bodembioologische analyses.
	Onderzoekslaag 2	Eenvoudige analyse van de (bio)beschikbaarheid van stoffen (via modellen). Eenvoudige metingen van poriewatergehalten en gebruik van aquatische toxiciteitsgegevens.	Specifiekere bioassays (met chronische blootstelling en via bodemmonsters).	Microbiologische processen. Aanwezigheid en diversiteit flora en fauna.
complex	Onderzoekslaag 3	Meten biobeschikbaarheid. Bioaccumulatie. Populatie-effectmodellen.	Bioassays met meerdere organismen. Bioassays met gevoelige eindpunten (reproductie).	PICT-analyses. Voedselweb-analyses. Onderzoek aan zoogdieren.

Als de drie sporen elkaar tegenspreken dan zijn de onzekerheden over de effecten op de locatie groot (zie het op één na laatste voorbeeld in Tabel 3.1). In dat geval kunnen aanvullende meet- en rekenmethoden worden ingezet. Met de laagsgewijze aanpak kan onnodig of te duur onderzoek worden voorkomen.

3.2 Afweging: uitvoeren onderzoekslaag 1 Triade en/of toepassen NEN-procesnorm 5737

Wanneer men besluit om stap 3 van het Saneringscriterium uit te voeren, dan moet een aantal beslissingen genomen worden. In deze Handreiking ligt de nadruk op de toepassing van de eerste onderzoekslaag van een Triadeonderzoek, als eerstelijnsinstrument voor stap 3 van het Saneringscriterium. Onderzoekslaag 1 van het Triadeonderzoek zal in veel gevallen een duidelijke uitslag geven. Bij gecompliceerde, omvangrijke of bijzondere gevallen zal deze eenvoudige Triade goed werken als screeningsinstrument, maar zal er daarnaast vaak meer onderzoek nodig zijn. Wanneer men vooraf deze inschatting al kan maken, is het verstandig de procesnorm NEN 5737 (2010) te overwegen. Aanwijzingen hiervoor zijn dat de instrumenten die in een beperkte Triade toegepast worden niet volstaan, bijvoorbeeld omdat er specifieke ecologische aspecten beoordeeld moeten worden, zoals het broedsucces van weidevogels. NEN 5737 voorziet in een

geschikte procedure voor het ontwerpen van de aanpak voor ecologische risicobeoordeling van locaties met bijzondere stoffen, omvangrijke verontreinigingen en/of gebieden met specifieke ecologische aspecten. In de onderzoeksopzet kan rekening gehouden worden met mogelijke oplossingen. Voorbeelden van dit soort locaties zijn de Kempen, de Krimpenerwaard en de Toemaakdekken (Mesman et al., 2005; Rietra et al., 2004; Tuinstra et al., 2004; Bosveld et al., 2000).

NEN 5737 past ook Triadeonderzoek toe. Er wordt echter vooraf specifieke aandacht gegeven aan het afwegingsproces voor zowel de keuze van de indicatoren (per Triadespoor) als de besliscriteria voor de onaanvaardbaarheid van ecologische effecten. NEN 5737 is voortgekomen uit de Basisbenadering; deze is beschreven in Rutgers et al. (1998, 2005) en Jensen en Mesman (2006).

3.3 Besliscriteria vaststellen

In tegenstelling tot stap 2 van het Saneringscriterium, zijn voor stap 3 geen besliscriteria vastgelegd in de Circulaire bodemsanering. Ook in de gewijzigde versie van de Circulaire, verwacht in begin 2011, zal dat niet het geval zijn. Dit betekent dat voorafgaand aan de start van het onderzoek door het bevoegde gezag, eventueel in samenspraak met belanghebbende, vastgelegd moet worden welke besliscriteria met bijbehorende onzekerheid gehanteerd worden en wat de vervolgstappen zijn bij een bepaalde uitkomst van het Triadeonderzoek. De NEN 5737 (2010) geeft hier een procesmatig kader voor. In Bijlage 2 worden besliscriteria en een maat voor de onzekerheid voorgesteld, die voor het bevoegde gezag als startpunt kunnen dienen bij haar specifieke afweging.

3.4 Triadeonderzoek, onderzoekslaag 1

De basis van een Triadeonderzoek is in iedere situatie gelijk:

- drie onafhankelijke sporen om effecten van verontreiniging te analyseren: chemie, toxicologie en ecologie;
- een in beginsel gelaagde uitvoering (vaak zal één onderzoekslaag volstaan).

Flexibiliteit schuilt in de invulling van de drie sporen. De keuze voor de diverse testen en analyses en de bijbehorende besliscriteria kunnen worden afgestemd op de locatiespecifieke omstandigheden. In de volgende paragrafen worden de handvatten hiervoor nader uitgewerkt en in Bijlage 2 is dit geïllustreerd met een theoretisch voorbeeld.

De praktische uitvoering van een Triadeonderzoek roept een aantal vragen op: Hoe moet worden gemonsterd? Welke testen zijn geschikt voor welk doel? Hoe moet worden gemeten? En hoe is het resultaat uit te drukken in een ecologische effectmaat? In eerdere rapporten over de Triade zijn de meeste handvatten gegeven (Jensen en Mesman, 2006; Rutgers et al., 2001, 2005; Rutgers en Den Besten, 2005; Schouten et al., 2003a, 2003b). De methodiek wordt puntsgewijs uitgelegd, met verwijzingen naar de achtergrondrapporten.

3.5 Algemene kenmerken van de eerste Triadeonderzoekslaag

Het doel is om direct aan te sluiten op stap 2 van het Saneringscriterium:

- gericht op het verminderen van modelonzekerheden van de beoordeling van ecologische risico's;
- gericht op de algemene kenmerken van elk ecosysteem (biodiversiteit, processen, doorvergiftiging).

Onderzoekslaag 1 van het Triadeonderzoek richt zich op één gradiënt of een aantal categorieën (verontreinigingsklassen), met een voor de locatie representatieve cocktail van verontreinigende stoffen. Andere kenmerken zijn:

- kosteneffectief;
- resultaten snel beschikbaar;
- gemiddeld gevoelig.

Chemie

Dit spoor heeft als doel: het bepalen van het effect van de verontreiniging op het ecosysteem door middel van een berekening van de Toxische Druk (TD). Onlangs is de berekening van de TD ook opgenomen als beoordelingsinstrument in stap 2 van het Saneringscriterium (Rutgers et al., 2008), ter vervanging van het oude instrumentarium (op SUS gebaseerd):

- meten: totaalconcentraties stoffen (ten minste een set metalen, de 10 PAK's van VROM, en stoffen die met de specifieke verontreinigingssituatie te maken hebben);
- meten: bodemkenmerken (pH, bodemtype, organische stof, lutumgehalte);
- berekenen: Toxische Druk van het mengsel van stoffen met behulp van de msPAFEC50.

Een uitgebreide toelichting op de berekeningsmethode is te vinden in Rutgers et al. (2008). Een rekenhulp in Excel is beschikbaar via de website van Sanscrit (www.sanscrit.nl). Voor Stap 2 van het Saneringscriterium is vanaf 2011 een Excel-rekenhulpmiddel in Sanscrit beschikbaar gemaakt waarmee de Toxische Druk (TD) van het complete mengsel van verontreinigende stoffen kan worden berekend (www.sanscrit.nl). Dit rekenhulpmiddel is ook bruikbaar voor Stap 3 van het Saneringscriterium en het Triadeonderzoek, met dien verstande dat de beoordelingscriteria niet toepasbaar zijn. Deze zijn specifiek bedoeld voor toepassing in Stap 2 van het Saneringscriterium. Behalve de algemene grenswaarden voor de TD zijn er voor de stoffen koper en zink specifieke grenswaarden voor de TD ingevoerd, vanwege de bijzondere positie van deze twee metalen. Het rekenhulpmiddel is ook niet bruikbaar in het geval van locatiespecifieke achtergrondwaarden, niet genormeerde stoffen of genormeerde stoffen met ontbrekende toxiciteitsgegevens.

Toxicologie

Dit spoor heeft als doel om de toxiciteit te meten in monsters van de locatie bij organismen die in het laboratorium zijn opgekweekt. Hiertoe worden deze organismen blootgesteld aan (soms bewerkte) monsters van de locatie onder standaardomstandigheden:

- meten: effecten acute blootstelling (één test of enkele testen) in waterige extracten of in (behandelde) grondmonsters en een controle om de toetskwaliteit te beoordelen;
- berekenen: mate van effect ten opzichte van een (lokale) referentiewaarde.

Ecologie

Dit spoor heeft als doel het aantonen van effecten van verontreiniging op meetbare aspecten van het ecosysteem op de locatie:

- meten: eenvoudige bodembioïologische analyses (microbiële activiteit, samenstelling nematodenfauna, regenwormen);
- meten: en/of eenvoudige inventarisaties van de vegetatie op de locatie;
- berekenen: afwijking ten opzichte van (lokale) referentie die plausibel gerelateerd kan worden aan de verontreiniging.

3.6 Stappenplan voor een Triadeonderzoek

Bij elke locatiespecifieke beoordeling met de Triade wordt in principe eenzelfde stramien doorlopen. Hieronder volgt een korte beschrijving van de te doorlopen stappen en van de betrokkenen.

3.6.1 *Probleemdefinitie*

De probleemdefinitie volgt waarschijnlijk al uit stappen 1 en 2 van het Saneringscriterium, en behoeft dan geen nadere uitwerking. In bijzondere gevallen kan het nuttig zijn om dit verder aan te scherpen met behulp van de NEN 5737 (2010). De probleemdefinitie wordt opgesteld door de opdrachtgever van het onderzoek (gemeente, terreineigenaar, enzovoort) en kan daarbij ondersteund worden door een adviesbureau of onderzoeksinstituut.

3.6.2 *Keuze voor de opzet en detaillering van het Triadeonderzoek*

Het is belangrijk dat vooraf wordt bepaald, welke manier van bemonsteren en statistische analyse het best passend is voor de vraagstelling van het onderzoek. Traditioneel wordt het onderzoek zo uitgevoerd dat statistisch kan worden getoetst of er significante verschillen tussen proefgroepen bestaan (bijvoorbeeld verontreinigd versus schoon). Dit kan alleen worden gedaan met herhaalde waarnemingen en het gebruik van de variatie hierin.

De 'Weight of Evidence' benadering van de Triade maakt gebruik van zoveel mogelijk verschillende informatie ('appels en peren' benadering). Hierdoor is het niet noodzakelijk dat metingen significante verschillen opleveren, alvorens een resultaat van onderzoek wordt meegenomen in de afweging van effecten. Wanneer meerdere kleine effecten en de drie sporen van de Triade in dezelfde richting wijzen, kan dit samen als voldoende overtuigend bewijs worden geaccepteerd.

Het Triadeonderzoek maakt gebruik van gegevens van het verkennend onderzoek en/of oriënterend onderzoek en het nader onderzoek. Zo worden de resultaten van eerder uitgevoerd onderzoek en eerdere chemische analyses efficiënt benut, vooral voor de selectie van delen van het terrein waar aanvullende bemonsteringen, veldinventarisaties en biologische analyses moeten plaatsvinden.

De opzet van het Triadeonderzoek hangt zowel samen met de aard en grootte van de locatie, als met het soort verontreiniging en de verspreiding ervan:

1. Wanneer een verontreiniging bijvoorbeeld in een duidelijk afgebakend gebied is geconcentreerd met een relatief homogene cocktail van verontreinigende stoffen met een steile verontreinigingsgradiënt (bijvoorbeeld bij dempingen, leeflagen en depots), kunnen de effecten in het (meest) vervuilde deel worden vergeleken met ecologische/toxicologische/chemische kenmerken daarbuiten. Dit is in principe een indeling in schoon versus verontreinigd. In dat geval zijn minimaal vier herhaalde representatieve waarnemingen (monsters in viervoud; Onder monsters worden ook de locaties bedoeld waar voor het ecologie-spoor waarnemingen worden gedaan. Denk aan een vegetatieopname.) per categorie nodig (in totaal acht monsters).
2. Wanneer de cocktail van verontreinigende stoffen niet erg homogeen is, maar de verontreiniging is wel duidelijk begrensd en er is een relatief kleine kans op vals negatieve resultaten ('vals negatief' betekent dat er geen effect wordt gemeten, terwijl het er wel is, met andere woorden de toegepaste methoden zijn ongevoelig) dan kan beter een

gradiëntbenadering worden gekozen. Dit vergroot de representativiteit van het Triadeonderzoek voor de locatie ten opzichte van de aanpak bij 1. In dit geval zijn minimaal acht monsters van relatief schoon (lage TD) tot relatief sterk verontreinigd (hoge TD) nodig, die ook op een relatief grote afstand van elkaar gestoken worden. Bij deze aanpak kan het optreden van vals negatieve waarnemingen de betrouwbaarheid van het onderzoek beperken (hoge deviatie bij bepaalde monsters). Als de kans op vals negatieve waarnemingen groot is, dan verdient het de aanbeveling de monsters meer aan het uiteinde van de gradiënt te steken, bijvoorbeeld vier om vier (relatief schoon versus relatief verontreinigd), of drie om vijf. In zo'n geval levert een oriëntatie op de uiteinden van de gradiënt een betrouwbaardere relatie op tussen de aanwezigheid van verontreiniging en ecologische effecten.

3. In complexere situaties is het nodig om meer monsters te steken. Als bijvoorbeeld sprake is van twee onafhankelijke verontreinigingen (twee hotspots) die ook ruimtelijk van elkaar onderscheiden kunnen worden, dan verdubbelt grofweg de meetinspanning. Wanneer daarnaast ook de kans op vals negatieve waarnemingen groot is door een onvoldoende gevoeligheid van de toegepaste methoden, of wanneer de niet aan bodemverontreiniging gerelateerde bodemparameters sterk variëren (pH, organische stof, lutum), dan kan met een groot aantal monsters en geavanceerde statistische technieken het signaal uit de ruis 'gefilterd' worden. Daarvoor zijn minstens twintig monsters nodig.
4. Met mengmonsters kan de representativiteit van het onderzoek voor de locatie verbeterd worden zonder de analyse-inspanning te vergroten, maar de kans op het optreden van vals negatieve waarnemingen kan toenemen door het uitmiddelen van piekconcentraties en effecten. Dat wil zeggen dat er geen effecten meer worden gemeten terwijl die er wel zijn. Mengmonsters zijn een optie als de verontreiniging ernstig genoeg is en de meetmethoden ruim voldoende gevoelig zijn om effecten aan te tonen zodat het optreden van vals negatieve waarnemingen door verdunneffecten niet sterk toeneemt. In dat geval weegt de afname van het aantal vals positieve op tegen de toename van het aantal vals negatieve waarnemingen. Wanneer de kans op vals negatieve waarnemingen groot is, door de ongevoeligheid van de methode en de ruis, kan het onderzoek beter worden gericht op een set enkelvoudige monsters met relatief hoge concentraties van stoffen in combinatie met een set referentiemonsters (zie 1 en 2 hierboven).

Specifieke aandacht is nodig voor de selectie van goede referentielocaties en het nemen van referentiemonsters, omdat dit aspect ondergewaardeerd is in het nader onderzoek (zie ook 3.6.4). Met andere woorden, het zicht op de verontreiniging is goed ontwikkeld via het nader onderzoek, maar de kenmerken van het locatiespecifieke ecosysteem moeten nog voldoende compenserende aandacht krijgen tijdens het Triadeonderzoek. Dit houdt in dat er een flinke inspanning gereserveerd dient te worden voor onderzoek aan referenties en andere relatief schone monsters.

Bij het opstarten van Triadeonderzoek zal de opdrachtnemer voorstellen doen en dit samen met de opdrachtgever afstemmen. Indien nodig kan hiervoor de procedurele NEN-norm worden gebruikt (NEN 5737, 2010). Dit geldt ook voor de stappen 3, 4 en 5.

3.6.3 *Monstermethodes en diepte*

In tegenstelling tot de richtlijnen of protocollen voor bodembemonstering, zijn er nog geen standaardmethoden vastgelegd voor monsternamen en biologisch bodemonderzoek met bioassays. In Europees verband zijn wel ISO-richtlijnen opgesteld voor monsternamen van bodem voor de bepaling van biobeschikbaarheid van verontreinigingen in de bodem en voor veldonderzoek (nematoden, potwormen, regenwormen en mijten) (ISO 10381 -1 t/m 6, ISO 17402, ISO 23611 – 1 t/m 4). Daarnaast wordt momenteel (begin 2011) door het SIKB een project uitgevoerd waarin technische protocollen worden gemaakt voor biologisch bodemonderzoek in het kader van de Triade (SIKB Project 166). Deze zullen in de nabije toekomst kunnen worden gebruikt in stap 3 van het Saneringscriterium.

Boren

Bij fysisch/chemisch en bodemkundig onderzoek wordt vaak gebruikgemaakt van Edelmanboren en gutsboren. Deze kunnen in principe ook worden ingezet om materiaal te verzamelen voor biologische analyses. Bij bodembiologisch veldwerk worden echter meestal andere typen boren toegepast, zoals een graslandboor met verzamelbeker, of deelbare boren in verschillende diameters, afhankelijk van het soort dieren dat moet worden verzameld (Rutgers et al., 2009). Het voordeel is, dat zowel de oppervlakte als de diepte nauwkeuriger kunnen worden gekozen. Bovendien beperkt het biologisch onderzoek zich meestal tot de bovenste 10 á 30 cm, er hoeven dus geen diepe boorgaten te worden gezet. Voor het verzamelen van grotere bodemorganismen zoals regenwormen worden meestal blokken grond (plaggen) uitgezocht van minimaal 20x20x20 cm. Andere organismen of biologisch materiaal (wortels, bladeren, hele planten, mollen, insecten, slakken) vragen eigen methoden van verzamelen, ze zijn niet opgenomen in dit rapport.

Diepte

Een ander punt van aandacht is de verticale verdeling van het bodemleven. Triadeonderzoek maakt gebruik van biologische- en ecosysteemgerichte informatie. Naast de focus op sterk verontreinigde plots en bodemlagen voor de selectie van de langste verontreinigingsgradiënt, wordt er voor gekozen te monstern op die plaatsen waar zich het meeste bodemleven bevindt, dat is meestal tot enkele decimeters onder het maaiveld. Bij bewerkte of geploegde bodems kan dit een dikkere bodemlaag betreffen.

De diepere bodemkolom (meer dan 40 cm) bevat veel lagere concentraties organismen, maar vanwege het grote volume (tot enkele tientallen meters onder het maaiveld waar nog leven te vinden is), is de hoeveelheid bodemleven in totaal toch zeer groot. Meestal is de blootstelling aan verontreiniging vrijwel nooit 'uitgesmeerd' over de complete bodemkolom. Een mobiele bodemverontreiniging bevindt zich meestal ook in de bovenste bodemlaag, wat de aandacht van het Triadeonderzoek op die laag rechtvaardigt.

Wanneer een verontreiniging alleen in diepere lagen voorkomt, kan specifiek worden onderzocht of er relevante blootstellingsroutes voor het ecosysteem zijn. Ook zijn bioassays mogelijk met het materiaal van verontreinigde diepe lagen. Een punt van overweging is dat de ecologische betekenis groot is bij een focus op de ondiepe bodemlagen, tot ongeveer 0,5 m onder het maaiveld en soms wat dieper bij diepwortelende planten en diepgravende bodemorganismen. Dit heeft te maken met het feit dat de hoogste concentratie bodemleven zich in de toplaag van de bodem bevindt.

Los van de representativiteit van de Triade is er binnen de werkgroep Normstelling Bodem en Waterbodem (NOBOWA) gediscussieerd over de bodemlagen waarop de beoordeling van het ecosysteem zich zou moeten richten. In de Urgentiesystematiek was dat ten minste 1,5 m (Koolenbrander, 1995): 'Landbodem: Is er verontreiniging boven de gemiddelde GHG aangetroffen (of in de bovenste 1,5 m indien de GHG zich boven 1,5 m –mv bevindt).' Op basis van een Technische Commissie Bodem (TCB)-advies (1994) heeft men de minder strenge maximering van 1,5 m –mv zoals werd geopperd in de eerdere beleidsdocumenten over de Circulaire saneringsparagraaf van de Wbb vervangen door de hierboven geciteerde beschrijving. Bij de invoering van het Saneringscriterium in 2006 heeft men besloten slechts de bovenste 0,5 m te beoordelen. In de Circulaire bodemsanering die begin 2011 zal verschijnen, wordt dit mogelijk teruggebracht naar de GHG of maximaal 1,5 m –mv. De meest recente versie van de Circulaire bodemsanering is via www.overheid.nl in te zien.

Andere verstoringen

Aanwezigheid van puin, resten van funderingen in de bodem of andere verstoringen van het ecosysteem op een locatie, kunnen leiden tot het vervallen van ecologische waarnemingen in delen van het te beoordelen terrein. In de praktijk wordt soms besloten om dit onderdeel van de Triade niet uit te voeren (SKB, 2009). Er is dan sprake van een 'Duade', oftewel de risicobeoordeling wordt dan gebaseerd op twee onafhankelijke sporen van onderzoek.

3.6.4 Keuze referentielocatie(s)

Dit is een belangrijk onderdeel, omdat de beoordeling van gevonden effecten in bioassays (Triade toxicologie) en veldonderzoek (Triade ecologie) hiervan afhankelijk is. Bij voorkeur dienen referenties in de onmiddellijke nabijheid van de verontreinigde locatie te worden gekozen, omdat de kans op vergelijkbare bodemomstandigheden dan het grootst is. De referenties kunnen worden gebaseerd op de aard en gebruik van het gebied, of op de eisen van het toekomstige gebruik. Als er naast de verontreiniging ook een andere verstoring heeft plaatsgevonden (verhoging van de pH door bekalking), dan is de vraag gerechtvaardigd of het onderzoek voldoende onderscheidend kan worden opgezet om de effecten van de verontreiniging aan te tonen, los van de ecologische veranderingen door de andere verstoring. De selectie van meerdere referentielocaties kan een beeld geven van de variatie die in niet-verontreinigde bodems voorkomt. Wanneer schone referentiemonsters niet voorhanden zijn, kan men ook terugvallen op het meest schone monster uit de verontreinigingsgradiënt (Schouten et al., 2003a, 2003b; Rutgers et al., 2005). Anders dan verontreinigde monsters, zullen de referentiemonsters vaak verschillen van locaties (boringen) in het nader onderzoek, vanwege de focus op het ongestoorde ecosysteem in plaats van een focus op afwezigheid van verontreiniging.

Bij ontbreken van geschikte referentielocaties, zijn er alternatieven die toegepast kunnen worden. Deze alternatieven zijn indicatief, bij voorkeur worden ze gecombineerd met gegevens van werkelijke referentielocaties:

- Het is mogelijk om gebruik te maken van literatuurgegevens voor de meetmethoden, om daarmee een referentiekader te stellen. Dit zal in veel gevallen niet lukken, omdat er nog weinig literatuurgegevens beschikbaar zijn of omdat de inspanning te groot is om dergelijke gegevens te verzamelen.

- Door het RIVM wordt gewerkt aan een database voor gegevens van bioassays en veldwaarnemingen: Database for Environmental Site Investigations on Toxicology and Ecology; acronym DESITE. De internetapplicatie van DESITE zal in de loop van 2011 beschikbaar zijn. In deze database zijn alle gegevens beschikbaar die het RIVM verzameld heeft bij de diverse Triadeonderzoeken en via het onderzoek met de Bodembiologische Indicator (BoBI) in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB). In de database kan gezocht worden op het type verontreiniging, het type bodem of de meetmethode. Deze gegevens kunnen een indruk geven in welke range de resultaten van meetmethoden vallen en hoe ze beoordeeld moeten worden.
- Een laatste optie is het toepassen van de zogenoemde Referenties voor Biologische Bodemkwaliteit (RBB; Rutgers et al., 2007). De RBB zijn bepaald voor tien combinaties van bodemgebruik (onder andere melkveehouderij, akkerbouw en heide) en bodemtype (zand, veen, klei en löss). De RBB zijn representatief voor driekwart van het onbedekte bodemoppervlak van Nederland.

3.6.5 *Keuze meetmethoden*

Normaliter wordt de eerste onderzoekslaag van de Triade gevuld met eenvoudige testen en analyses, zoals standaard chemische bepalingen, bioassays met acute blootstelling en relatief simpele veldinventarisaties. Deze testen en methoden voor veldonderzoek moeten worden gebaseerd op een brede toepasbaarheid, zodat ze voor de meeste locaties geschikt zijn. Voor het Triadeonderzoek in opvolgende lagen is de keuze voor een bepaalde bioassay of type veldonderzoek van principiële belang. Het hangt samen met omgevingsfactoren als: bodemtype, zuurgraad, gehalte en soort organisch stof, bodemgebruik van de locatie, type ecosysteem, enzovoort.

Passende omstandigheden

Voor alle (toets)organismen geldt dat er een bepaalde range is waarbinnen ze kunnen functioneren (zuurgraad, lutum, organisch stofgehalte en dergelijke). Verontreinigde bodems zijn bovendien vaak uitzonderlijk van samenstelling (pH, organisch materiaal), naast of juist door de verhoogde stofgehalten. Wanneer toetsorganismen worden blootgesteld aan deze verontreinigde gronden moet vooraf worden bekeken of het zinvol is om een dergelijke test te doen.

Tabel 3.3 geeft een overzicht van chemische bepalingen, bioassays en veldwaarnemingen die in een Triadeonderzoek kunnen worden gebruikt. Dit overzicht is niet volledig, maar geeft wel een beeld van de meest gangbare meetmethoden. In de bijlagen 2 tot en met 4 van Rutgers et al. (2005) en in hoofdstuk 6 van Jensen en Mesman (2006) is een groot aantal methoden in factsheets beschreven. Voor details en andere literatuur wordt hiernaar verwezen. Uit Tabel 3.3 kan afgeleid worden in welke situatie (bodemfunctie en onderzoekslaag van de Triade) een bepaalde test toegepast kan worden. Zo is bijvoorbeeld een vegetatieopname een goed toepasbaar instrument bij de eerste onderzoekslaag van het Triadeonderzoek voor ecologie bij de bodemfunctie natuur. Voor de functie industrie ligt dit instrument minder voor de hand en is het bepalen van de nitrificatiesnelheid/capaciteit van micro-organismen een beter instrument.

Aandachtspunten bij het uitvoeren van bioassays zijn:

- Onder experimentele omstandigheden is het mogelijk om de te testen grond aan te passen aan de behoefte van het toetsorganisme. Dit kan bijvoorbeeld door de zuurgraad, hoeveelheid voedingsstoffen of de structuur bij te stellen. Hiermee wordt echter ingeleverd aan relevantie voor de veldsituatie. Bij voorkeur zouden dergelijke afwegingen duidelijk moeten zijn voor de opdrachtgever en uitvoerders, vóór de aanvang van het praktijkdeel van het onderzoek.
- De keuze van een test kan sturend zijn in de resultaten (standaardisatie van het keuzeproces is (nog) niet mogelijk).
- Het meten van biobeschikbaarheid levert meer inzicht, maar er zijn nog geen criteria waaraan de resultaten getoetst kunnen worden.
- Het gebruik van bioassays met bodem heeft de voorkeur boven testen met extracten van de bodem, echter door praktische bezwaren is dit niet altijd mogelijk.
- Standaardisatie van testen en meetmethoden is belangrijk (bijvoorbeeld via NEN of ISO).
- Bundeling van ervaringen van locatiespecifiek onderzoek is waardevol.

Aandachtspunten veldonderzoek:

- Bij locatiespecifiek veldonderzoek worden effecten ter plaatse gemeten aan biotische aspecten, of aan de biotische aspecten in monsters van de locatie, in vergelijking tot een gekozen referentie. Als wordt aangenomen dat de steekproef uit het ecosysteem een representatief beeld geeft, kan het resultaat worden gebruikt voor de schatting van het (algehele) ecologische effect. De modelonzekerheid wordt beperkt door een aantal verschillende soorten metingen te doen. De variatie kan worden verminderd door herhaalde metingen te doen.
- Bij veldonderzoek spelen aspecten als jaargetijde en weersomstandigheden een rol. Dit geldt het meest voor bovengronds levende organismen. Het spreekt vanzelf dat midden in de winter geen goede vegetatieopname te maken is van kruidachtige planten. Dergelijke beperkingen of randvoorwaarden gelden ook voor paddenstoelen, insecten, vogels en kleine zoogdieren.
- De meeste groepen bodemorganismen hebben deze beperkingen niet of in veel mindere mate. Ook bij bodemdieren komen seizoenspatronen voor. Door het gebruik van een lokale controle (referentie) is (bijna) op ieder moment een potentieel effect te onderzoeken.
- Bodembacteriën en nematoden (aaltjes) worden altijd in alle bodems gevonden. Andere groepen als potwormen, mijten en springstaarten komen eveneens op de meeste plaatsen het hele jaar voor. Maar ook hier geldt: 'hoe meer je meet, hoe meer je weet' en het kan zinvol zijn om een beoordeling met verstrekkende gevolgen niet door één monsternamen te laten bepalen. Dat is immers een momentopname.

Het ecologische spoor van de Triade is in de huidige opzet vooral gebaseerd op bodembioologische waarnemingen en de samenstelling van de vegetatie. Uiteraard komen deze organismen het meest direct in contact met de verontreiniging. Ecologische effecten zouden echter breder moeten worden bekeken. Verspreiding van stoffen in de voedselketen en ophoping in planten en toppredatoren zijn belangrijke aspecten. Deze effecten zijn onderzocht in diverse wetenschappelijke studies. Hieruit is gebleken hoe ver effecten kunnen reiken of op onverwachte plekken in het (terrestrische of aquatische) ecosysteem tot uiting kunnen komen. Dit soort onderzoek kan worden beschouwd als een hoge (3e) Triadeonderzoekslaag. Om praktische redenen (benodigde tijd en kosten)

worden dergelijke studies meestal niet gedaan bij een reguliere locatiespecifieke risicobeoordeling. Het blikveld van de risicobeoordeling blijft hierdoor beperkt. Het is aan te bevelen om in specifieke situaties het belang van terrestrische en aquatische ecologische effectmetingen te overwegen.

*Tabel 3.3 Overzicht meetmethoden per Triade-spoor. Deze lijst (niet uitputtend) is uitgesplitst per gebiedstype en bodemgebruik, met indicatie van de toepasbaarheid voor die combinatie. *** goede toepassingsmogelijkheden; ** redelijk; * matig; cursief = methode nog niet gestandaardiseerd of voornamelijk bij gespecialiseerde laboratoria uitvoerbaar. Naar Rutgers et al. (2005).*

Triadespoor	Indicator (instrument)	Onderzoeks-laag	Gebiedstype en gevoeligheidsklasse					
			1.	2.			3.	
			Natuur	Landbouw	Wonen + tuin,	Moes-/volkstuin	Groen met natuurwaarde	Ander groen, bebouwing, industrie
Chemie	Toxische druk (TD) acuut (msPAF _{EC50})	1	***	***	***	***	***	***
	<i>TD-specifiek doelsoorten</i>	≥2	***	**	*	**	**	*
	Meten biobeschikbaarheid	1/≥2	***	***	*	***	*	*
	Modellering biobeschikbaarheid	≥2	***	**	*	***	**	*
	Modellering bioaccumulatie	1/≥2	***	**	*	***	*	*
	<i>Modellering effecten populaties</i>	≥2	***	**	*	*	*	*
	Bioaccumulatie metingen	1/≥2	***	***	*	***	*	*
Toxicologie	Microtoxtoets (elutriaat)	1	**	**	***	**	***	***
	Rotokit (elutriaat)	1	**	**	***	**	***	***
	<i>PAM-algentoets (elutriaat)</i>	1	**	**	***	**	***	***
	Planten: kieming zaden	1/≥2	**	***	***	***	***	***
	Regenwormen: overleving	≥2	***	***	***	***	***	***
	Planten: groei	≥2	***	***	***	***	**	**
	<i>Nematoden: overleving, groei, reproductie</i>	≥2	***	***	**	**	**	*
	Potwormen: overleving, groei, reproductie	≥2	***	***	*	**	**	*
	Regenwormen: groei, reproductie	≥2	***	***	**	**	**	*
	<i>Regenwormen: avoidance</i>	≥2	***	***	*	**	**	*
	<i>Pissebed: overleving, groei, reproductie</i>	≥2	***	**	*	**	**	*
	Springstaarten: overleving, reproductie	≥2	***	**	*	**	**	*
<i>Mijten: overleving, groei, reproductie</i>	≥2	***	**	*	**	**	*	
Ecologie	Micro-organismen: C- en N-mineralisatie	1	***	***	**	**	**	**
	Micro-organismen: nitrificatietest	1	***	***	**	**	**	**
	Nematoden inventarisatie	1	***	***	*	**	**	*
	Vegetatie: inventarisatie (hogere planten, schimmels, (korst)mossen)	1/ ≥2	***	**	*	**	**	*
	Micro-organismen: aantal en biomassa	≥2	***	***	**	**	**	**
	<i>Micro-organismen: synthesesnelheid</i>	≥2	***	***	*	*	*	*
	<i>Regenwormen inventarisatie</i>	2	***	***	**	***	***	*
	Fauna: inventarisatie (vlinders, vogels, zoogdieren)	≥2	**	**	*	**	**	*
	Micro-organismen: genetische diversiteit	≥2	***	***	*	*	**	*
	<i>Micro-organismen: diversiteit (Biolog)</i>	≥2	***	**	*	*	**	*
	<i>Potwormen: inventarisatie</i>	≥2	***	**	*	**	**	*
	<i>Micro-arthropoden inventarisatie</i>	≥2	***	*	**	**	**	*
	Decompositie (litterbag methode)	≥2	**	**	*	*	*	*
	<i>PICT-micro-organismen</i>	≥2	**	**	**	**	**	**

3.6.6 *Meetgegevens omzetten naar effectmaat*

De grootte van een effect wordt verkregen uit een verschil- of verhoudingsgetal tussen meetwaarden in verontreinigde- en referentiegrond. Tevens wordt het effect geschaald naar een waarde tussen 0 en 1, zijnde een theoretisch niveau zonder effecten (0) en een theoretisch niveau met maximale effecten (1). Het belang van een adequate schaling van ecologische effecten kan niet overschat worden; de kwaliteit van de risicobeoordeling is er volledig van afhankelijk. De afwijkingen ten opzichte van de referentie moeten wel plausibel gerelateerd zijn aan de verontreiniging.

Chemiespoor

De effectschatting uit het chemiespoor is gebaseerd op een berekening van de Toxische Druk, identiek aan de procedure voor stap 2 van het Saneringscriterium (zie www.sanscrit.nl voor spreadsheet met de berekeningen (alleen de TD voor het gehele mengsel wordt gebruikt) en zie Bijlage 3 en Rutgers et al., 2008 voor meer informatie).

Toxicologie- en ecologiespoor

Sommige bioassays en ecologische streefbeeldens (natuurdoeltypen) hebben een interne standaard. Deze kan eventueel worden gebruikt om de kwaliteit van de lokale referentie te beoordelen. De wijze van schaling hangt af van de vorm waarin het effect is gemeten. Dit kan bijvoorbeeld het percentage van sterfte of overleving zijn, of van groeisnelheid dan wel groeiremming. De betekenis van het 100%-niveau is in die situaties precies tegengesteld en moet bij het omrekenen juist worden uitgedrukt. In Bijlage 4 zijn van een aantal bioassays voorbeelden van schalingmethoden gegeven.

Deze stap is onderdeel van de uitvoering van het Triadeonderzoek en zal door de opdrachtnemer worden gedaan, net als stap 7.

3.6.7 *Berekening van het ecologische risico per Triadespoor*

Wanneer binnen een Triadespoor meerdere testen worden toegepast (bijvoorbeeld bij het toxicologiespoor: een regenwormtest, een bacterietest en een plantentest), dienen de resultaten gemiddeld te worden tot één eindresultaat. Bij vier of meer testen wordt bij voorkeur de methode toegepast die ook voor het afleiden van risicogrenzen wordt gebruikt op basis van soortengevoelighedsverdelingen (SSD's; zie onder andere De Zwart en Sterkenburg (2002)). Indien minder dan vier testen zijn uitgevoerd is dit niet mogelijk en wordt voorgesteld om een geometrisch gemiddelde van de resultaten te berekenen. Dit wordt in Bijlage 5 nader beschreven en toegelicht.

3.6.8 *Integratie van de drie sporen en de berekening van de deviatie*

Triade-Effectwaarde

Als de resultaten per Triadespoor berekend zijn, kan de volgende stap gezet worden: de integratie van de drie Triadesporen. Voor de berekening wordt het 'gewone' of rekenkundige gemiddelde gebruikt. Hierdoor wordt in de eindberekening evenveel gewicht toegekend aan de drie sporen. Het voorkomt 'bias op bias'. Bovendien wordt de deviatie op deze berekening gebaseerd. Dit gemiddelde wordt de Triade-Effectwaarde (TE) genoemd. De TE varieert van 0 tot 1, waarbij 0 staat voor geen waargenomen effecten als gevolg van de verontreiniging en 1 voor maximale effecten als gevolg van de verontreiniging.

Bij de berekening van de Triade-Effectwaarde wordt ervoor gekozen om de drie sporen even zwaar mee te rekenen. Tot nu toe zijn er geen doorslaggevende argumenten geweest om verschillend gewicht toe te kennen aan één van de sporen. Indien er goede redenen voor zijn kan een extra weging worden ingebouwd, bijvoorbeeld door het spoor Ecologie zwaarder mee te laten tellen.

Deviatie

Daarnaast wordt ook de deviatie bepaald. De deviatie is een geïntegreerde maat die de verschillen tussen de uitkomsten in de drie Triadesporen uitdrukt. Een hoge deviatie houdt in dat de Triadesporen sterk van elkaar verschillen. In sommige gevallen moet de Triade dan met een volgende onderzoekslaag worden uitgebreid om de resterende onzekerheid te verkleinen. Dit hoeft niet als wordt besloten dat de risico's onaanvaardbaar zijn en er tot sanering moet worden overgegaan. Een licht verhoogde deviatie is ook geen probleem als de waargenomen effecten tot een duidelijke beoordelingscategorie behoren, bijvoorbeeld zeer ernstig of bijna geen effecten (een illustratie hiervan is uitgewerkt in Bijlage 2). De deviatie is geen absolute maat en de grens voor de maximale waarde is niet vastgelegd. Voorlopig is voorgesteld om een deviatie van 0,4 te hanteren als maximaal verschil tussen de Triadesporen. Bij een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling moet in overleg met de opdrachtgever vooraf worden gekozen welke mate van onzekerheid wordt geaccepteerd. Dit aspect komt in Bijlage 2 uitgebreider aan bod.

De integratie van de resultaten in één Triade-Effectwaarde is nuttig om als hulpmiddel te dienen voor het nemen van een beslissing. Een groot nadeel van het gebruik van één eindgetal is dat men het totaaloverzicht van de resultaten uit het oog verliest. Het blijft belangrijk om ook deze informatie te gebruiken voor de nuancerings van de beslissing.

3.6.9 Stoppen of doorgaan met het onderzoek

Aan het einde van iedere onderzoekslaag moet een beslissing worden genomen: stoppen met het onderzoek omdat onzekerheden voldoende zijn gereduceerd of doorgaan naar een volgende onderzoekslaag. Indien er voldoende vertrouwen is in de uitslag van de Triade (lage deviatie), dan kan men stoppen met het onderzoek. Indien de uitslag niet eenduidig is (de drie onderzoekssporen wijzen in verschillende richtingen), kan besloten worden om verder onderzoek te verrichten. Ook kan het in sommige gevallen wenselijk zijn om een gedetailleerder beeld te krijgen van de situatie; ook dan is het advies het onderzoek uit te breiden voor een deel van de locatie. De opdrachtnemer zal hierover advies uitbrengen aan de opdrachtgever.

3.6.10 Triade-resultaten in een ruimtelijk beeld

De beslissing van het bevoegde gezag om niet met spoed te saneren wordt mede genomen op basis van het inzicht in de omvang van de effecten in het horizontale vlak. Op welke deel van de locatie zijn de effecten dusdanig klein, dat het verantwoord is om niet met spoed te saneren? De monsterpunten van een Triadeonderzoek zijn, in tegenstelling tot de monsterpunten in het nader onderzoek, niet geselecteerd met als doel de ruimtelijke omvang van de verontreiniging te bepalen. Om interpretatie van de resultaten van het Triadeonderzoek in de ruimtelijke context mogelijk te maken, is daarom een koppeling met ruimtedekkende en correlerende gegevens noodzakelijk. Bijvoorbeeld met de concentraties die in de monsters van het nader onderzoek zijn geanalyseerd. Hiertoe dient de Triade-Effectwaarde (TE) uit het Triadeonderzoek gerelateerd te worden aan de Toxische Druk van het

verontreinigde mengsel. Beide gegevens worden uit de resultaten van het Triadeonderzoek gehaald. De Toxische Druk per monsterpunt wordt uitgezet tegen de bijhorende TE van dat punt (zie Figuur B2.2). Via regressie wordt een relatie verkregen; een voor de locatiespecifieke ijklijn voor de TD in een mengsel en een bijbehorende Triade-Effectwaarde. Deze ijklijn wordt vervolgens gebruikt om een ruimtelijk beeld te maken van de ecologische effecten. In stap 2 van het Saneringscriterium zijn voor de locatie TD-contouren vastgesteld. Op een vergelijkbare manier kan met behulp van de ijklijn en de TD-gegevens uit stap 2 van het Saneringscriterium een contour voor de TE-waarde voor de locatie vastgesteld worden. Op deze wijze kunnen de oppervlakten in beeld gebracht worden, waar hoge en lage TE-contouren op de locatie aanwezig zijn. In Bijlage 2 wordt dit met een voorbeeld toegelicht.

3.6.11 *Interpretatie van de resultaten en risicobeoordeling*

De opdrachtnemer presenteert de resultaten aan de opdrachtgever en licht de uitkomsten toe. De opdrachtgever dient de bevindingen in bij het bevoegde gezag. Het bevoegde gezag zal vervolgens een beslissing nemen of het risico aanvaardbaar is of niet. Er zijn nog geen algemene geaccepteerde besliscriteria (mate van effect) om de einduitkomst van een Triade te beoordelen. Daarvoor is de aanpak nog te nieuw. In Bijlage 2 wordt een voorstel gedaan voor een beoordelingskader mede op basis van de ervaringen met praktijkgevallen (SKB, 2009). De besliscriteria kunnen zonedig worden aangepast aan de hand van nieuwe inzichten die met de toepassing van de Triade worden opgedaan.

Om het bovenstaande stappenplan concreter te maken is in Bijlage 2 een theoretisch voorbeeld uitgewerkt en geïllustreerd.

3.7 **Resumé**

Het doel van dit rapport is om de betekenis en de toepassing van het Triadeonderzoek voor stap 3 van het Saneringscriterium te beschrijven. Het rapport bevat, in de vorm van een stappenplan, een praktische handreiking voor de uitvoering van een Triadeonderzoek. Er is op diverse momenten aandacht besteed aan de wijze waarop kan worden omgegaan met onzekerheden bij locatiespecifiek ecologisch onderzoek. Ook zijn voorstellen gedaan voor het beoordelen van de resultaten van Triadeonderzoek.

De gebruikers (bevoegde overheden, adviesbureaus) zijn nu aan zet. Wat zijn hun ervaringen bij het gebruik van de Handreiking Triade 2011? Op welke onderdelen is er nog verbetering of ondersteuning nodig? De auteurs staan open voor suggesties en commentaren vanuit de praktijk. Alleen zo kan de Handreiking Triade in de toekomst verder verbeterd worden en kan het Triadeonderzoek uitgroeien tot een standaardmethode voor locatiespecifiek ecologisch onderzoek bij bodemverontreiniging.

Woordenlijst

BRL	BeoordelingsRichtLijn voor onder andere landbodem; opgesteld en beheerd onder supervisie van Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer (SIKB)
Conceptueel model	Afhankelijk van het gebruiksdoel eenvoudige tot uitgebreide schematische beschrijving en/of visualisatie van de (veronderstelde) verontreinigings situatie (bron, aard, mate en verdeling van de verontreiniging), het systeem waarin de verontreiniging zich bevindt (geologie), welke processen van invloed zijn op de verspreiding (geochemie, (geo)hydrologie) en de receptoren van die verontreiniging (bodembeheer, bedreigde objecten), NTA 5755.
NEN	Nederlandse Norm; opgesteld door het Nederlands Normalisatie Instituut
NOBOWA	NOBOWA staat voor de projectgroep Normstelling Bodem en Waterbodem. De projectgroep zorgt voor afstemming bij normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. De projectleiding ligt bij het ministerie van I en M. De projectgroep bestaat uit vertegenwoordigers van: ministerie van I en M, ministerie van Economische zaken, Landbouw en Innovatie (EL & I) de provincies, de gemeenten, de waterschappen, RIVM, Alterra, Deltares en Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN). Het RIVM, Alterra, Deltares en ECN zorgen voor de wetenschappelijke inbreng.
NTA	Nederlandse Technische Afspraak nr. 5755; opgesteld onder supervisie van NEN. De NTA is opgesteld om het oude protocol nader onderzoek (Koolenbrander, 1995) te vervangen. Naar verwachting zal de NTA 5755 opgenomen worden in de herziene Circulaire bodemsanering (2011).
TD-contouren	Dit zijn contouren van Toxische Druk die gebruikt worden bij Stap 2 van het Saneringscriterium voor het beoordelen van ecologische risico's van bodemverontreiniging. (Zie Circulaire bodemsanering, 2009 en Rutgers et al., 2008).

Literatuur

- Bosveld ATC, Klok TC, Bodt JM, Rutgers M. 2000. Ecologische risico's van bodemverontreiniging in toemaakdek in de Ronde Venen. Alterra-rapport nr 151.
- Chapman PM. 1986. Sediment quality criteria from the Sediment Quality Triad - an example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5:957-964.
- Chapman PM. 1990. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of the Total Environment* 97/98:815-825.
- Chapman PM. 1996. Presentation and interpretation of Sediment Quality Triad data. *Ecotoxicology* 5:327-339.
- Circulaire bodemsanering, 2006. Staatscourant 28 april 2006, nr. 83.
- Circulaire bodemsanering 2009. Staatscourant, 7 april 2009, nr. 67.
- Den Besten PJ, Schmidt CA, Ohm M, Ruys MM, Van Berghem JW, Van de Guchte C. 1995. Sediment quality assessment in the delta of rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery (Formerly Journal of Aquatic Ecosystem Health)* 4(4):257-270.
- De Zwart D, Rutgers M, Notenboom J. 1998. Bepaling van het locatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelingssystematiek. Bilthoven, RIVM. Rapport 711701011.
- De Zwart D, Sterkenburg A. 2002. Toxicity-based assessment of water quality. In: Posthuma L, Suter GWI, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. 1st ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press.: 383-402.
- De Zwart D, Posthuma L. 2005. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 2665-2676.
- ISO 10381-1:2002. Bodemmonsterneming - deel 1: Richtlijn voor het opzetten van een monster programma.
- ISO 10381-2:2002. Bodemmonsterneming - deel 2: Richtlijn voor monsternemingstechnieken.
- ISO 10381-3:2001. Bodemmonsterneming - deel 3: Richtlijn voor veiligheid.
- ISO 10381-4:2003. Bodemmonsterneming - deel 4: Richtlijn voor procedures voor onderzoek van natuurlijke, halfnatuurlijke en gecultiveerde locaties.
- ISO 10381-5:2005. Bodemmonsterneming - deel 5: Richtlijn voor de procedure voor onderzoek naar bodemverontreiniging op stedelijke and industriële locaties.
- ISO 10381-6:2009. Bodemmonsterneming – deel 6: Richtlijn voor het verzamelen, behandelen en opslaan van grond onder aerobe condities voor de

beoordeling van microbiologische processen, biomassa and diversiteit in het laboratorium.

ISO 17402:2008. Bodem – Vereisten en richtlijn voor de selectie en toepassing van beoordelingsmethoden voor biobeschikbaarheid van contaminanten in bodem en sediment.

ISO 23611-1:2006. Bodem – Bemonsteren van bodeminvertebraten – deel 1 Met de hand sorteren en extractie via formaline van regenwormen.

ISO 23611-2:2006. Bodem – Bemonsteren van bodeminvertebraten – deel 2: Bemonstering en extractie van microarthropoden (Collembola en Acarina).

ISO 23611-3:2007. Bodem – Bemonsteren van bodeminvertebraten – deel 3: Bemonstering en extractie van enchytraeën.

ISO 23611-4:2007. Bodem – Bemonsteren van bodeminvertebraten – deel 4: Bemonstering, extractie en determinatie van bodembewonende nematoden.

Jensen J, Mesman M, editors. 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. Bilthoven, RIVM. Rapport 711701047.

Koolenbrander, JGM. 1995. Urgentie van bodemsanering; de handleiding. Den Haag, SDU. ISBN: 9012082218

Mesman M, Zweers P, Peijnenburg W, Mulder C, Rutgers M. 2005. Ecologische risico's in de bodem van natuurterreinen in de Kempen. Een quickscan van effecten van bodembeheer in vergelijking met autonome ontwikkelingen. Bilthoven, RIVM, LER Briefrapport 36/05 LER MR/mvd.

Mesman M, Schouten AJ, Rutgers M, Dirven-van Breemen EM. 2007. Handreiking TRIADE. Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium. Bilthoven, RIVM rapport 711701068.

NEN 5737. 2010. Norm 5737 - Proces van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.

NTA 5755 Bodem - Landbodem – Strategie voor het uitvoeren van nader onderzoek – Onderzoek naar de aard en omvang van bodemverontreiniging. 2010

Posthuma L, Suter GWI, Traas TP, editors. 2002. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. 1st ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press.

Rietra RPJP, Römken PFAM, Japenga J. 2004. Cadmium en Zink in de bodem en landbouwgewassen in de Kempen. Onderzoek naar relatie tussen cadmium en zinkgehalte in de bodem en in het gewas in de gemeente Cranendonck. Alterra-rapport nr, 974. ISSN 1566-7197.

Rutgers M, Faber J, Postma J, Eijsackers H. 1998. Locatiespecifieke ecologische risico's: een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. Wageningen: Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 16.

Rutgers M, Bogte JJ, Dirven-Van Breemen EM, Schouten AJ. 2001. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met een kwantitatieve Triade-benadering. Bilthoven, RIVM. Rapport 711701026

Rutgers M, Den Besten PJ. 2005. The Netherlands perspective – soils and sediment. In: Thompson KC, Wadhia K, Loibner AP, editors. Environmental Toxicity Testing. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.

Rutgers M, Schouten AJ, Dirven EM, Otte PF, Mesman M. 2005. Naar een richtlijn voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling met de Triade. Bilthoven. RIVM. Rapport 711701038.

Rutgers M, Mulder C, Schouten AJ. 2007. Typering van bodemecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit. Bilthoven, RIVM. Rapport 607604008.

Rutgers M, Tuinstra J, Spijker J, Mesman M, Wintersen A, Posthuma, L. 2008. Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. Bilthoven, RIVM. Rapport 711701072.

Rutgers M, Schouten AJ, Bloem J, Van Eekeren N, De Goede RGM, Jagers op Akkerhuis GAJM, Van der Wal A, Mulder C, Brussaard L, Breure AM. 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. European Journal of Soil Science, Volume 60: 820–832.

Rutgers, M., Jensen, J. 2010. Site-specific ecological risk assessment. Chapter 15 in: F.A.Swartjes (Ed.), Dealing with Contaminated Sites – from Theory towards Practical Application, Springer, Dordrecht.

Schouten AJ, Bogte JJ, Dirven-Van Breemen EM, Rutgers M. 2003a. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling- praktijkonderzoek met de Triade-benadering, deel 2. Bilthoven, RIVM. Rapport 711701032.

Schouten AJ, Dirven-Van Breemen EM, Bogte JJ, Rutgers M. 2003b. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. Praktijkonderzoek met de Triade-benadering: deel 3. Bilthoven, RIVM. Rapport 711701036.

SKB. 2009. Evaluatie van de toepassing van de Triade bij het beoordelen van ecologische risico's. Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB), Gouda, Rapport PTS 808.

Suter, G.W., Efrogmson, R.A., Sample, B.E., Jones, D.S. 2000. Ecological risk assessment for contaminated sites. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, US.

TCB. 1994. Advies 'Urgentiebepaling, inwerkingtredingscirculaire saneringsparagraaf Wet bodembescherming', TCB A08(1994). Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.

Tuinstra J, Straetmans A, Moolenaar S, Van den Brink N, Brouwer L, Van der Brugge F, Faber J, Groenenberg BJ, Keijzer H, Van der Pol J. 2004. Verificatie van de risico's van bodemverontreinigingen in de Krimpenerwaard. Integraaleindrapport. SKB rapport nr. 027.

Van der Waarde JJ, Derksen JGM, Peekel AF, Keidel H, Bloem J, Siepel H. 2001. Risicobeoordeling van bodemverontreiniging met behulp van een Triadebenadering met chemische analyses, bioassays en biologische veldinventarisaties. Gouda: Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-Situ Sanering (NOBIS). Rapport nr. 98-1-28.

Van Vlaardingen PLA, Traas TP, Wintersen AM, Aldenberg T. 2004. ETX 2.0. A Program to Calculate Hazardous Concentrations and Fraction Affected, Based on Normally Distributed Toxicity Data. Bilthoven, RIVM. Rapport 601501028.

VROM. 2008. NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007.

Bijlage 1 Toelichting soorten bodemonderzoek

In deze bijlage worden de diverse soorten bodemonderzoek beschreven die ingezet worden bij het onderzoeken van mogelijke bodemverontreiniging. Aan het einde van de bijlage is een schematisch overzicht gegeven inclusief de bijbehorende protocollen en normen (Figuur B1). De teksten en figuren in deze bijlage zijn grotendeels overgenomen van de websites: www.bodeminfo.nl en www.bodemrichtlijn.nl.

Vooronderzoek: De basis voor elk bodemonderzoek is het vooronderzoek. Hierin worden alle relevante historische gegevens, bodemgegevens, grondwatergegevens en overige locatiegegevens uitgezocht.

Historisch onderzoek: Dit onderzoek wordt uitgevoerd om vast te stellen of de locatie verdacht is. Er wordt onderzocht of er in het verleden vervuilende activiteiten hebben plaatsgevonden. Het Historisch Onderzoek wordt uitgevoerd met behulp van gegevens uit gemeentearchieven, luchtfoto's en kadastrale kaarten. Het is dus geen veldonderzoek.

Verkennend onderzoek: In dit onderzoek wordt onderzocht of de locatie vervuild is of niet. Op de locatie worden monsters van de grond en het grondwater genomen en geanalyseerd op verschillende stoffen. De uitkomsten van de analyses worden getoetst aan de wettelijke vastgestelde richtlijnen, de streef-, tussen- en interventiewaarden. Er wordt onderscheid gemaakt in vijf hoofdhypotheses:

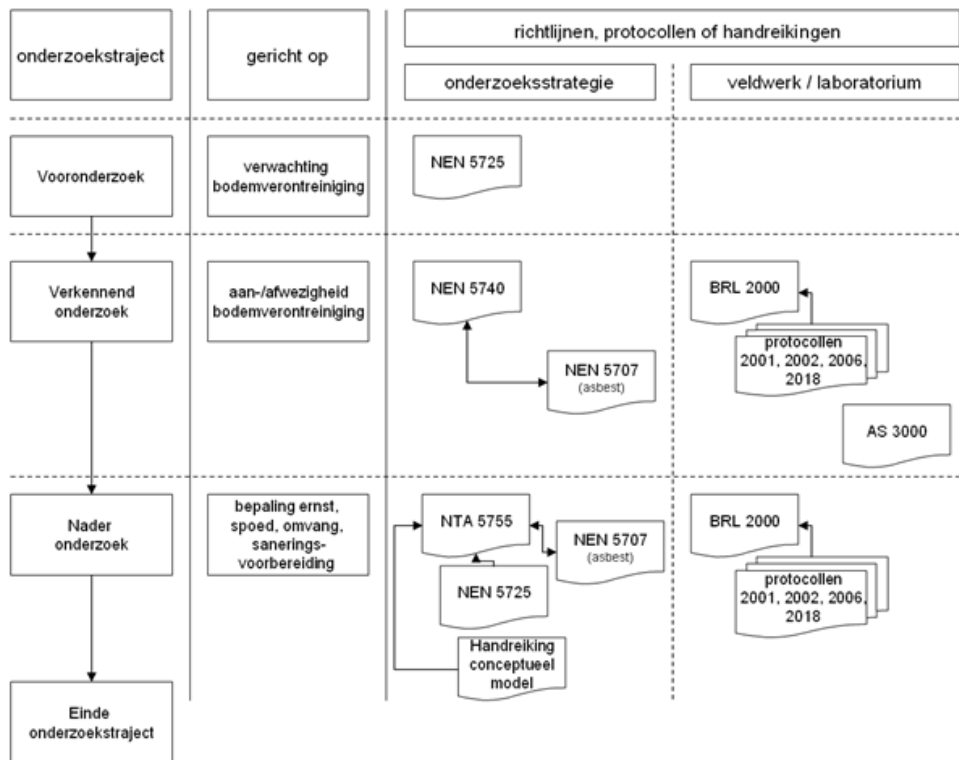
- onverdacht gebied;
- verdachte locatie, de plaats van de bodembelasting is bekend;
- verdachte locatie, de plaats van de bodembelasting is onbekend;
- onbekend of er bodembelasting heeft plaatsgevonden (geen vooronderzoeksgegevens bekend);
- toekomstige bodembelasting: vastleggen van de nulsituatie, bijvoorbeeld bij de vestiging van een (milieubelastend) bedrijf.

Oriënterend onderzoek: Een oriënterend onderzoek wordt uitgevoerd bij vermoedelijk ernstige gevallen van bodemverontreiniging. Het doel van dit onderzoek is uitzoeken of er sprake is van een zodanig ernstige bodemverontreiniging dat een nader onderzoek uitgevoerd dient te worden. Het verschil met een verkennend onderzoek is dat bij een oriënterend onderzoek de monsters gericht worden getrokken, zo mogelijk aan de hand van een inventarisatie van gegevens die uit archieven zijn gelicht.

Nader onderzoek: Een nader onderzoek wordt uitgevoerd wanneer uit het oriënterend of verkennend onderzoek blijkt, dat de locatie matig of sterk verontreinigd is. Een overschrijding van de tussenwaarde is een richtlijn voor nader onderzoek. Dit betekent dat als er een stof met een gehalte boven de tussenwaarde wordt aangetroffen, een nader onderzoek moet volgen. Meestal wordt in het nader onderzoek ook de ernst en spoed van een sanering bepaald. Het nader onderzoek bestaat uit twee delen:

- Omvang van de verontreiniging (ernst): In dit deel van het onderzoek wordt de omvang van de verontreiniging verder afgeperkt (in horizontale en in verticale richting). De kern van de verontreiniging wordt bepaald en tot waar de stoffen verhoogd voorkomen (interventiewaardecontour). Op basis hiervan wordt aangegeven of de verontreiniging ernstig is

- (meer dan 25 m³ grond of meer dan 100 m³ bodemvolume grondwater waar concentraties boven de interventiewaarde worden aangetroffen).
- Het al dan niet met spoed saneren van de verontreiniging: In dit deel van het onderzoek wordt nagegaan welke risico's er zijn (humaan, ecologisch en verspreiding). Hierbij wordt gebruikgemaakt van de internetapplicatie Sanscrit (www.sanscrit.nl) om de diverse berekeningen uit te voeren. Naast deze standaard risicobeoordeling is er ook een mogelijkheid om locatiespecifiek onderzoek uit te voeren (onder andere een locatiespecifiek ecologisch onderzoek volgens de Triademethodiek).



Figuur B1. Schematisch overzicht onderzoeken, normen en protocollen. Bron: www.bodemrichtlijn.nl

Bijlage 2 Voorbeeld van een Triadeonderzoek

Inleiding

Bij ecologische risicobeoordeling is het uitgangspunt dat het ecosysteem beschermd dient te worden. Omdat er altijd onzekerheid is over de ecologische effecten van de bodemverontreiniging, zijn de besliscriteria voor sanering aan de veilige kant voor het ecosysteem gekozen. Dit wordt 'conservatief' genoemd. De Triade sluit aan op stap 2 van het Saneringscriterium, door de modelonzekerheden te verminderen via een meervoudige bewijsvoering. Als de onzekerheden zijn verkleind, kan dus het conservatisme in de beoordeling in de voorgaande stappen van het Saneringscriterium worden verminderd. Of een ecologisch risico niet onaanvaardbaar is, is afhankelijk van zowel de onzekerheid in de beoordeling als het niveau van het risico.

In de praktijk houdt dit in dat de toepassing van de Triade in alle gevallen zal leiden tot een minder conservatieve beoordeling dan in stap 2 van het Saneringscriterium, tenzij geen enkele modelonzekerheid is weggenomen en tenzij er sprake is van geheel nieuwe informatie over de locatie in casu (bijvoorbeeld de aanwezigheid van een niet eerder opgemerkte verontreiniging of een niet genormeerde toxische stof).

Deviatie als hulpmiddel voor onzekerheid

In de Triade worden de resultaten in elk spoor geïntegreerd tot één getal voor het effect per spoor (voor elke geanalyseerde monsterlocatie). De resultaten van alle sporen kunnen worden gemiddeld in de zogenoemde Triade-Effectwaarde. Vervolgens wordt de deviatie bepaald van de Triade-Effectwaarde als maat voor de spreiding tussen de Triadesporen. Met andere woorden, de deviatie geeft aan in hoeverre de sporen met elkaar in overeenstemming zijn. Als de deviatie voldoende laag is, is het verantwoord om de verschillende Triadesporen te integreren tot één Triade-Effectwaarde en deze te gebruiken voor een beslissing. Bij een hoge deviatie is er weinig overeenstemming tussen de drie sporen en dat kan betekenen dat er (nog) geen beslissing kan worden genomen. Het besliscriterium voor de deviatie is geen wettelijk vastgelegde maat. Bij de ontwikkeling van de Triademethodiek is het getal van 0,4 proefondervindelijk gekozen. Wanneer er meer praktijkervaring wordt opgedaan met Triadeonderzoek, kan deze grens zonodig worden aangepast. Ook dient men deze grens niet absoluut te hanteren, een deviatie van 0,41 is geen duidelijke aanwijzing dat de Triadesporen niet met elkaar overeenkomen (zie het theoretische voorbeeld in de volgende paragrafen). Omdat het besliscriterium voor de deviatie niet vastligt, kan het bevoegde gezag per situatie een keuze maken voor de onzekerheid die in dat geval acceptabel is.

Voorbeeld van de stappen bij een Triadeonderzoek

In deze paragraaf wordt een aantal stappen beschreven en geïllustreerd aan de hand van een theoretisch voorbeeld van de toepassing van de Triade.

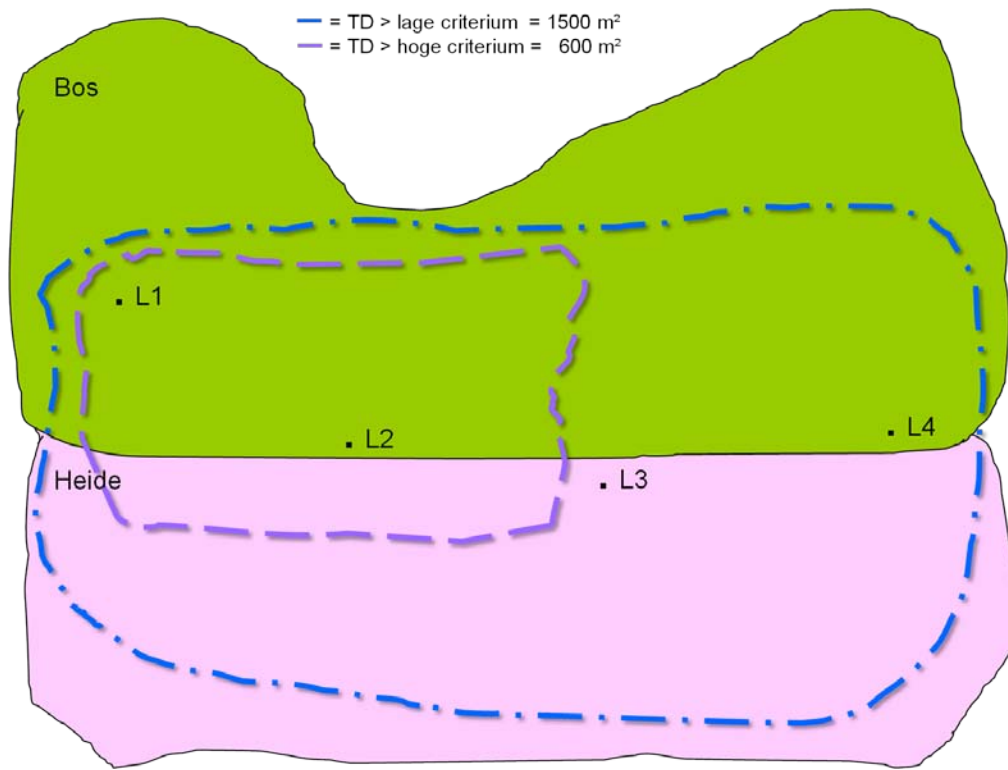
1. Probleemdefinitie

Het theoretische geval betreft een natuurgebied (bos, heide, stuifzand) bestaande uit zure zandgrond met verhoogde metaalconcentraties (rond de Interventiewaarden): koper, zink, lood en cadmium en verhoogde concentraties van organische stoffen: anthraceen en benzo(a)pyreen. In stap 2 van het

Saneringscriterium wordt de Toxische Druk (TD) berekend voor de diverse monsterpunten (verontreinigde locatie en referentielocaties; zie Tabel B2.1 en Figuur B2.1) uit het nader onderzoek. De TD wordt getoetst aan twee criteria voor de aanvaardbaarheid van effecten volgens de zogenoemde oppervlaktetabel in het Saneringscriterium (Tabel B2.2). Op basis van deze toetsing zijn de TD-contouren afgeleid (zie Figuur B2.1). Voor dit theoretische geval met het gebiedstype 'natuur' en overschrijdingen van het oppervlak voor beide besliscriteria van de TD blijkt dat er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's op deze locatie.

Tabel B2.1 Resultaten chemische analyses. Concentraties in mg/kg ds, organisch stofgehalte in % en lutumgehalte in % zoals gemeten op de vier monsterpunten van de verontreinigde locatie en de twee referenties. De totale Toxische Druk van het mengsel zoals berekend in stap 2 van het Saneringcriterium is ook weergegeven.

Locatie	L1	L2	L3	L4	Ref 1	Ref 2
Toxische Druk →	91,5%	74,3%	54,9%	39,3%	8,0%	7,1%
Stof (concentratie)						
Cadmium (mg/kg)	15	8	5	0,5	0,1	0,5
Koper (mg/kg)	450	180	60	40	28	4
Lood (mg/kg)	300	275	210	30	6	10
Zink (mg/kg)	900	350	280	300	156	140
Anthraceen (mg/kg)	9	7	3	4	0,1	0,5
Benzo(a)pyreen (mg/kg)	14	8	8	1	2,5	2
Organisch stof (%)	4	6	3	4	5	3
Lutum (%)	1	1,5	2	1,2	1,8	1,1



Figuur B2.1: Toxische Druk(TD)-contouren weergegeven op de verontreinigde locatie voor stap 2 van het Saneringscriterium. De getallen geven TD-waarden weer op basis van de resultaten van het nader onderzoek. L1 tot en met L4 zijn monsters die ook voor het Triadeonderzoek zijn gebruikt (Tabel B2.1). Het oppervlak binnen de paarse lijn geeft TD > hoge criterium weer, het oppervlak binnen de blauwe lijn geeft TD > lage criterium weer. Het oppervlak bij beide contouren overschrijdt de besliscriteria (zie Tabel B2.2), dit betekent dat er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's voor 1500 m².

2. Keuze voor de opzet en detaillering van het Triadeonderzoek

In het gebied is een duidelijke gradiënt aanwezig (concentratieverloop met afstand tot verontreinigingsbron). Deze gradiënt wordt aangehouden voor de bemonstering. Er is daarom gekozen voor vier monsterpunten in de gradiënt en twee referentiepunten.

3. Monstermethoden en diepte

Uit het nader onderzoek is gebleken dat de verontreiniging zich bevindt in de bovenste 30 cm van bodem, in diepere lagen zijn de concentraties lager dan de tussenwaarde. Besloten is om alleen de bovenste 30 cm te bemonsteren en per monsterpunt een mengmonster te maken. Voor de nematodenanalyse zijn de monsters gestoken met behulp van een graszodenboor (tot maximaal 10 cm diepte).

Tabel B2.2: Indeling in Gebiedstypen voor gevoeligheid van ecosystemen voor bodemverontreiniging en schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering. De tabel is gewijzigd overgenomen uit de Circulaire bodemsanering 2009. Afhankelijk van het gebiedstype hoeft de sanering van een geval niet met spoed te worden uitgevoerd indien de horizontale omvang van de onbedekte bodemverontreiniging binnen een contour voor Toxische Druk (TD) kleiner is dan de aangegeven oppervlakte. Beide contouren dienen beoordeeld te worden. De oppervlaktematen staan ter discussie. De in deze tabel weergegeven oppervlaktematen zijn het resultaat van een discussie bij NOBOWA en worden vermoedelijk begin 2011 van kracht.

Gebiedstype ^C	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ^A > lage criterium ^B)	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ^A > hoge criterium ^B)
<ul style="list-style-type: none"> natuur inclusief gebieden behorende tot de EHS^D 	500 m ²	50 m ²
<ul style="list-style-type: none"> landbouw wonen met tuin moestuinen/volkstuinen groen met natuurwaarden 	5.000 m ²	500 m ²
<ul style="list-style-type: none"> ander groen bebouwing industrie infrastructuur 	50.000 m ²	5.000 m ²

A. TD is de acute Toxische Druk van het mengsel van verontreinigende stoffen in een (meng)monster van de locatie. Voor de standaardbeoordeling in het Saneringscriterium worden de contouren voor de TD=0,2 en TD=0,5 gebruikt. De TD wordt berekend op basis van de totaalgehalten van stoffen in bodemmonsters. Alle gehalten worden gecorrigeerd voor standaardbodem. De achtergronden voor de berekening van de TD zijn gepubliceerd in een RIVM-rapport (Rutgers et al., 2008, 711701072).

B. Het lage besliscriterium voor de TD is 0,15 voor het mengsel zonder koper en zink en 0,3 voor koper en zink. Het hoge besliscriterium is 0,5 voor het mengsel zonder koper en zink en 0,8 voor koper en zink. Deze besliscriteria zijn geprogrammeerd in een rekenhulpmiddel van Sanscrit en zullen waarschijnlijk begin 2011 beschikbaar zijn via de website (www.sanscrit.nl).

C. De indeling in gebiedstypen is gerelateerd aan de 'ecologische waarde' van gebieden en aangepast aan de bodemgebruikcategoriën die de werkgroep NOBOWA heeft gedefinieerd (NOBO-rapport; VROM, 2008). Indien een locatie in meerdere typen ingedeeld kan worden, dient voor het gevoeligste type te worden gekozen.

D. EHS = Ecologische hoofdstructuur

4. Keuze referentielocatie

Er wordt gekozen voor twee referenties, waarbij gezocht wordt naar een vergelijkbaar natuurgebied (zure zandgrond met een bos en/of heide vegetatie). In eerste instantie is gezocht naar referentielocaties dicht bij het verontreinigde terrein. Deze werden niet gevonden omdat de omliggende terreinen te sterk afwaken van het verontreinigde terrein; ander bodemgebruik (landbouw), andere bodemkenmerken (sterk afwijkende pH) en een ander type ecosysteem.

Vervolgens is gezocht op een grotere afstand van de verontreinigde locatie naar geschikte monsterpunten. Uiteindelijk zijn op 40 km (natuurgebied, zure zandgrond, bos) en op 5 km (natuurgebied, zure zandgrond, heide) van de verontreinigingsbron geschikte locaties gevonden.

5. Keuze meetmethoden

De eerste onderzoekslaag van de Triade wordt als volgt samengesteld:

- Chemie: Bepaling totaalconcentraties van zware metalen en organische stoffen en berekening Toxische Druk met behulp van msPAFEC50.
- Toxicologie: Microtox-test, een bacterietest met een elutriaat van een bodemonmonster. Kiemingstest met plantenzaad uitgevoerd met een bodemonmonster.
- Ecologie: Nematodenanalyse: door nematoden te determineren in een bodemonmonster kunnen diverse ecologische parameters worden afgeleid die een indicatie geven over de mate van verstoring en processen in de bodem. Nitrificatietest met bacteriën; nitrificatie is een belangrijk proces in de stikstofkringloop.

6. Meetgegevens omzetten naar effectmaat

- Chemie: Bepaling Toxische Druk van het gehele monster met behulp van totaalconcentraties, zie Bijlage 3 en www.sanscrit.nl voor een rekenhulp.
- Toxicologie: Microtox-test, kiemingstest, zie Bijlage 3.
- Ecologie: Nematodenanalyse, nitrificatietest, zie Bijlage 3.

In Bijlage 3 worden de rekenmethodes beschreven, maar ook bij dit onderdeel geldt dat het uitdrukken in een geschaald getal nadelen heeft. De achterliggende gegevens gaan daarbij verloren. Het blijft van belang om de nuances van de originele resultaten mee te nemen in de berekening en beoordeling. En als dat nodig is op basis van 'expert judgement' een afweging te maken. Bijvoorbeeld als een afwijking ten opzichte van de referentie niet plausibel te relateren is aan de verontreiniging. Maar ook in het geval van variatie, die in beperkte mate altijd optreedt bij het uitvoeren van testen met levende organismen (zowel bij toxicologie als ecologie). Het verdient aanbeveling om deze afwegingen vast te leggen in de rapportage, zodat helder blijft hoe de beoordeling heeft plaatsgevonden.

7. en 8. Berekening van het ecologische risico per Triadespoor en van de deviatie

Berekening zoals beschreven in Bijlage 4.

Bij het analyseren van de resultaten kwam aan het licht dat referentie 1 (bos op 40 km) het best vergelijkbaar is met de verontreinigde locatie. Daarom zijn alle resultaten van de verontreinigde locaties geschaald ten opzichte van dit referentiepunt. Referentiepunt 2 is niet meegenomen bij de eindbeoordeling van het onderzoek.

9. Interpretatie van de resultaten

In Tabel B2.3 zijn de resultaten van het Triadeonderzoek afgebeeld. De resultaten van de metingen voor referentie 1 zijn op nul gesteld. De andere meetpunten zijn ten opzichte hiervan geschaald. Voor locatie L1, L2 en L3 zijn ecologische risico's aangetoond. Bij L1 wordt het hoogste effectniveau aangetroffen, hoger dan het hoge beslis criterium van 0,75 (zie Tabel B2.4). Voor L2 en L3 geldt dat het gemeten effect in dezelfde risicocategorie valt (kleiner dan 0,75 maar groter dan 0,25), echter de deviatie is bij L2 boven de 0,4. Dit

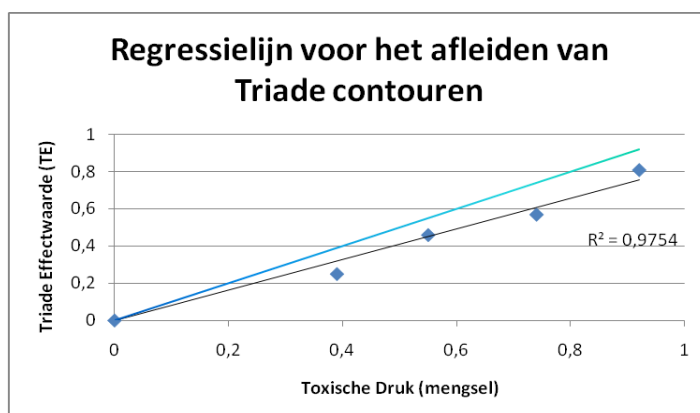
geeft aan dat het risico onzekerder is, de sporen wijzen in verschillende richtingen, hoewel ook weer niet zo onzeker dat het resultaat geheel niet bruikbaar is. Bij L3 en L4 is de deviatie laag, dit betekent dat de onzekerheid klein is.

Tabel B2.3 De eindbeoordeling van het Triadeonderzoek voor de locaties L1, L2, L3, L4 en referentie 1.

Locatie	L1	L2	L3	L4	Ref. 1
Chemie	0.92	0.74	0.55	0.39	0.00
Toxicologie:					
Microtox-test	0.85	0.61	0.48	0.20	0.00
Kiemingstest	0.68	0.53	0.38	0.17	0.00
Toxicologie	0.78	0.57	0.43	0.19	0.00
Ecologie:					
Nematoden	0.55	0.25	0.48	0.19	0.00
Nitrificatie	0.62	0.30	0.29	0.13	0.00
Ecologie	0.59	0.28	0.39	0.16	0.00
Triade-Effectwaarde	0.81	0.57	0.46	0.25	0.00
Deviatie	0.29	0.41	0.14	0.22	0.00

Relatie tussen Toxische Druk van het mengsel en de Triade-Effectwaarde

Om de resultaten van het Triadeonderzoek toe te passen in de ruimtelijke context van de locatie dient er een koppeling gemaakt te worden tussen de Toxische Druk (TD) van het complete mengsel van stoffen en de Triade-Effectwaarde (TE). In Figuur B2.2 is deze relatie afgebeeld. De regressielijn kan vervolgens gebruikt worden om Triade-Effectwaarden te berekenen op basis van de Toxische Drukwaarden uit het nader onderzoek. Hiermee kan een ruimtelijk beeld worden gemaakt van de te verwachten effecten op basis van Triadeonderzoek.



Figuur B2.2: Relatie tussen de Toxische Druk (TD) van het mengsel en de Triade-Effectwaarde voor de waarnemingen in Tabel B2.3. De regressielijn (zwart) is een hulpmiddel om de resultaten van het Triadeonderzoek te extrapoleren naar andere plaatsen op de locatie op basis van de gemeten concentraties in het nader onderzoek. De blauwe lijn geeft de regressielijn weer bij een een-op-een relatie tussen de TD en de TE. In dit voorbeeld levert het Triadeonderzoek ongeveer 20% lagere effectwaarnemingen op dan de berekening van de TD.

Eindbeoordeling

De Triade-Effectwaarde (TE) wordt gebruikt voor het nemen van een beslissing over de aanvaardbaarheid van de ecologische risico's. De berekening moet worden beschouwd als een hulpmiddel om tot een beslissing te komen, want het combineren van alle gegevens in één getal heeft als groot nadeel dat de achterliggende informatie per meting of per spoor verloren gaat. Het is van belang om de Triade-Effectwaarde altijd in de context van alle resultaten te beschouwen.

De laatste stap is dan de beoordeling van de Triade-Effectwaarde en de deviatie, door een vergelijking te maken met een (gekozen) beslis criterium. In deze paragraaf wordt een voorstel gedaan voor het beslis criterium waar de eindbeoordeling op kan worden gebaseerd. Dit voorstel zal voorlopig niet formeel worden verankerd in de Circulaire bodemsanering. Het is dus de verantwoordelijkheid van het bevoegde gezag om hier een keuze in te maken en om onderstaand voorstel te volgen of er van af te wijken.

De afleiding van beslis criteria voor de resultaten van Triadeonderzoek sluit aan bij de indeling in gebiedstypen zoals die ook in de Circulaire bodemsanering wordt gebruikt en bij stap 2 van het Saneringscriterium. In de oppervlaktetabel (Tabel B2.2) is deze indeling terug te vinden.

Het gebiedstype 'natuur' is het meest kwetsbaar; hiervoor gelden de strengste beslis criteria voor 'spoed'. Alle andere groene gebiedstypen zijn in de middencategorie geplaatst voor wat betreft gevoeligheid voor verstoring door bodemverontreiniging. Het gebiedstype met de categorieën 'ander groen', 'bebouwing', 'infrastructuur' en 'industrie' is het minst gevoelig. Voor blijvende geschiktheid in deze categorie gelden de Maximale Waarden industrie en deze zijn zelfs deels gelijk aan de interventiewaarden.

De beslis criteria voor de Toxische Druk bedragen respectievelijk 0,2 (lage criterium) en 0,5 (hoge criterium) in stap 2 van het Saneringscriterium. Deze zijn in eerdere instantie afgeleid uit de oude oppervlaktetabel van de

zogenoemde Urgentiesystematiek (Rutgers et al., 2008). De maat voor Toxische Druk sluit goed aan bij de gehanteerde effectmaten in de andere sporen van het Triadeonderzoek. Het uitvoeren van de Triade leidt tot een vermindering van onzekerheid over het optreden van ecologische effecten op een locatie. Hierdoor kan de beoordeling minder streng worden gemaakt en kunnen de grenzen voor de TE dus hoger worden gelegd. Het voorstel voor besliscriteria voor onaanvaardbare ecologische effecten uit de Triade is 0,25 (lage criterium) en 0,75 (hoge criterium). Afhankelijk van het bodemgebruik en het oppervlak waarop de effecten zich manifesteren geldt het lage of hoge besliscriterium. De grenswaarde voor de deviatie van de Triadesporen is op 0,4 (= 40% van het maximum) gesteld; de soepelere criteria voor de TE gelden bij een $D < 0,4$. In Tabel B2.4 is dit in een overzicht weergegeven.

Tabel B2.4: Besliscriteria voor de beoordeling van Locatiespecifieke Risico's Ecologie, gedifferentieerd naar gebiedstypen in combinatie met de deviatie uit de Triade. Afhankelijk van het gebiedstype hoeft de sanering van een geval niet met spoed te worden uitgevoerd indien de horizontale omvang van de onbedekte bodemverontreiniging binnen een contour voor de Triade-Effectwaarde (TE), die berekend is op basis van de resultaten van een Triadeonderzoek, kleiner is dan de aangegeven oppervlakte. Beide contouren dienen beoordeeld te worden. De oppervlakten zijn onder discussie. De in deze tabel weergegeven oppervlaktematen zijn het resultaat van een discussie bij NOBOWA en worden vermoedelijk van kracht in het begin van 2011. De tabel is afgeleid van Tabel B2.2.

Gebiedstype ^B	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TE ^A > 0,25; D < 0,4)	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TE ^A > 0,75; D < 0,4)
<ul style="list-style-type: none"> • natuur inclusief gebieden behorende tot de EHS^C 	500 m ²	50 m ²
<ul style="list-style-type: none"> • landbouw • wonen met tuin • moestuinen/volkstuinen • groen met natuurwaarden 	5.000 m ²	500 m ²
<ul style="list-style-type: none"> • ander groen • bebouwing • industrie • infrastructuur 	50.000 m ²	5.000 m ²

A. TE is de Triade-Effectwaarde. Deze waarde is het resultaat van de integratie van de drie Triadesporen, chemie, toxicologie en ecologie. Naast deze waarde wordt ook de deviatie (D) bepaald bij de integratie. Een lage deviatie ($< 0,4$) geeft aan dat de Triadesporen met elkaar in overeenstemming zijn. Vergelijkbaar met stap 2 van het Saneringscriterium waarin TD-contouren worden afgeleid, worden hier TE-contouren afgeleid voor $TE > 0,25$ en $TE > 0,75$.

B. De indeling in gebiedstypen is gerelateerd aan de 'ecologische waarde' van gebieden en aangepast aan de bodemgebruikcategorïeën die de werkgroep NOBOWA heeft gedefinieerd (NOBO-rapport; VROM, 2008). Indien een locatie in meerdere typen ingedeeld kan worden, dient voor het gevoeligste type te worden gekozen.

C. EHS = Ecologische hoofdstructuur

Wanneer er een geringe onzekerheid resteert (deviatie < 0,4)

Als de deviatie lager is dan 0,4 en de Triade-Effectwaarde (TE) lager dan 0,25 is, dan geldt voor alle bodemfuncties dat het risico ongeacht het oppervlak niet onaanvaardbaar is. Is de Triade-Effectwaarde groter dan 0,25 of groter dan 0,75 dan is de aanvaardbaarheid afhankelijk van het oppervlak waarop dit risico zich manifesteert. Dit is ook afhankelijk van het gebiedstype. Vooraf zal duidelijk afgesproken moeten worden met de opdrachtgever onder welke gebiedscategorie de locatie valt.

Wanneer er nog steeds grote onzekerheid is (deviatie > 0,4)

Bij een relatief grote modelonzekerheid over de ecologische effecten kan worden teruggevallen op de beoordeling op basis van de Toxische Druk (TD) in stap 2 van het Saneringscriterium. Wanneer men de Triaderesultaten toch wil gebruiken bij de risicobeoordeling, maar niet wil investeren in extra onderzoek, kan overwogen worden om strengere criteria te nemen voor de beslissing, bijvoorbeeld 0,15 voor het lage criterium en 0,4 voor het hoge criterium. In die gevallen dat het Triadeonderzoek in lagere Triade-Effectwaarden resulteert dan de TD-berekeningen kan er toch overall een soepelere beoordeling gedaan worden. Dit is te verdedigen als de hoge deviatie het gevolg is van de waarneming van weinig of geen effecten in de Triadesporen toxiciteit en ecologie. Wanneer er onverwacht sterke effecten worden waargenomen in deze Triadesporen, dan zou het bevoegde gezag nog geen uitspraak over 'spoed' moeten doen en extra onderzoek moeten stimuleren.

Aanpassing van de criteria voor het oppervlak waarop de effecten zich manifesteren

In deze Handreiking is vooralsnog gekozen om het conservatisme in de beoordeling te beïnvloeden via de criteria voor de Triade-Effectwaarde (TE) en niet via aanpassing van de criteria voor het aangetaste oppervlak. Dit is enigszins willekeurig, maar had te maken met lopende discussies over de onderbouwing van de oppervlaktematen. Het is mogelijk om de criteria voor oppervlak te versoepelen als het Triadeonderzoek leidt tot vermindering van modelonzekerheden. Het ligt dan in de rede om de oppervlaktematen in Tabellen B2.2 en B2.4 per gebiedstype maximaal met een factor 5 aan te passen, omdat de grenzen tussen gebiedstypen een factor 10 verschillen.

Vaststelling besliscriteria

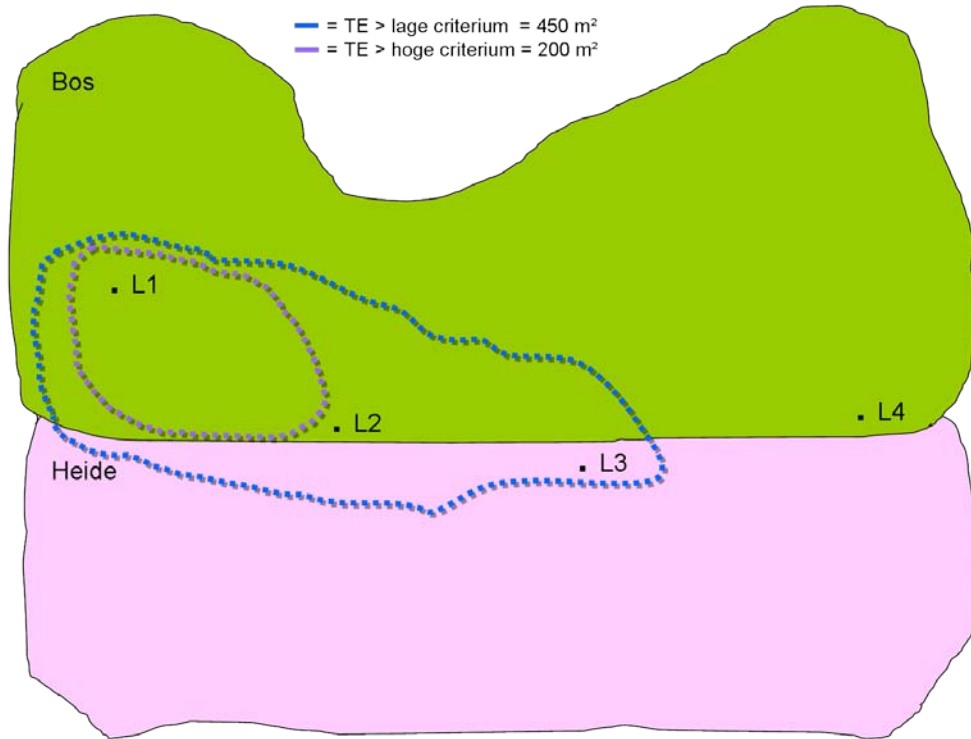
De voorgestelde besliscriteria zijn niet formeel vastgelegd (in bijvoorbeeld de Circulaire bodemsanering, 2009). Uiteindelijk ligt de verantwoordelijkheid voor de beslissing of de risico's onaanvaardbaar zijn of niet, bij het bevoegde gezag. Het bevoegde gezag dient dus deze locatiespecifieke besliscriteria toe te passen bij de beslissing. Het verdient aanbeveling om de discussie over besliscriteria voorafgaand aan het Triadeonderzoek te voeren met uitvoerders, opdrachtgever en bevoegd gezag. Door de besliscriteria vooraf vast te leggen is het voor alle partijen duidelijk wat de consequenties van het Triadeonderzoek bij een bepaalde uitslag zullen zijn. De NEN 5737 (2010) beschrijft de procedure om de diverse stappen goed te laten verlopen.

Eindbeoordeling voorbeeld

De bodemfunctie van deze locatie is natuur . De resultaten bij de verschillende monsterpunten kunnen nu worden beoordeeld (zie Tabel B2.3). Het ecologische risico is onaanvaardbaar bij L1, omdat de TE groter is dan 0,75 (afhankelijk van het oppervlak waarop deze effecten zich manifesteren). L2 en L3 indiceren een gemiddeld niveau van effecten waarvoor grotere oppervlaktematen gelden. De deviatie bij L2 is niet erg veel groter dan 0,4 en het niveau van het effect zit niet in de buurt van een besliscriterium (0,25 en 0,75), waardoor de informatie uit L2 binnen deze beoordeling toch bruikbaar is. Bij L4 is sprake van niet onaanvaardbare effecten (0,25).

Vergelijking met stap 2 in het Saneringscriterium

Uit de beoordeling van stap 2 van het Saneringscriterium volgt dat er voor locaties L1, L2, L3 en L4 en een flink aantal andere monsters uit het nader onderzoek een onaanvaardbaar ecologisch risico is (zie Figuur B2.1). Het Triadeonderzoek laat zien dat voor locatie L4 nu een andere conclusie getrokken kan worden: de risico's zijn niet onaanvaardbaar (zie Figuur B2.3). Bij locaties L2 en L3 is het niveau van effecten wel een categorie lager geworden, en voor de beoordeling gelden daarbij grotere oppervlaktematen. In Tabel B2.5 is een overzicht gegeven van de oppervlakten van TD- en TE-contouren. In stap 2 van het Saneringscriterium was voor 1500 m² sprake van onaanvaardbare ecologische risico's die met spoed gesaneerd dienen te worden. Na stap 3 van het Saneringscriterium kan dit oppervlak teruggebracht worden naar 200 m².



Figuur B2.3: Triade-Effectwaarde(TE)-contouren weergegeven op de verontreinigde locatie voor stap 3 van het Saneringscriterium. De getallen geven de berekende TE-waarden weer op basis van de resultaten van het nader onderzoek. L1 tot en met L4 betreft de monsterpunten waarmee het Triadeonderzoek is uitgevoerd. Het oppervlak binnen de paarse lijn geeft een $TE > 0,75$ weer, het oppervlak binnen de blauwe lijn geeft een $TE > 0,25$ weer. Alleen het kleine oppervlak overschrijdt het besliscriterium van 50 m² (zie Tabel B2.4). Dit betekent dat er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's voor 200 m². In vergelijking met Figuur B2.1 zijn de contouren aanzienlijk kleiner.

Tabel B2.5 Overzicht resultaten van het theoretische voorbeeld voor stap 2 en stap 3 van het Saneringcriterium.

Sanerings criterium		Besliscriterium natuur in m ²	Oppervlakte op locatie in m ²	Totaal oppervlak met onaanvaardbare ecologische risico's in m ²
Stap 2	TD > laag criterium	500	1500	
	TD > hoog criterium	50	600	
				1500
Stap 3	TE > 0,25	500	450	
	TE > 0,75	50	200	
				200

Bijlage 3 Berekening Toxische Druk

In stap 2 van het Saneringscriterium is recent de berekening van de Toxische Druk (TD) geïntroduceerd. Met deze berekening wordt het effect van het complete mengsel van verontreinigende stoffen berekend en dat is een verbetering ten opzichte van de oude stof-voor-stof urgentiebeoordeling. De onderstaande tekst is ontleend aan Rutgers et al. (2008) waarin de berekeningsmethode beschreven is.

De TD wordt berekend op basis van mengselmodellering waarbij modellen voor concentratieadditie en responsadditie achtereenvolgens worden toegepast (Posthuma et al., 2002; De Zwart en Posthuma, 2005; Rutgers et al., 2008). Bij de eerste stap wordt de combinatie toxiciteit voor groepen stoffen met dezelfde toxische werkingsmechanismen bepaald met behulp van het concentratieadditiemodel:

$$HU_j = \frac{[n_1]}{10^{\alpha_1}} + \frac{[n_2]}{10^{\alpha_2}} + \dots + \frac{[n_n]}{10^{\alpha_n}} = \sum_n \frac{[n]}{10^{\alpha_n}} \quad (1)$$

en

$$TD_{CAj} = \frac{1}{1 + e^{\left[\frac{\log(HU_j)}{\beta_j} \right]}} \quad (2)$$

waarbij HU_j staat voor de Hazard Units van stofgroep j waarvoor het CA-model geldt. $[n_1]$, $[n_2]$, ..., geeft de concentratie van de verontreinigende stoffen 1, 2, ... et cetera weer (bijvoorbeeld in mg/kg; na correctie voor een standaardbodem). α_n is een log-getransformeerde waarde van de toxiciteit van een stof (bijvoorbeeld een $\log HC50$). β_j is een parameter (helling) van de soortengevoeligheidsverdeling.

Voor stoffen met een uniek werkingsmechanisme wordt de TD direct berekend met behulp van vergelijking 2.

In de volgende stap wordt de TD van het complete mengsel berekend met het responsadditiemodel voor elke groep met één of meer verontreinigende stoffen met een uniek toxisch werkingsmechanisme:

$$TD_{MM} = 1 - (1 - TD_{CA1}) \cdot (1 - TD_{CA2}) \cdot \dots \cdot (1 - TD_{CA_n}) = 1 - \prod (1 - TD_{CA_n}) \quad (3)$$

De TD_{MM} staat voor de TD op basis van mengselmodellering en is uitgedrukt in een meerstoffen Potentieel Aangetaste Fractie (msPAF). De TD_{MM} wordt berekend op basis van hetzelfde toxiciteitsmodel als het model waarmee de HC5- en HC50-waarde bepaald worden, namelijk de soortengevoeligheidsverdeling (in het Engels: species sensitivity distribution (SSD)). Een TD van 0 betekent dat er geen effect is te verwachten. Een TD van 1 (of 100%) betekent dat het effect maximaal is (in wetenschappelijke termen:

100% van de soorten of processen is blootgesteld boven de gekozen gevoeligheidsdrempel).

Een verschil tussen de modellen voor de afleiding van HC50-waarden ten behoeve van de Interventiewaarden en voor de berekening van de TD_{MM} betreft de toxiciteitsgegevens van soorten die ingevoerd worden. Voor de HC50 worden NOEC-waarden gebruikt en voor de TD_{MM} worden EC50-waarden gebruikt. De rationale hiervoor is uitgebreid bediscussieerd in Rutgers et al. (2008). Interventiewaarden zijn een screeningsinstrument voor alle locaties; het Saneringscriterium wordt slechts toegepast bij locaties waarbij overschrijding van de interventiewaarden is geconstateerd. EC50-waarden sluiten beter aan bij het doel, namelijk de beoordeling of er met 'spoed' gesaneerd dient te worden.

De kwantificering van Toxische Druk per stof wordt technisch mogelijk gemaakt door een algemeen toepasbaar basisprogramma (ETX, Van Vlaardingen et al., 2004) en verzamelingen ecotoxiciteitsgegevens (zoals de NOEC-databestanden van Integrale Normstelling Stoffen (INS) die voor preventieve generieke normstelling zijn gebruikt, of bredere bestanden, zoals de RIVM e-toxBase; www.e-toxbase.com). De e-toxBase bevat bijvoorbeeld meer dan 180.000 ecotoxiciteitsgegevens, waaronder ook LC50- en EC50-waarden voor een groot aantal stoffen (> 5000 stoffen). Voor het Saneringscriterium is een handig rekenhulpmiddel in Excel gemaakt waarmee de TD_{MM} berekend kan worden. Deze is via de website www.sanscrit.nl te downloaden. Opgemerkt dient te worden dat bij dit rekenhulpmiddel standaard-achtergrondgehalten (AW2000-waarden) afgetrokken worden van de aangetroffen concentraties in de monsters. Wenst men geen of een andere achtergrondcorrectie, dan dient de berekening volgens bovenstaand formulairium te worden uitgevoerd (zie ook Rutgers et al., 2008). Lijsten met toxische constanten voor verschillende verontreinigende stoffen zijn te vinden in Rutgers et al. (2008).

Bijlage 4 Voorbeelden van schalingsmethoden bij verschillende toxiciteitstesten en veldwaarnemingen

In deze bijlage zijn overzichten te zien van berekeningsmethoden zoals deze in Microsoft Excel uitgevoerd kunnen worden om resultaten van testen en veldwaarnemingen te schalen. In hoofdstuk 4 van Jensen en Mesman (2006) worden de schalingsmethoden uitgebreid besproken.

a. Microtox-test:

	A	B	C	D	E	F
1						
2	Microtox results are scaled to a number between 0 and 1.					
3	Sample	EC50	Scale 0 - 1	In relation to ref.	Scale 0 - 1	In relation to ref.
4	WM 224 (ref)	232.8	0.15	0	$=1/(1+10^{(\text{LOG}((\text{B}5)/100))}/0.4)$	$=\text{ABS}(((\text{C}5)-(\text{C}5))/(1-(\text{C}5))))$
5	WM 222	53.8	0.43	0.33	$=1/(1+10^{(\text{LOG}((\text{B}6)/100))}/0.4)$	$=\text{ABS}(((\text{C}6)-(\text{C}5))/(1-(\text{C}5))))$
6	WM 232	3.6	0.92	0.9	$=1/(1+10^{(\text{LOG}((\text{B}7)/100))}/0.4)$	$=\text{ABS}(((\text{C}7)-(\text{C}5))/(1-(\text{C}5))))$

b. PAM-algentest:

	A	B	C	D	E	F
1						
2	PAM-algae. Results are scaled to a number between 0 and 1.					
3	Sample	Growth inhibition (%)	Scale 0 - 1	In relation to ref.	Scale 0 - 1	In relation to ref.
4	WM 224 (ref)	-0.3	-0.003	0	$=(\text{B}4)/100$	$=\text{ABS}(((\text{C}4)-(\text{C}4))/(1-(\text{C}4))))$
5	WM 222	38.4	0.384	0.39	$=(\text{B}5)/100$	$=\text{ABS}(((\text{C}5)-(\text{C}4))/(1-(\text{C}4))))$
6	WM 232	78.6	0.786	0.79	$=(\text{B}6)/100$	$=\text{ABS}(((\text{C}6)-(\text{C}4))/(1-(\text{C}4))))$

c. Sla-kiemingstest

	A	B	C	D	E	F
1						
2	Lettuce germination test. Results are scaled to a number between 0 and 1.					
3	Sample	Germination (%)	Scale 0 - 1	In relation to ref.	Scale 0 - 1	In relation to ref.
4	WM 224 (ref)	100	0	0	$=(100-(\text{B}4))/100$	$=(\text{C}4)-(\text{C}4)/(1-(\text{C}4))$
5	WM 222	85	0.15	0.15	$=(100-(\text{B}5))/100$	$=(\text{C}5)-(\text{C}4)/(1-(\text{C}4))$
6	WM 232	81	0.19	0.19	$=(100-(\text{B}6))/100$	$=(\text{C}6)-(\text{C}4)/(1-(\text{C}4))$

d. Middelen van ecologische waarnemingen (aantal en diversiteit)

nematodenfauna

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P
1																
2	Nematod results are scaled to a number between 0 and 1.															
3	Sample	results	In relation to ref.		Scale 0 - 1		In relation to ref.		Scale 0 - 1		In relation to ref.		Scale 0 - 1		In relation to ref.	
4	Sample	results	R1	R2	R3	R4	R5	R1	R2	R3	R4	R5	R1	R2	R3	R5
5		aantal/100g taxa	aantal/100 g	Taxa	aantal/100 g	Taxa		aantal/100g	taxa	aantal/100 g	Taxa	aantal/100 g		aantal/100 g		
6	WM 224 (ref)	4933 24	1	1	0	0	0	$=(\text{B}6)/(\text{B}6)$	$=(\text{C}6)/(\text{C}6)$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{D}6))$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{E}6))$	$=1*(\text{SUM}(\text{F}6:\text{G}6))$	$=1-10^{((\text{H}6)/(\text{I}6))}$			
7	WM 222	1000 24	0.2	1	0.7	0	-0.69	$=(\text{B}7)/(\text{B}6)$	$=(\text{C}7)/(\text{C}6)$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{D}7))$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{E}7))$	$=1*(\text{SUM}(\text{F}7:\text{G}7))$	$=1-10^{((\text{H}7)/(\text{I}7))}$			
8	WM 232	457 20	0.092	0.83	1.04	0.079	-1.11	$=(\text{B}8)/(\text{B}6)$	$=(\text{C}8)/(\text{C}6)$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{D}8))$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{E}8))$	$=1*(\text{SUM}(\text{F}8:\text{G}8))$	$=1-10^{((\text{H}8)/(\text{I}8))}$			

Bijlage 5 Berekening voor eindbeoordeling resultaten Triadeonderzoek

Deze bijlage beschrijft de berekeningsmethoden zoals deze in Microsoft Excel uitgevoerd kunnen worden om de resultaten van het Triadeonderzoek weer te geven en Triade-Effectwaarde en deviatie uit te rekenen.

Toelichting

De (eco)toxicologie kent een aantal methoden voor het optellen of middelen van toxische effecten. In de Triadesporen wordt dit ook toegepast. Zo worden effecten van verschillende indicatoren binnen een Triadespoor gemiddeld, na eerst het complement te nemen ($1-y$) en deze term logaritmisch te transformeren. De gemiddelde waarde wordt weer omgezet naar lineaire schaal door er de exponent van te nemen. Deze bewerking heeft tot gevolg dat grotere effecten meer gewicht krijgen (sterker doorwerken) in de berekening van het gemiddelde. Men kan ook zeggen dat de effectschatting op die manier iets wordt opgetrokken om extra veiligheid in te bouwen. Hier zijn goede argumenten voor aan te voeren. Een aantal acute toxiciteitstoetsen lijkt bijvoorbeeld een geringe gevoeligheid voor verontreinigingen te hebben (De Zwart et al., 1998). Deze kunnen hierdoor een onderschatting van het werkelijke ecologische risico geven (de zogenaamde vals negatieve uitslag). Een praktisch bijkomend voordeel is dat er met deze manier van rekenen minder problemen optreden met nulwaarden in de resultaten (geen 'log van nul').

	A	B	C	D	E	F	S	T	U	V	W	AF
1												
2												
3		Parameter										
4		Chemie										
5		1 TD total concentration	Reference location	Location 1	Location 2							
6		2 TD pore water concentration	0.00	0.46	0.72							
11		Effect waarde chemie	0.00	0.48	0.79							
12			0.00	0.47	0.76							
13												
14		Toxicologie										
15		1 Microtox	Reference location	Location 1	Location 2							
16		2 PAM	0.36	0.48	0.62							
17		3 Plant germination	0.00	0.00	0.00							
20		Effect waarde toxicologie	0.14	0.21	0.30							
30												
31												
32		Ecologie										
33		1 Nemastode community analysis	Reference location	Location 1	Location 2							
34		2 PICT	0.00	0.15	0.32							
35		3 Biolog	0.00	0.47	0.71							
36		4 Microbiology	0.00	0.35	0.44							
37		5 Earthworm community analysis	0.00	0.25	0.42							
38		6 Enchytraeid community composition	0.00	0.15	0.24							
43		Effect waarde ecologie	0.00	0.00	0.68							
44			0.00	0.26	0.53							
45												
46												
47		Chemie:	0.00	0.47	0.76							
48		Toxicologie	0.14	0.21	0.30							
49		Ecologie	0.00	0.26	0.53							
50												
51		Triade effectwaarde	0.05	0.32	0.57							
52		deviatie	0.14	0.24	0.40							
53												
54												
55		0.0 <Effect < 0.25										
56		0.26 <Effect < 0.5										
57		0.51 <Effect < 0.75										
58		0.76 <Effect < 1.0										
59												
60		deviatie > 0.4										

Figuur B5.1 In de figuur is een deel van de spreadsheet afgebeeld, met daarin een voorbeeld van de berekening van het ecologische risico.

A	B	C	D	E	S	T	U	V
1						calculation		
2								
3								
4								
5	1	Reference location	Location 1				Reference location	Location 1
6	2	=IF(InputD8="","InputD8")	=IF(\$B5<>","InputE8")	=IF(\$B5<>","InputF8")		log(1-y))	=IF(\$B5="","LOG(1-(E5)))	=IF(\$B5="","LOG(1-(E5)))
11		Effect waarde chemie	=(U13)	0.48		mean log	=IF(\$B6="","LOG(1-(D6)))	=IF(\$B6="","LOG(1-(E6)))
12						stdev	=AVERAGE(V5:V10)	=AVERAGE(V5:V10)
13						effect waarde	=1-(10^(U11))	=1-(10^(V11))
14								
15	1	Reference location	Location 1			log(1-y))	=IF(\$B15="","LOG(1-(D15)))	=IF(\$B15="","LOG(1-(E15)))
16	2	=IF(InputD27="","InputD27")	=IF(\$B15<>","InputE27")	=IF(\$B15<>","InputF27")		mean log	=IF(\$B16="","LOG(1-(D16)))	=IF(\$B16="","LOG(1-(E16)))
17	3	=IF(InputD28="","InputD28")	=IF(\$B16<>","InputE28")	=IF(\$B16<>","InputF28")		stdev	=IF(\$B17="","LOG(1-(D17)))	=IF(\$B17="","LOG(1-(E17)))
29		Effect waarde toxicologie	=(U31)			effect waarde	=AVERAGE(U15:U28)	=AVERAGE(V15:V28)
30							=STDEV(U15:U28)	=STDEV(V15:V28)
31							=1-(10^(U29))	=1-(10^(V29))
32								
33	1	Reference location	Location 1			log(1-y))	=IF(\$B33="","LOG(1-(D33)))	=IF(\$B33="","LOG(1-(E33)))
34	2	=IF(InputD63="","InputD63")	=IF(\$B33<>","InputE63")	=IF(\$B33<>","InputF63")			=IF(\$B34="","LOG(1-(D34)))	=IF(\$B34="","LOG(1-(E34)))
35	3	=IF(InputD64="","InputD64")	=IF(\$B34<>","InputE64")	=IF(\$B34<>","InputF64")			=IF(\$B35="","LOG(1-(E35)))	=IF(\$B35="","LOG(1-(E35)))
36	4	=IF(InputD65="","InputD65")	=IF(\$B35<>","InputE65")	=IF(\$B35<>","InputF65")			=IF(\$B36="","LOG(1-(D36)))	=IF(\$B36="","LOG(1-(E36)))
37	5	=IF(InputD66="","InputD66")	=IF(\$B36<>","InputE66")	=IF(\$B36<>","InputF66")			=IF(\$B37="","LOG(1-(D37)))	=IF(\$B37="","LOG(1-(E37)))
38	6	=IF(InputD67="","InputD67")	=IF(\$B37<>","InputE67")	=IF(\$B37<>","InputF67")			=IF(\$B38="","LOG(1-(D38)))	=IF(\$B38="","LOG(1-(E38)))
43		Effect waarde ecologie	=(U45)			mean log	=AVERAGE(U34:U42)	=AVERAGE(V34:V42)
44						stdev	=STDEV(U34:U42)	=STDEV(V34:V42)
45						effect waarde	=1-(10^(U43))	=1-(10^(V43))
46								
47		Chemie:	=(V13)			log(1-y))	=LOG(1-(E47))	
48		Toxicologie	=(O29)				=LOG(1-(E48))	
49		Ecologie	=(O43)				=LOG(1-(E49))	
50		Triade effectwaarde	=1-(10^(LOG(1-D47)+LOG(1-D49)/0.5774))			mean log	=AVERAGE(U47:U49)	=AVERAGE(V47:V49)
51		deviatie	=STDEV(D47:D49)/0.5774			stdev	=STDEV(U47:U49)	=STDEV(V47:V49)
52							=1-(10^(U50))	=1-(10^(V50))
53								
54								
55								
56								
57								
58								
59								
60								

Figuur B5.2 In de figuur is een deel van de spreadsheet afgebeeld, met daarin de formules van het voorbeeld uit Figuur B5.1.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl