



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

Toepassing van Toxische Druk in beoordelingsinstrumenten

RIVM briefrapport 607711016/2014
A. Wintersen et al.



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

Toepassing van Toxische Druk in beoordelingsinstrumenten

RIVM Briefrapport 607711016/2014
A. Wintersen et al.

Colofon

© RIVM 2014

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.

Arjen Wintersen
Leonard Osté (Deltares)
Miranda Mesman
Johannes Lijzen

Contact:
Arjen Wintersen
DMG
arjen.wintersen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van IenM, in het kader van Project Bodemkwaliteit en Risicobeoordeling

Rapport in het kort

In het milieu zijn verontreinigende stoffen aanwezig die schadelijk kunnen zijn voor de mens en het ecosysteem. Om inzicht te krijgen in de mogelijke gevolgen worden diverse soorten rekenmodellen gebruikt. Hiermee kan aan de hand van concentraties van stoffen worden voorspeld welke (mogelijke) effecten zich voordoen. Een voorbeeld van zo'n rekenmodel zijn zogeheten SSD's (*Species Sensitivity Distributions*), die zijn gebaseerd op effecten die zijn waargenomen bij een verzameling van soorten. Het RIVM heeft uitgezocht hoe en waar binnen het huidige milieubeleid deze SSD's worden gebruikt. Daarnaast wordt ingegaan op de overeenkomsten en verschillen hierin en welke verbeteringen hierin kunnen worden aangebracht.

De meeste verschillen in het gebruik worden konden verklaard, bijvoorbeeld omdat het noodzakelijk is om verschillende beschermingsniveaus te hanteren, of omdat er voor de verschillende milieucompartimenten bodem, water en grondwater wordt gerekend. In enkele gevallen zijn verschillen tussen de methoden ontstaan omdat het bij de ontwikkeling van de methoden doorgaans niet gebruikelijk is om gebruikte gegevens en keuzes die daarvoor worden gemaakt, op elkaar af te stemmen. Het RIVM geeft enkele adviezen om de afstemming te verbeteren. De belangrijkste hiervan is om de afleiding van SSD's onder te brengen in de bestaande procedures voor de afleiding van ecologische risicogrenzen.

Trefwoorden: soortengevoeligheidsverdeling, SSD, ecologie, risicobeoordeling, bodem, waterbodem

Abstract

The environment contains pollutants that may be harmful to people and the ecosystem. Models are used in order to estimate the scale and nature of these effects. An example of these models, are the so-called Species Sensitivity Distributions (SSDs), which are based on observed effects on populations of species. The National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) has conducted an inventory of the applications of SSDs in current Dutch environmental legislation. The applications were compared on multiple aspects in order to obtain an overview of the similarities and differences between the applications of SSDs.

It was established that most of the differences between the applications of SSDs within Dutch environmental policies are due to fundamental differences between the policy contexts. For example, different policies require different risk limits, or they apply to different environmental compartments. In some other cases however, the differences arose because the methods were developed by different parties. This report contains a number of recommendations to improve the alignment between the different methods. Most importantly, it is recommended to incorporate the derivation of SSD parameters into the established procedures for the derivation of environmental risk limits.

Key words: species sensitivity distributions, SSD, ecology, risk assessment, soil

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave–5

1	Inleiding–7
1.1	Introductie–7
1.1.1	Aanleiding–7
1.1.2	Toxische Druk–8
1.2	Doel en leeswijzer–10
2	Beoordelingsmethoden–11
2.1	Selectie van methoden–11
2.2	Toxische druk in de RisicotoolboxBodem–11
2.2.1	Context en doel van de methode–11
2.2.2	Blootstellings- of milieuconcentraties (PEC)–12
2.2.3	Data en berekening Toxische Druk–13
2.2.4	Toetscriteria–13
2.2.5	Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden–14
2.3	Toxische druk in Sanscrit–14
2.3.1	Context en doel van de methode–14
2.3.2	Blootstellings- of milieuconcentraties (PEC)–14
2.3.3	Data en berekening Toxische Druk–14
2.3.4	Toetscriteria–15
2.3.5	Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden–16
2.4	De TRIADE–16
2.4.1	Context en doel van de methode–16
2.4.2	Blootstellings- of milieuconcentraties (PEC)–17
2.4.3	Data en berekening Toxische Druk–17
2.4.4	Toetscriteria–18
2.4.5	Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden–18
2.5	Toxische druk als norm voor het verspreiden van bagger op het aangrenzende perceel–18
2.5.1	Context en doel van de methode–18
2.5.2	Blootstellings- of milieuconcentraties (PEC)–18
2.5.3	Data en berekening Toxische Druk–19
2.5.4	Toetscriteria–19
2.5.5	Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden–19
2.6	SEDIAS Oevergebieden (instrument van de Handreiking beoordelen waterbodems)–20
2.6.1	Context en doel van de methode–20
2.6.2	Blootstellings- of milieuconcentraties (PEC)–20
2.6.3	Data en berekening Toxische Druk–20
2.6.4	Toetscriteria–20
2.6.5	Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden–21
2.7	Toxische druk in SEDIAS (instrument van de Handreiking beoordelen waterbodems)–21
2.7.1	Context en doel van de methode–21
2.7.2	Blootstellings- of milieuconcentraties (PEC)–22
2.7.3	Data en berekening Toxische Druk–22
2.7.4	Toetscriteria–22
2.7.5	Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden–23
2.8	Toxische druk in de Risicotoolbox waterbodems–23

2.8.1	Context en doel van de methode–23
2.8.2	Blootstellings- of milieuconcentraties (PEC)–23
2.8.3	Data en berekening Toxische Druk–23
2.8.4	Toetscriteria–23
2.8.5	Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden–23
2.9	Verschillen en overeenkomsten tussen de methoden–23
2.10	Gevoeligheidsanalyse–27
2.10.1	Introductie–27
2.10.2	Karakterisatie log-normale verdeling: locatie- en schaalparameter–27
2.10.3	Berekening PEC en toepassen van afkapwaarden–29
2.10.4	Toetsingscriteria–30
2.11	Relatie met totstandkoming en toepassing ecologische risicogrenzen–31
2.12	Voorbeeld van een niet-wettelijk toepassing van toxische druk: GIS–32

3 Conclusie en aanbevelingen–34

3.1	Discussie–34
3.2	Conclusies–35
3.3	Aanbevelingen–36

Literatuur–38

Bijlage 1. Formularium berekening Toxische Druk–41

Bijlage 2. Verdelingsparameters–44

1 Inleiding

1.1 Introductie

1.1.1 Aanleiding

Soortengevoeligheidsverdelingen (SSD's, Species Sensitivity Distributions) bieden de mogelijkheid om de effecten van (een mengsel van) stoffen op het ecosysteem te voorspellen. De directe toepassing¹ van soortengevoeligheidsverdelingen in wettelijke beoordelingsmethoden is relatief nieuw. De methoden die in dit rapport worden besproken zijn geïntroduceerd in 2007 als onderdeel van het Besluit bodemkwaliteit (Staatscourant, 2007) en de Circulaire bodemsanering (Staatscourant, 2013). Het gebruik van soortengevoeligheidsverdelingen bij beoordelingen heeft enkele voordelen ten opzichte van de toepassing van (uitsluitend) conventionele 'per-stof'-normen:

- Soortengevoeligheidsverdelingen bieden de mogelijkheid om beter onderbouwd rekening te houden met mengseltoxiciteit;
- De Toxische Druk geeft ook inzicht in de mate van ecologische effecten bij milieuconcentraties boven en onder de toegepaste grenswaarde, in tegenstelling tot normen die als 'triggerwaarde' worden gebruikt;
- Scenario's en werkvoorraden kunnen op basis van Toxische Druk worden gerangschikt, grenswaarden kunnen gekozen worden op basis van andere uitgangspunten dan de mate van ecologische effecten (bijvoorbeeld gewenste maximale omvang van de werkvoorraad).

De beoordelingsmethoden die in dit rapport worden besproken zijn grotendeels onafhankelijk van elkaar ontwikkeld en hebben een eigen beleidscontext en doel. In 2008 adviseerde de TCB (Technische Commissie Bodembescherming) om de toepassing van soortengevoeligheidsverdelingen in dergelijke instrumenten in samenhang en op onderbouwde wijze plaats te laten vinden (TCB, 2008). In de 'Discussienotitie normstelling ecologische risico's' (Mesman en Lijzen, 2012) wordt hierover het volgende gezegd:

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

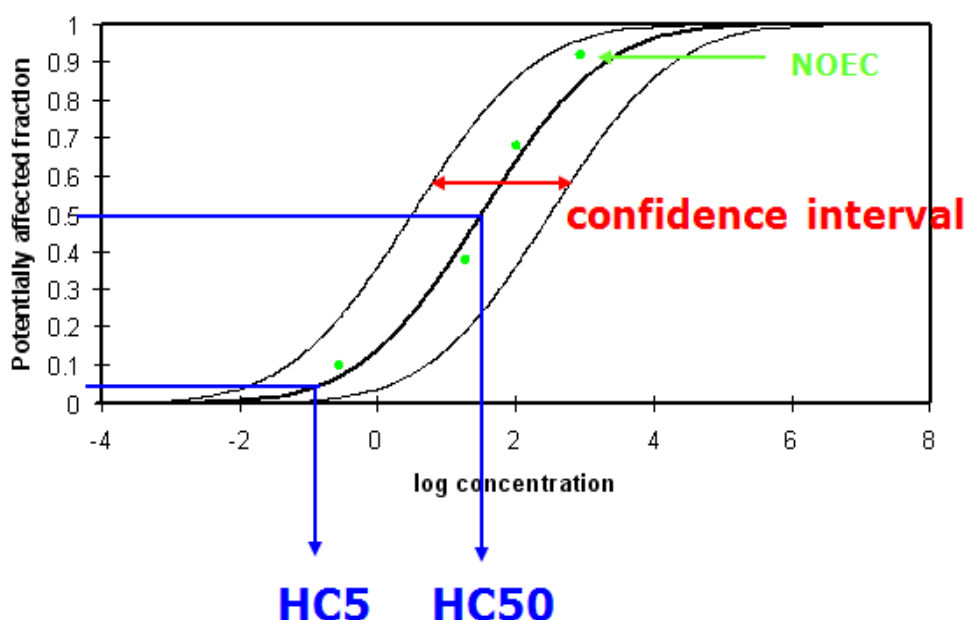
De discussienotitie schetst onderzoekslijnen die nodig zijn om de onderbouwing van de ecologische normstelling te verbeteren in de aanloop naar de herijking van het Besluit bodemkwaliteit in 2015. Dit rapport gaat verder in op het onderdeel consistentie in de toepassing van soortengevoeligheidsverdelingen.

¹ Indirect worden SSD's al geruime tijd gebruikt voor de afleiding van ecologische risicogrenzen. Zie bijvoorbeeld Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007.

1.1.2 Toxische Druk

De Toxische Druk (TD) is een maat voor de (verwachte, 'potentiële') effecten van een concentratie van een stof, of een mengsel van stoffen, op een verzameling van organismen². De basis voor de berekening van de Toxische Druk, uitgedrukt als (ms-)PAF (*meer stoffen* Potentieel Aangetaste Fractie), is de niet-lineaire relatie tussen de milieu- of blootstellingsconcentratie en de effecten op getoetste soorten. Verondersteld wordt dat de spreiding in de ecotoxiciteit van stoffen (uitgedrukt in effectmaten als NOEC; No Observed Effect Concentration, en EC₅₀; Effect Concentratie voor 50% van de testpopulatie) kan worden beschreven met een log-normale of log-logistische verdeling (Posthuma et al. 2002), de zogenaamde soortengevoeligheidsverdeling, of SSD (Species Sensitivity Distribution).

De TD staat voor de fractie soorten in het ecosysteem waarvoor de gehanteerde effectmaat (NOEC, EC₅₀, etc.) wordt overschreden. Bij een TD van 0,4 wordt 40% van de organismen blootgesteld aan een concentratie boven de chronische NOEC. Een SSD kan echter ook op basis van acute toxiciteitswaarden worden opgesteld, bijvoorbeeld acute EC₅₀-waarden. In dat geval representeert de TD het percentage soorten waarvoor de acute EC₅₀-waarde wordt overschreden. Bijlage 1 gaat verder in op het formulairium voor de berekening van de (ms-)PAF. De mogelijkheid om de effecten van een mengsel van stoffen uit te drukken in één getal, of enkele geaggregeerde waarden, maakt de Toxische Druk tot een aantrekkelijke toetsparameter als onderdeel van risicobeoordelingsmethoden en beslisinstrumenten.

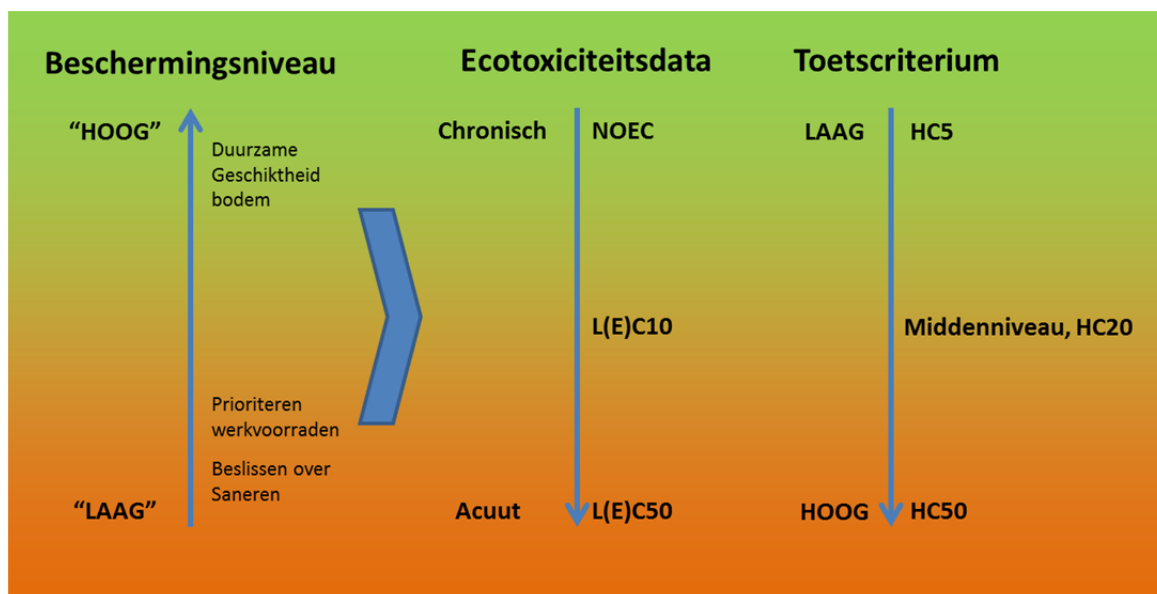


Figuur 1. Soortengevoeligheidsverdeling. Door de verdeling voorwaarts toe te passen wordt de concentratie ('HCx') verkregen waarbij een gekozen percentage ('X%') van de soorten potentieel effect ondervindt. Andersom kan de verdeling gebruikt worden om het percentage potentieel aangetaste soorten bij een actuele milieuconcentratie van een stof te berekenen.

² In dit verband wordt bedoeld op de (laboratorium)organismen die zijn gebruikt

Door het principe van Toxische Druk terugwaarts toe te passen (Figuur 1), wordt een concentratie verkregen waarbij een gegeven percentage van de beschouwde soorten een effect ondervindt, de zogenaamde HCx (Hazardous Concentration, waarbij de x staat voor het percentage soorten dat effect ondervindt). Deze vorm van toepassing van Toxische Druk wordt gebruikt om ecologische risicogrenzen te berekenen. Als voorwaarde wordt daarbij meestal gesteld dat er voldoende gevalideerde data beschikbaar zijn en dat een minimum aantal taxonomische groepen vertegenwoordigd is in de gegevens.

De Toxische Druk is een rekenconcept waarmee milieu- of blootstellingsconcentraties uitgedrukt kunnen worden in verwachte effecten op het ecosysteem. De concrete getalsmatige toepassing van het rekenconcept in specifieke situaties is bepalend voor de uitkomst. Ogenscheinlijk kleine verschillen in de toegepaste data of rekenwijze kunnen grote gevolgen hebben voor de berekeningsresultaten (zie ook het onderdeel gevoeligheidsanalyse, in Paragraaf 2.10). Bij de presentatie van de resultaten die (mede) met Toxische Druk berekeningen zijn verkregen, ontbreekt nogal eens de noodzakelijke toelichting bij de gemaakte keuzen op het gebied van gegevensselectie en rekenwijze. Centraal staat dat de berekening past bij de context of het beschermingsniveau dat wordt nagestreefd. Dit komt onder andere tot uiting in de keuze voor toegepaste ecotoxiciteitsgegevens en toetscriteria (Figuur 2).



Figuur 2. Ecotoxiciteitsgegevens en toetscriteria in relatie tot beschermingsniveau

Niet alleen de keuzen die expliciet behoren tot de berekening van de effectkant van de Toxische Druk, maar ook de manier waarop de blootstellings- of milieuconcentraties toegepast worden (PEC; Predicted Environmental Concentration) is van invloed op het resultaat en dient te passen bij de context van de berekeningen. Voor de geselecteerde instrumenten worden beide aspecten in detail beschouwd in Hoofdstuk 2.

1.2 Doel en leeswijzer

Op dit moment maken zeven instrumenten/methoden onderdeel uit van de Nederlandse regelgeving voor de beoordeling van (water)bodems waarin Toxische Druk wordt toegepast:

- De RisicotoolboxBodem;
- Sanscrit;
- De TRIADE;
- De beoordeling van verspreiding van bagger op de kant (binnen ToWaBo);
- SEDIAS oevergebieden;
- SEDIAS;
- De Risicotoolbox waterbodems.

Dit briefrapport gaat na in hoeverre deze methoden consistent met elkaar samenhangen en welke mogelijke verbeterpunten er zijn. Hiertoe worden in Hoofdstuk 2 de kenmerken van de Toxische Drukberoeeningen in de verschillende instrumenten met elkaar vergeleken. Daarnaast wordt met een beperkte gevoeligheidsanalyse inzicht gegeven in de onderdelen van de rekenmethoden die sturend zijn voor de resultaten. Deze onderdelen dienen prioriteit te krijgen bij een eventuele herziening of afstemming tussen de methoden.

Naast de hierboven genoemde instrumenten, wordt de Toxische Druk ook in andere verbanden met regelmaat toegepast. In dit rapport worden GISrapportages van Toxische Druk van gebieden en landen als voorbeeld benoemd en beknopt uitgewerkt. Ten slotte volgen in Hoofdstuk 3 de conclusies en aanbevelingen die volgen uit de vergelijking tussen de methoden.

2 Beoordelingsmethoden

2.1 Selectie van methoden

De Toxische Druk als maat voor ecosysteemeffecten van mengsels van stoffen wordt breed toegepast. Op dit moment zijn er zeven methoden die gebruik maken van Toxische Druk als onderdeel van regelgeving. Deze methoden worden in deze notitie beschreven en gekarakteriseerd aan de hand van een vijftal vaste punten:

1. De context en het doel van de methode;
2. De wijze waarop de blootstellings- of milieuconcentraties wordt verkregen;
3. Data en berekening van de Toxische Druk;
4. De toegepaste toetscriteria (indien van toepassing);
5. Het geldigheidsbereik van de methode en overige randvoorwaarden (waaronder ook het minimumaantal in te voeren stofconcentraties).

Een deel van de verschillen tussen de methoden kan verklaard worden doordat de methoden een verschillende context en doel(en) hebben. In het kader van deze rapportage zijn we echter op zoek naar verschillen tussen de methoden die niet goed verklaard kunnen worden op grond van de verschillende fundamentele achtergronden van de beoordelingsmethoden. Deze verschillen zijn ontstaan omdat de methoden op verschillende momenten zijn ontwikkeld zonder dat er altijd gelegenheid was voor een inhoudelijke afstemming. In Paragraaf 2.9 wordt een samenvatting gegeven van de geconstateerde overeenkomsten en verschillen tussen de methoden.

Tenslotte wordt aan het einde van dit Hoofdstuk nog een voorbeeld van een niet-wettelijke toepassing van SSD's uitgewerkt: de kartering van Toxische Druk met GIS-systemen. Dit voorbeeld illustreert hoe belangrijk het is, wanneer SSD's worden ingezet voor een beoordeling, om bovenstaande onderdelen (2 tot en met 5) in beschouwing te nemen in relatie tot de context en het doel van de berekening (1).

2.2 Toxische druk in de RisicotoolboxBodem

2.2.1 Context en doel van de methode

De RisicotoolboxBodem is een beoordelingsinstrument waarmee de risico's van licht verontreinigde bodems op gebiedsniveau in beeld worden gebracht (Posthuma et al. 2008). Het instrument is onderdeel van de Regeling Bodemkwaliteit en wordt toegepast om Lokale Maximale Waarden af te leiden voor gebieden. Met behulp van deze Lokale Maximale Waarden wordt getoetst of toepassingen van grond en/of bagger in een gebied in overeenstemming zijn met het gebruik van de bodem. Onderdeel van de beoordeling is een toetsing aan ecologische risicogrenswaarden. Aanvullend op deze toetsing wordt een berekening van de Toxische Druk van het ingevoerde mengsel van stoffen uitgevoerd. De Toxische Drukberekening in de RisicotoolboxBodem kan gebruikt worden om de ecosysteemeffecten van verontreinigingen tussen gebieden of scenario's te vergelijken. Er wordt geen absolute waarde ontleend aan de uitkomst van de berekening en er wordt niet getoetst aan criteria.

De RisicotoolboxBodem is een instrument binnen het bodembeheerspoor. In dit verband geldt dat de bodemkwaliteit dient te passen bij het uitgangspunt van 'duurzame geschiktheid' (van de bodem) voor het betreffende bodemgebruik. In

deze context is gekozen voor een berekening van de Toxische Druk op basis van chronische (NOEC) ecotoxiciteitsgegevens (zie ook Figuur 2).

2.2.2 Blootstellingen- of milieuconcentraties (PEC)

De RisicotoolboxBodem vraagt om totaalgehalten in grond. Daarnaast worden door de gebruiker de volgende bodemeigenschappen ingevoerd: pH (op basis van CaCl_2), Organisch stof (%) en Lutum (%). De RisicotoolboxBodem maakt gebruik van aquatische ecotoxiciteitsgegevens (zie 2.2.3). Uit de ingevoerde totaalgehalten worden daarom poriewaterconcentraties berekend. De ingevoerde totaalgehalten worden samen met de bodemeigenschappen gebruikt om een bodemtype-afhankelijke operationele verdelingscoëfficiënt voor metalen te berekenen³:

$$C_i = \frac{Q_i}{K_{d,i}}$$

Vergelijking 1

waarin:

C_i = de concentratie van stof i in de bodemoplossing (mg/l)

Q_i = de totale, reactieve of beschikbare concentratie van stof i in de vaste fase (mg/kg)

$K_{d,i}$ = de (operationele) verdelingscoëfficiënt van stof i (l/kg)

Voor organische contaminanten wordt een verdelingscoëfficiënt toegepast op basis van koolstof (K_{oc}). De operationele verdelingscoëfficiënt voor bodem wordt verkregen door te vermenigvuldigen met het organisch stofgehalte en de fractie koolstof daarbinnen;

$$K_{d,i} = K_{oc,i} * OC_j = K_{oc,i} * OS_j * 0,57$$

Vergelijking 2

waarin:

$K_{oc,i}$ = distributiecoëfficiënt die de verdeling beschrijft van stof i tussen organisch koolstof

en water voor het proces van absorptie (l/kg)

OC_j = de fractie organisch koolstof in bodem j (-)

OS_j = de fractie organische stof in bodem j (-)

0,57 = een gemiddelde waarde voor het organisch koolstofgehalte van organische stof

Voor metalen (met uitzondering van arseen, chroom en kwik) wordt de poriewaterconcentratie berekend op basis van de reactieve concentratie. Zowel de reactieve concentratie als de verdelingscoëfficiënt worden berekend op basis van de ingevoerde bodemeigenschappen:

$$C_i = \left[\frac{Q_{i,reactief}}{K_{d,i}} \right]^n$$

Vergelijking 3

waarin:

C_i = de concentratie van stof i in de bodemoplossing (mmol/l)

$Q_{i,reactief}$ = de reactieve concentratie van stof i in de vaste fase (mol/kg)

n = Freundlich coëfficiënt (-)

$K_{d,i}$ = de operationele verdelingscoëfficiënt van stof i ($[\text{mol} * \text{ln}]/[\text{mmoln} * \text{kg}]$)

³ Voor meer details over deze berekening en alle waarden van de genoemde constanten, zie Van Noort et al. 2006

De reactieve concentratie wordt verkregen uit:

$$\log Q_{i,reactief} = a_i + b_i * \log OS_j + c_i * \log lutum_j + d_i * \log Q_{i,totaal}$$

Vergelijking 4

waarin:

$Q_{i,reactief}$ = de reactieve concentratie van stof i in de vaste fase (mg/kg)

$Q_{i,totaal}$ = totaalconcentratie van stof i in de vaste fase (mg/kg)

OS_j = gehalte organisch stof in bodem j (%)

$lutum_j$ = gehalte lutum in bodem j (%)

a_i - d_i = constanten (-)

Tenslotte wordt de verdelingscoëfficiënt berekend als:

$$\log K_{d,i} = e_i + f_i * pH_j + g_i * \log(OS_j) + h_i * \log(lutum_j)$$

Vergelijking 5

waarin:

e_i - h_i = constanten (-)

Voor chroom wordt de verdelingscoëfficiënt berekend op basis van bodemeigenschappen als in vergelijking 5, waarna de poriewaterconcentratie wordt berekend met vergelijking 1. Voor arseen en kwik worden lineaire sorptiecoëfficiënten toegepast (zie Van Noort et al. 2006).

2.2.3 Data en berekening Toxische Druk

Op basis van beschikbare aquatische ecotoxicologische gegevens zijn verdelingsparameters vastgesteld voor de stoffen waarvoor met de RisicotoolboxBodem gerekend kan worden. Dit is gedaan met de dataset die is beschreven in De Zwart (2002). De parameters zijn opgenomen in Bijlage 2. Omdat weinig tot geen chronische toxiciteitsgegevens voorhanden waren, is ervoor gekozen om de chronische NOEC te extrapoleren vanuit acute toxiciteitswaarnemingen. Deze extrapolatie is uitgevoerd door de soorten gevoeligheidsverdeling, verkregen met acute (L)EC₅₀-waarden bij gelijkblijvende vorm, met een factor 10 te verlagen. Deze procedure is eveneens beschreven en gerechtvaardigd in De Zwart (2002). De SSD-curve hebben een variabele zekerheidsmarge, doordat de aantallen soorten waarop ze zijn gebaseerd uiteenlopen van 4 tot 12 soorten. In het ideale geval worden SSD's afgeleid met een minimum van 10 soorten organismen uit 8 groepen met een verschillend bouwplan (MERAG Factsheet 03, 2007). Echter, met een minimum van 4 soorten blijft de onzekerheid met een factor 5 binnen aanvaardbare grenzen (Aldenberg & Jaworska, 2000).⁴

De wijze van berekenen van de Toxische Druk (per stof en voor mengsels) is beschreven in Bijlage 1. De RisicotoolboxBodem berekent zowel de PAF per stof als de ms-PAF voor het mengsel van ingevoerde stoffen.

2.2.4 Toetscriteria

Aan de Toxische Drukberekening in de RisicotoolboxBodem zijn geen toetscriteria verbonden. De berekening vindt aanvullend plaats op de standaardtoetsing aan ecologische risicogrenzen. In absolute zin kan geen waarde aan de uitkomst van de berekeningen worden ontleend. Gebruikers van de RisicotoolboxBodem kunnen de resultaten gebruiken om de verschillen in

⁴ Voor de afleiding van ecologische risicogrenzen in nationaal, als in EU verband, wordt tegenwoordig een minimum van 10 taxa aangehouden. Zie ook Brand et al. (2013).

effecten op ecosystemen tussen scenario's en gebieden met elkaar te vergelijken.

2.2.5 *Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden*

Voor metalen wordt het 'toegevoegd risico'-principe gehanteerd (Crommentuijn et al. 1997). De uitwerking hiervan in de berekening van de Toxische Druk in de RisicotoolboxBodem is dat bij de berekening van de PEC (zie 2.2.2) voor metalen de Achtergrondwaarde (AW2000, als poriewaterconcentratie) in mindering wordt gebracht op de berekende PEC. De Toxische Druk van de Achtergrondwaarde van metalen bedraagt dus per definitie nul.

Bij de invoer van concentraties die buiten het bereik van Achtergrondwaarde en Interventiewaarde liggen, krijgt de gebruiker een waarschuwing dat het ingevoerde gehalte buiten het toepassingsbereik van de Risicotoolbox ligt. Het is echter wel mogelijk om deze mededeling te negeren en toch verder te rekenen met de ingevoerde gehalten.

2.3 **Toxische druk in Sanscrit**

2.3.1 *Context en doel van de methode*

Sanscrit is het instrument waarmee de spoedeisendheid van saneren van ernstige bodemverontreinigingen wordt beoordeeld. Indien sprake is van onaanvaardbare risico's voor mens, ecosysteem of het grondwater (verspreiding), dan dient een verontreiniging met spoed gesaneerd te worden, of er dienen beheersmaatregelen genomen te worden. De 'spelregels' voor de toetsing op spoed - het Saneringscriterium - zijn beschreven in de Circulaire Bodemsanering (Staatscourant, 2013).

In 2006 adviseerde de Technische Commissie Bodembescherming onder andere om meer rekening te houden met combinatietoxiciteit bij de beoordeling van ecologische risico's in Sanscrit (TCB, 2006). Naar aanleiding van dit advies werd in 2008 de bestaande ecologische risicobeoordeling in Sanscrit vervangen door een toetsing van de Toxische Druk van verontreinigingscontouren (Rutgers et al. 2008). Beleidsmatig was als randvoorwaarde gesteld dat toetsing op basis van Toxische Druk niet mocht leiden tot meer 'gevallen van spoed'. In de praktijk bleek de nieuwe systematiek toch te leiden tot een toename van de werkvoorraad, met name als gevolg van de bijdrage van de PAF van zink en koper. Hierop zijn in 2012 de toetscriteria nogmaals aangepast.

De berekening van Toxische Druk in Sanscrit is een onderdeel van de methodiek om de spoedeisendheid van een sanering te bepalen. De beoordeling vindt plaats op basis van acute terrestrische ecotoxiciteit ((L)EC₅₀ niveau).

2.3.2 *Blootstellingen- of milieuconcentraties (PEC)*

In tegenstelling tot de RisicotoolboxBodem (zie 2.2.2) vindt in Sanscrit geen berekening plaats van poriewaterconcentraties. De berekening is gebaseerd op totaalgehalten. Met een bodemtypecorrectie worden de ingevoerde gehalten omgerekend naar waarden voor een 'standaardbodem' met 10% organisch stof en 25% lutum. Gebruikers van Sanscrit voeren de berekening uit met een daarvoor bestemde spreadsheet, waarin de bodemtypecorrectie geautomatiseerd wordt uitgevoerd.

2.3.3 *Data en berekening Toxische Druk*

Met Sanscrit kan sinds 2008 de Toxische Druk worden berekend voor 152 stoffen (zie Bijlage 2). Dat zijn aanzienlijk meer stoffen dan waarvoor tot dan

toe Toxische Druk-berekeningen waren uitgevoerd. Het bleek niet mogelijk om voor al deze stoffen acute⁵, terrestrische SSD's vast te stellen. Als oplossing werd een pragmatische aanpak gevolgd waarin de μ van de soortengevoeligheidsverdeling (zie Bijlage 1) werd ontleend aan HC₅₀-waarden van INS (Internationale Normstelling Stoffen, zie Rutgers et al. 2008). Door een factor 10 toe te passen op de waarden, wordt een schatting verkregen van de acute toxiciteit (NOEC->EC₅₀ assessment factor, zie ook Posthuma et al. 2002). De geschatte spreiding van de gevoeligheid per werkingsmechanisme (σ) werd ontleend – net als voor de beoordeling in de RisicotoolboxBodem – aan een grote database met ecotoxiciteitsgegevens (e-toxBase: www.e-toxBase.eu). Voor een aantal stoffen waren geen waarden beschikbaar in Rutgers et al. (2008) en waren ook geen sigma's beschikbaar in de database van de RisicotoolboxBodem. Voor deze stoffen is de μ verkregen door HC50 (NOEC) waarden uit een databestand met HC50-waarden te vermenigvuldigen met een factor 10. Als spreidingsparameter werd een standaardwaarde van 0,72 toegepast.

2.3.4 Toetscriteria

De bepaling van het ecologisch risico in het Saneringscriterium bestaat uit een gecombineerde toetsing van het verontreinigingsniveau en de omvang van het verontreinigd oppervlak. In de oude systematiek (voor 2008) werden de oppervlakten van twee verontreinigingscontouren⁶ vastgesteld en getoetst aan oppervlaktecriteria. De oppervlaktecriteria zijn gedifferentieerd naar drie gebiedstypen, of bodemgebruiken variërend van 'gevoelig' (natuur) tot 'ongevoelig' (wonen en industrie) (Rutgers et al. 2008).

De huidige toetsing van de berekende Toxische Druk bestaat eveneens uit een toetsing aan oppervlaktecriteria voor de drie gebiedstypen. De contouren worden vastgesteld aan de hand van de berekende ms-PAF-waarden per monster. De criteria gelden voor de berekende mengseltoxiciteit voor metalen en organische stoffen. Zoals beschreven in Paragraaf 2.3.3 zijn separate criteria afgeleid voor metalen en organische stoffen. In Tabel 1 zijn de huidige criteria weergegeven.

⁵ Op basis van (L)EC50-waarden

⁶ Het gaat om de contouren die de oppervlakten insluiten waarvoor de verontreiniging zich bevindt op het niveau van respectievelijk de HC50 en 10 maal de HC50 waarde voor één of meer stoffen

Tabel 1. Schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering. 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 (Circulaire Bodemsanering, 3 april 2012).

gebiedstype ^B	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ^A > 0,25)	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ^A > 0,65)
• natuur inclusief gebieden behorende tot de EHS ^C	500 m ²	50 m ²
• landbouw • wonen met tuin • moestuinen/volkstuinen • groen met natuurwaarden	5.000 m ²	500 m ²
• 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 = 0,25 en TD = 0,65 gebruikt. De TD wordt met Sanscrit berekend op basis van de totaalgehalten van stoffen in bodemonsters. Alle gehalten worden gecorrigeerd voor standaardbodem. De achtergronden voor de berekening van de TD zijn gepubliceerd in RIVM-rapport (Rutgers et al., 2008, 711701072).

^B De indeling in gebiedstypen is gerelateerd aan de 'ecologische waarde' van gebieden en aangepast aan de bodemgebruikscategorieën die de werkgroep NOBO heeft gedefinieerd (NOBO-rapport). Indien een locatie in meerdere categorieën ingedeeld kan worden, dient voor de gevoeligste categorie te worden gekozen.

^C EHS = Ecologische hoofdstructuur

2.3.5 Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden

Slechts stoffen die in duidelijk verhoogde concentraties aanwezig zijn, worden meegeteld bij de berekening van de Toxische Druk in Sanscrit, om inzicht te krijgen in het effect van de antropogene belasting bij een ernstig geval van bodemverontreiniging. Als pragmatische afkapgrens is gekozen voor het zogenaamde 'midden-niveau'. Dit komt voor de meeste stoffen numeriek ongeveer overeen met een theoretische HC20 (Rutgers et al. 2008). Ingevoerde concentraties die (na bodemtypecorrectie) lager zijn dan het middenniveau worden niet meegenomen in de berekening.

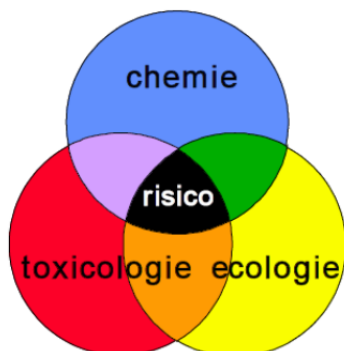
Voor metalen wordt het 'added risk'-principe gehanteerd (zie 2.2.5). De uitwerking hiervan is dat invoerconcentraties worden gecorrigeerd voor de Achtergrondwaarde (AW2000). Concentraties ter hoogte van de Achtergrondwaarden geven daarmee een PAF van 0%.

2.4 De TRIADE

2.4.1 Context en doel van de methode

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 (Mesman et al. 2011). De TRIADE-methode 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.



Figuur 3. De drie sporen van de TRIADE

Binnen het chemiespoor van de TRIADE wordt de Toxische Druk van het mengsel van aanwezige stoffen bepaald. Net als het saneringscriterium, is het onderzoek in de sporen van de TRIADE ook stapsgewijs opgebouwd: van eenvoudig naar complex. Deze stappen in de TRIADE worden 'onderzoekslagen' genoemd.

2.4.2 Blootstellingen- of milieuconcentraties (PEC)

In onderzoekslaag 1 van het chemiespoor van de TRIADE worden totaalconcentraties gebruikt conform de methodiek uit Sanscrit (zie 2.3.2). Voor onderzoekslagen 2 en 3 wordt gebruik gemaakt van concentraties in de waterfase. In onderzoekslaag 2 worden deze concentraties verkregen door middel van eenvoudige extracties. In onderzoekslaag 3 worden meer complexe metingen uitgevoerd, met als doel biobeschikbare concentraties zo goed mogelijk te benaderen. Dit laatste valt buiten het bestek van dit rapport.

Voor de afleiding of bepaling van poriewaterconcentraties in onderzoekslaag 2 zijn geen specifieke methoden voorgeschreven in de handreiking TRIADE (Mesman et al. 2011). Voor de berekening van de Toxische Druk wordt aanbevolen om SSD's toe te passen die zijn gebaseerd op aquatische organismen. In de praktijk is hiermee al ervaring opgedaan (Schouten et al. 2003, Jensen & Mesman, 2006). De poriewaterconcentraties in deze studies werden verkregen door middel van zwakke extracties met calciumchloride en salpeterzuur of met behulp van SPME (Solid Phase Micro Extraction).

2.4.3 Data en berekening Toxische Druk

De TRIADE is een conceptuele beoordelingsmethode en schrijft als zodanig geen vaste of gestandaardiseerde elementen voor. In de handreiking TRIADE (Mesman et al. 2011) wordt geadviseerd om de beoordeling in onderzoekslaag 1 uit te voeren met de spreadsheet voor het berekenen van Toxische Druk op basis van totaalconcentraties uit Sanscrit (zie 2.3.3).

De TRIADE-onderzoeken, waarbij een Toxische Druk werd berekend op basis van poriewaterconcentraties (onderzoekslaag 2 van de TRIADE), ontleenden de locatieparameter van de soortengevoeligheidsverdelingen aan bestaande risicogrenzen: SRC/A-waarden (Serious Risk Concentration/Addition). Als spreidingsparameter werd een vaste waarde voor metalen van 0,4 gekozen (Schouten et al. 2003, Jensen & Mesman, 2006), maar tegenwoordig wordt uitgegaan van een specifieke waarde per metaal (Rutgers et al. 2008). Voor de stoffen waarvoor in de voornoemde studies een Toxische Druk werd berekend,

zijn de locatieparameters van de soortengevoeligheidsverdeling opgenomen in Bijlage 2.

2.4.4 *Toetscriteria*

De TRIADE is een op het 'weight-of-evidence'-principe gebaseerde methode. De uitkomsten van de Toxische Druk-berekeningen uit het chemische spoor dragen samen met de uitkomsten uit de andere sporen bij aan de zogenaamde TRIADE-effectwaarde (Mesman et al. 2011). Deze waarde, tussen 0 en 1, wordt per monsterlocatie bepaald. Analooq aan de toetsing van Toxische Druk in het Saneringscriterium (zie 2.3.4) worden contouren van de TRIADE-effectwaarde ingetekend, waarna de oppervlakten van deze effectwaarden worden getoetst aan criteria die afhankelijk zijn van het gebiedstype. De indeling in gebiedstypen is gerelateerd aan de 'ecologische waarde' van gebieden en aangepast aan de bodemgebruikcategorien die in het Saneringscriterium zijn gedefinieerd (zie p.55 van Mesman et al. 2011). Indien een locatie in meerdere typen ingedeeld kan worden, dient voor het gevoeligste type te worden gekozen.

2.4.5 *Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden*

Voor de Toxische Druk-beoordeling op basis van totaalconcentraties gelden dezelfde randvoorwaarden en beperkingen als voor de beoordeling in het kader van Stap 2 van Sanscrit (zie 2.3.5). Bij de beoordeling op basis van poriewaterconcentraties werd in de gevonden praktijkvoorbeelden geen rekening gehouden met achtergrondconcentraties (Schouten et al. 2003). Dit betekent dat de gemeten poriewaterconcentratie volledig werd toegeschreven aan het de antropogene toevoeging.

2.5 **Toxische druk als norm voor het verspreiden van bagger op het aangrenzende perceel**

2.5.1 *Context en doel van de methode*

In 2008 werd een nieuwe, op het principe van Toxisch Druk gebaseerde, toetsing geïntroduceerd voor de beoordeling van de verspreidbaarheid van onderhoudsbagger op het aangrenzend perceel (Osté et al. 2008). De nieuwe beoordelingssystematiek verving een (5-)klassensystematiek die was gebaseerd op een per-stof toetsing. Bij verspreiden hoeft geen rekening gehouden te worden met de kwaliteit van de ontvangende bodem. Bij het verspreiden van bagger geldt als uitgangspunt dat systeemeigen materiaal wordt teruggebracht. Het verspreiden van baggerspecie is in veel gevallen gekoppeld aan de ontvangstplicht, maar dat hoeft niet. Steeds vaker worden in overleg met boeren weilanden ingericht die onder de verspreidingsnormen worden opgehoogd (weilanddepots).

De 'ms-PAF-toets' voor verspreiden van bagger op het aangrenzende perceel is onderdeel van het toetsprogramma ToWaBo.

Een randvoorwaarde voor de afleiding van criteria voor de Toxische Druk-beoordeling was dat het aantal verspreidbare partijen bagger en het verspreidbare volume niet af mocht nemen. De toetscriteria zijn daarom afgeleid op basis van de resultaten van scenarioberekeningen. De scenario's waren afkomstig uit een landsdekkende database met gegevens over de kwaliteit van partijen bagger.

2.5.2 *Blootstellingen- of milieuconcentraties (PEC)*

De berekening van de ms-PAF is ontleend aan de systematiek van de RisicotoolboxBodem (zie 2.2.2). Dat betekent dat de risico's worden berekend

met parameters voor de landbodem op NOEC-niveau. Aanvullend op de systematiek van de risicoolbox wordt een correctie toegepast voor binding aan opgelost organisch koolstof (DOC) in opgebrachte baggerspecie, op de poriewaterconcentraties van cadmium, koper en zink. De correctie is geïmplementeerd als een fractie waarmee de berekende poriewaterconcentratie wordt vermenigvuldigd. Verder wordt voor PAK op de ingevoerde concentraties een correctiefactor van 0,8 toegepast, om de aerobe afbraak van PAK in bagger gedurende het eerste jaar na verspreiding te verdisconteren. De verschillende correctiefactoren worden onderbouwd in Osté et al. (2008).

2.5.3 *Data en berekening Toxische Druk*

De berekening van de Toxische Druk vindt plaats als beschreven in Bijlage 1. De parameters voor ecotoxiciteit en de spreiding zijn grotendeels ontleend aan de systematiek van de RisicoolboxBodem (zie 2.2.3). Omdat bleek dat de Toxische Druk voor metalen en voor organische contaminanten sterk verschillen (waarbij de metalen de dominante factor zijn), werd ervoor gekozen om de Toxische Druk voor metalen en voor organische stoffen apart te berekenen en te toetsen.

Enige tijd na de invoering van de huidige beoordelingssystematiek voor het verspreiden van bagger, zijn aanvullende parameters afgeleid en toegevoegd aan de berekening voor pentachloorfenol en zes metalen: barium, kobalt, molybdeen, antimoon, tin, en vanadium (Osté et al. 2011). Voor deze stoffen waren eerder nog geen verdelingsparameters beschikbaar. Uit nieuwe scenarioberekeningen bleek dat de toevoeging beperkte consequenties had voor de uitkomst van de toetsing, waardoor er geen noodzaak bestond om de toetscriteria (zie 2.5.4) aan te passen. Ook op dit moment (eind 2013) zijn er aanpassingen gaande. De eerste discussie betreft het invoeren van een afstandcriterium als bagger verder dan het aangrenzende perceel wordt verspreid (betreft m.n. weilanddepots). Daarnaast wordt nog gewerkt aan aanpassing van de normen om de landbouw beter te beschermen.

2.5.4 *Toetscriteria*

De toetscriteria zijn vastgesteld aan de hand van scenarioberekeningen op basis van een landsdekkende database van baggerkwaliteitsgegevens. Voor de ms-PAF van metalen bedraagt het criterium voor verspreidbaarheid 50%, voor organische contaminanten bedraagt het criterium 20%.

2.5.5 *Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden*

Voor alle stoffen is de interventiewaarde droge bodem de maximaal toegestane waarde. Omdat de Toxische druk-benadering alleen rekening houdt met directe effecten en is opgebouwd uit individuele stoffen zijn enkele normen toegevoegd. Dat zijn minerale olie (3000 mg/kg), omdat dat een mengsel betreft waarvoor geen Toxische Druk-berekening kan worden gedaan, en cadmium (7,5 mg/kg), omdat de effecten van cadmium vooral via doorvergiftiging plaatvinden in plaats van direct op lagere organismen.

Voor metalen wordt het 'added risk'- principe toegepast, waarbij verondersteld wordt dat zich op het niveau van AW2000 geen effecten voor doen.

2.6 SEDIAS Oevergebieden (instrument van de Handreiking beoordelen waterbodems)

2.6.1 Context en doel van de methode

Een deel van de waterbodem staat niet permanent onderwater. Dat geldt bijvoorbeeld voor uiterwaarden/beekdalen. Omdat KRW-maatlatten daar niet uitvoerbaar zijn en omdat deze gebieden een sterk terrestrisch karakter hebben, wordt de systematiek van de droge bodem gevolgd voor ecologie (natuur), grondwater en humane risico's. De berekening van Toxische Druk in Sanscrit is overgezet naar SEDIAS Oever (www.sediasoever.nl) en is vervolgens aangepast aan de Handreiking beoordelen waterbodems. Dat laatste heeft vooral effect op hoe met de resultaten wordt omgegaan, namelijk als input voor de discussie over maatregelen in het KRW-proces.

2.6.2 Blootstellingen- of milieuconcentraties (PEC)

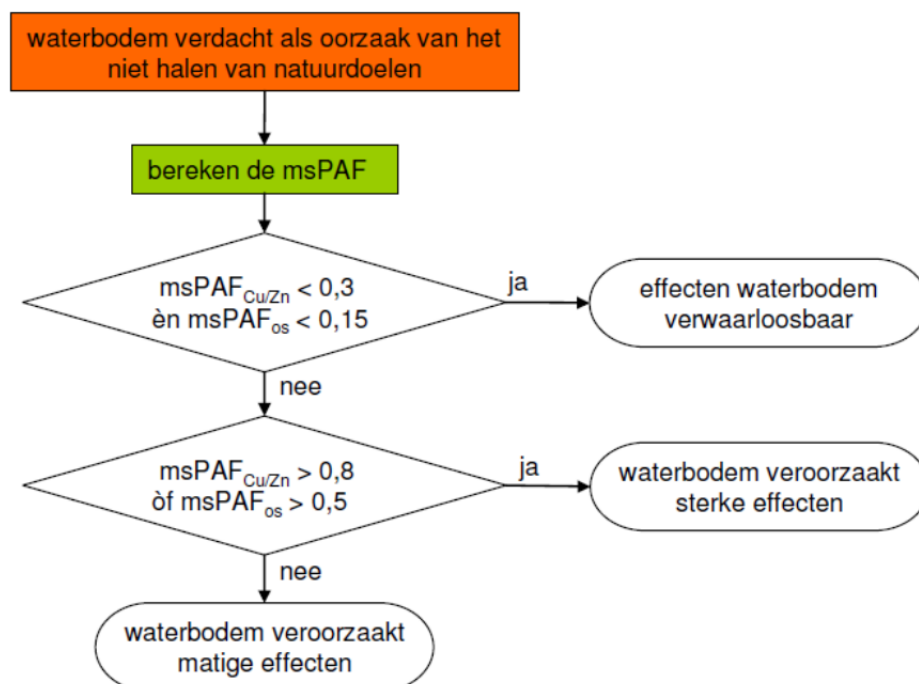
In SEDIAS Oever vindt geen berekening plaats van poriewaterconcentraties. De berekening is gebaseerd op totaalgehalten. Met een bodemtypecorrectie worden de ingevoerde gehalten omgerekend naar waarden voor een 'standaardbodem' met 10% organisch stof en 25% lutum. Gebruikers van SEDIAS Oever voeren de berekening uit met een daarvoor bestemde spreadsheet, waarin de bodemtypecorrectie geautomatiseerd wordt uitgevoerd.

2.6.3 Data en berekening Toxische Druk

De berekening is exact gelijk aan Sanscrit (zie paragraaf 2.3.3)

2.6.4 Toetscriteria

Net als bij natte waterbodems wordt een onderscheid gemaakt in 3 categorieën: verwaarloosbare, matige en sterke effecten (Figuur). Bij matige of sterke effecten kan in het planproces voor de KRW besloten worden om de waterbodem aan te pakken, maar dit wordt afgewogen tegen andere maatregelen, zoals meandering, kribverlaging, emissiereductie, etc. Er wordt een maatregelenpakket samengesteld dat moet leiden tot het halen van de natuurdelen.



Figuur 4. Schema voor beoordeling van oevergebieden conform de Handreiking beoordelen waterbodems.

2.6.5 Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden

Voor metalen wordt het 'added risk'-principe gehanteerd (zie 2.2.5). De uitwerking hiervan is dat invoerconcentraties worden gecorrigeerd voor de Achtergrondwaarde (AW2000). Een concentratie ter hoogte van de Achtergrondwaarde geeft daarmee een PAF van 0%.

2.7 Toxische druk in SEDIAS (instrument van de Handreiking beoordelen waterbodems)

2.7.1 Context en doel van de methode

Sinds de Waterwet eind 2009 van kracht is, wordt de waterbodemkwaliteit beoordeeld als onderdeel van het watersysteem. Een ingreep is alleen noodzakelijk als de waterbodem het halen van de waterkwaliteitsdoelen belemmert. Er zijn geen doelen meer voor de waterbodem zelf. In de Handreiking beoordelen waterbodem (Hin et al., 2010) wordt een methodiek voorgesteld hoe je kunt beoordelen of de waterbodem de waterkwaliteitsdoelen belemmert. Als dat het geval is, kan de waterbeheerder een ingreep in de waterbodem als een mogelijke maatregel meenemen in het besluitvormingsproces rondom de stroomgebiedsbeheersplannen.

Onderdeel van de Handreiking is de vraag of de waterbodemkwaliteit een negatieve invloed heeft op de KRW-maatlat macrofauna. Uitgebreid onderzoek in het rivierengebied (Peeters et al., 2012) laat zien dat stoffen een beperkte invloed hebben en dat de ms-PAF een bruikbare indicator is voor de macrofaunakwaliteit. Daarom is in het ondersteunende instrument van de Handreiking beoordelen waterbodem, SEDIAS, een werkblad beschikbaar waarin de toxische druk voor macrofauna in oppervlaktewater wordt berekend op basis van gehalten in de waterbodem.

Een andere SSD die beschikbaar is in SEDIAS is gericht op doorvergiftiging. De parameters zijn overgenomen uit het model OMEGA123 (Durand-Huiting, 2006), dat door RIZA is ontwikkeld voor het berekenen van indirecte ecologische effecten, bijvoorbeeld het effect voor mossel- of visetende vogels. Deze specifieke onderdeel van de beoordelingsmethodiek wordt in dit hoofdstuk wel besproken, maar niet meegenomen in de vergelijking tussen methodieken in het volgende hoofdstuk.

2.7.2 *Blootstellingen- of milieuconcentraties (PEC)*

Hoewel het mogelijk is om poriewaterconcentraties in te voeren, werkt SEDIAS primair met het totaalgehalte in de waterbodem als startpunt. Via evenwichtspartitie wordt het totaalgehalte omgerekend naar een concentratie in (porie)water. Voor Cd, Cu, Ni, Pb en Zn wordt vervolgens nog rekening gehouden met DOC door middel van een vaste correctiefactor.

2.7.3 *Data en berekening Toxische Druk*

De berekening van de Toxische Druk vindt plaats als beschreven in Van den Ende en Schep (in prep.). De parameters voor de SSD-curves zijn gebaseerd op een grote database waarin met Access een prioriteringssysteem is gemaakt. Dit gebeurt op basis van de betrouwbaarheid van de data, het werkingsmechanisme en nog tal van andere factoren. Details over de prioritering zijn te vinden in (Van den Ende en Schep, in prep.). In SEDIAS wordt de toxische druk berekend op een chronisch EC₅₀-niveau; chronisch omdat het om langdurige blootstelling gaat, EC₅₀ omdat met SEDIAS een effectniveau bepaald moet worden waarbij een ingreep tot significante verbetering van de waterkwaliteit leidt (curatief spoor).

Bij het ontwikkelen van SEDIAS werd geconstateerd dat de ms-PAF soms behoorlijk kon oplopen als gevolg van veel stoffen met een kleine bijdrage (enkele procenten), terwijl de onzekerheid in de 'staart' van de curve grootst is. Het effect is echter dat als meer stoffen worden gemeten, de ms-PAF hoger wordt. Dat stimuleert niet om een compleet stoffenpakket te meten. Daarom is besloten om alleen stoffen mee te nemen met een PAF > 3%.

De SSD's voor doorvergiftiging zijn afgeleid voor een beperkt aantal stoffen waarvan bekend is dat ze sterk accumuleren in de voedselketen (o.m. Cd, PCB's, HCB). Om dergelijke effecten te kwantificeren zijn onderzoeken met proefdieren, bijvoorbeeld varkens, gebruikt die op basis van energie-inhoud zijn vertaald naar de organismen die in de aquatische voedselketen relevant zijn.

2.7.4 *Toetscriteria*

De Handreiking beoordelen waterbodems geeft geen harde conclusies, omdat een waterbeheerder in alle gevallen kan kiezen om een waterbodemmaatregel op te nemen of niet, zolang hij de waterkwaliteitsdoelen uiteindelijk maar haalt. Om echter toch enig houvast gegeven is voor de toxische druk aangegeven dat een ms-PAF < 20% een verwaarloosbaar effect geeft, dat tussen de 20 en 50% matige effecten kunnen optreden en dat bij een ms-PAF > 50% sterke effecten optreden. Op het niveau van sterke effecten moet serieus rekening worden gehouden met effecten in het veld. De waterbeheerder moet uiteindelijk beslissen of matige of ernstige effecten voldoende reden zijn om in te grijpen.

Voor doorvergiftiging zijn dezelfde criteria gehanteerd als voor macrofauna. 20-50% wordt beoordeeld als matige effecten; boven de 50% wordt beoordeeld als sterke effecten.

- 2.7.5 *Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden*
In SEDIAS is geen 'added risk'- principe toegepast.

2.8 Toxische druk in de Risicotoolbox waterbodems

2.8.1 Context en doel van de methode

De Risicotoolbox waterbodems is een beoordelingsinstrument waarmee de risico's van lichtverontreinigde waterbodems op gebiedsniveau in beeld worden gebracht (Osté et al, 2010). Het instrument is onderdeel van de Regeling Bodemkwaliteit en wordt toegepast om Lokale Maximale Waarden af te leiden voor gebieden. Aan deze Lokale Maximale Waarden wordt getoetst om te beoordelen of toepassingen van grond en/of bagger in een gebied acceptabel zijn. Onderdeel van de beoordeling is een toetsing aan ecologische risicogrenswaarden. Deze toetsing bestaat uit een berekening van de Toxische Druk van het ingevoerde mengsel van stoffen.

Omdat de Risicotoolbox waterbodems is afgestemd op SEDIAS is de Toxische Druk berekend op basis van chronische EC₅₀-waarden.

2.8.2 Blootstellingen- of milieuconcentraties (PEC)

De berekening van de concentraties in poriewater is gelijk aan SEDIAS (paragraaf 2.7.2).

2.8.3 Data en berekening Toxische Druk

De berekening van toxische druk is gelijk aan SEDIAS (paragraaf 2.7.3).

2.8.4 Toetscriteria

De Toxische Drukberekening in de Risicotoolbox waterbodems kan gebruikt worden om de ecosysteemeffecten van de (beoogde) Lokale Maximale Waarden te vergelijken met de generieke maximale waarden. Er wordt geen absolute waarde ontleend aan de uitkomst van de berekening. De waterbeheerder moet de voorgestelde Lokale maximale waarden motiveren in een nota bodembeheer. In die motivatie spelen niet alleen de milieueffecten een rol, maar ook andere doelen van een gebied (landschap, morfologie, economische waarde, etc.).

2.8.5 Geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden

Voor metalen wordt het 'toegevoegd risico'-principe gehanteerd (Crommentuijn et al., 1997). Lokale maximale waarden mogen niet boven de interventiewaarde liggen. Zodra waarden groter dan de interventiewaarde worden ingevoerd geeft de Risicotoolbox waterbodems een foutmelding. Het is niet mogelijk om deze mededeling te negeren en verder te rekenen met de ingevoerde gehalten.

2.9 Verschillen en overeenkomsten tussen de methoden

Hiervoor werden de eigenschappen van de beoordelingsmethoden besproken aan de hand van een aantal vaste onderdelen. Tabel 2.1 geeft een overzicht van de verschillen en overeenkomsten tussen de methoden op deze onderdelen (met uitzondering van het onderdeel 'doel en context', dat per definitie altijd verschillend is. De tabel vormt een matrix waarvan de gekleurde cellen duiden op verschillen tussen de methoden: donkergroen voor onderdelen die (zo goed als) overeenkomstig zijn. De lichtgroene cellen duiden op verschillen die verklaard kunnen worden op basis van de inhoudelijke context van de beoordelingsmethoden. De oranje cellen ten slotte duiden op verschillen die

hoogstwaarschijnlijk niet zouden voorkomen als de methoden inhoudelijk op elkaar waren afgestemd. Deze verschillen worden onder de tabel kort besproken.

Tabel 2.1. Matrix: verschillen en overeenkomsten tussen de beoordelingsmethoden.

Donkergroen: onderdeel van de methoden is (vrijwel) vergelijkbaar. Lichtgroen: methoden wijken af op dit onderdeel, maar dit is verklaarbaar op grond van de context van de methode. Oranje: methoden wijken af, zonder dat dit verklaard kan worden uit de context van de methode.

		Risicotoolbox Bodem	Sanscrit	TRIADE ¹	Verspreiden aangr. perceel	SEDIAS oever	SEDIAS	Risicotoolbox waterbodems
Risicotoolbox Bodem	PEC							
	Data		3	1		3	4	4
	Criteria							
	Bereik			2			2	2
Sanscrit	PEC							
	Data				3		4	4
	Criteria							
	Bereik			2			2	2
TRIADE ¹	PEC							
	Data				1		4	4
	Criteria							
	Bereik				2			
Verspreiden aangr. perceel	PEC							
	Data					3	4	4
	Criteria							
	Bereik						2	2
SEDIAS oever	PEC							
	Data						4	4
	Criteria							
	Bereik						2	2
SEDIAS	PEC							
	Data							
	Criteria							
	Bereik							

¹De Toxische Druk kan in de TRIADE worden berekend uitgaande van totaalgehalten en op basis van poriewaterconcentraties. Voor dit overzicht is de tweede variant beschouwd. De cijfers in de tabel verwijzen naar de beschrijving in de tekst.

Verschillen vanwege de context

Te zien is in Tabel 2.1 dat de verreweg de meeste verschillen tussen de methoden zijn te verklaren uit de verschillen tussen de doelen en context van de betreffende methoden. Bijvoorbeeld de manieren waarop in Sanscrit en de RisicotoolboxBodem een PEC wordt verkregen verschillen van elkaar. Dit is te verklaren uit de keuzes die in de beoordeling zijn gemaakt: in de RisicotoolboxBodem wordt met een SSD voor aquatische soorten gewerkt, terwijl de totaalgehalten in Sanscrit direct aan een

soortengevoeligheidsverdeling van terrestrische soorten wordt getoetst. Deze keuzes zijn fundamenteel te verklaren uit de contexten van de methoden. In het geval van de RisicotoolboxBodem heeft is gekozen voor een soortengevoeligheidsverdeling op basis van chronische toetsen die qua geldigheidsbereik past bij het domein van het instrument: bodembeheer. Bovendien maakt de tussenstap waarbij poriewaterconcentraties worden berekend het mogelijk om rekening te houden met de invloed van bodemeigenschappen op de beschikbare concentraties. Voor Sanscrit is gekozen voor locatieparameters (' μ -waarden', zie ook 2.10.2) die aansluiten bij de Interventiewaarden en die passen bij het domein van beoordelingen met Sanscrit: de vaststelling van spoed van ernstige bodemverontreinigingen (curatief spoor).

Verschillen in parameterisatie

In de Tabel 2.1 is verder te zien dat de Toxische Druk-beoordeling in de TRIADE (op basis van poriewaterconcentraties) op de onderdelen 'data en berekening' **(1)** en 'geldigheidsbereik en overige randvoorwaarden' **(2)** verschilt van de beoordelingen in de RisicotoolboxBodem en de toetsing voor verspreiding op de kant, zonder dat dit volgt uit de context of doelen van de methode. Zowel in de RisicotoolboxBodem als in de TRIADE wordt de toxische druk van poriewaterconcentraties berekend. De gebruikte parameters voor de SSD's wijken echter af. De parameters (zowel de μ als de σ) in de RisicotoolboxBodem zijn gebaseerd op een dataset en dataselectiemethodiek voor aquatische SSD's uit de RIVM e-toxBase. De parameters in de TRIADE zijn ontleend aan risicogrenzen voor oppervlaktewater (de SRA) en een vaste waarde voor de spreidingsparameter van 0,4. Ter indicatie van het voorgaande worden in Bijlage 2 de afwijkende parameters voor de TRIADE-beoordeling en de parameters voor de beoordelingen met de RisicotoolboxBodem en verspreiden op de kant in rood weergegeven. De Binnen het aspect 'geldigheidsbereik en randvoorwaarden' **(2)** verschillen de beoordelingsmethoden eveneens van elkaar. In de RisicotoolboxBodem en de methodiek voor verspreiding op de kant wordt de Achtergrondwaarde van metalen (AW2000, als locatiespecifieke poriewaterconcentratie) in mindering gebracht op de berekende PEC ('added risk' benadering), voordat de Toxische Druk wordt berekend. In de TRIADE wordt gerekend met SRA-waarden voor oppervlaktewater, waarbij de aanname is dat de gemeten poriewaterconcentraties representatief zijn voor het aangerijkte (antropogene) deel. De uitwerking van dit verschil is dat de Toxische Druk van metalen met concentraties onder de Achtergrondwaarde in de RisicotoolboxBodem per definitie gelijk zijn aan 0%. In de TRIADE is het echter mogelijk dat voor concentraties die onder de Achtergrondwaarde liggen al effecten worden voorspeld.

Dit verschil **(2)** speelt eveneens voor de methodiek voor de beoordeling van de directe toxiciteit in SEDIAS en de Risicotoolbox waterbodems. In deze instrumenten wordt niet gerekend volgens de 'added risk' benadering' waardoor ook al bij lage concentraties direct een (geringe) bijdrage aan de ms-PAF wordt berekend. Om te voorkomen dat de invoer van veel lage concentraties toch leidt tot een substantiële verhoging van de ms-PAF (waardoor volledigheid als het ware bestraft zou worden), wordt in deze instrumenten de bijdrage van individuele stoffen alleen meegenomen indien de PAF meer van 3% bedraagt. Dit is vergelijkbaar met Sanscrit en SEDIAS oevergebieden, waarbij concentraties onder het middenniveau niet worden meegenomen in de berekening van de ms-PAF.

Voor 14 stoffen bleken verschillende spreidingsparameters (beta) te worden gehanteerd in Sanscrit enerzijds en de RisicotoolboxBodem en de methodiek voor verspreiding op de kant anderzijds **(3)** (zie Bijlage 2). Voor een deel ligt de verklaring hiervoor in de metalen en pentachloorfenol die later zijn toegevoegd aan de beoordeling in de methodiek voor verspreiding op de kant (zie 2.5.3). Voor 8 overige stoffen is het verschil weliswaar klein, maar is het niet duidelijk hoe het is ontstaan. Omdat de spreidingsparameters in Sanscrit ontleend zijn aan de waarden uit de RisicotoolboxBodem wordt geadviseerd om deze waarden bij de eerstkomende herziening gelijk te trekken (zie verder Hoofdstuk 3). De procedure voor vaststelling van de SSD parameters voor de instrumenten SEDIAS en de Risicotoolbox waterbodems wijkt in een aantal wezenlijke opzichten af van de werkwijze die voor de overige instrumenten werd gehanteerd (Van den Ende en Schep, in prep.) **(4)**. In de eerste plaats wordt gebruik gemaakt van meer gegevensbronnen dan voor de overige methoden in dit rapport. Naast gegevens uit de RIVM e-toxBase en RIVM INS (Internationale Normstelling Stoffen), wordt in de procedures verwezen naar 'Franse data' (onder ander bestrijdingsmiddelen), 'PAK data' en data afkomstig van de normstelling KRW (kaderrichtlijn water) prioritair stoffen. De definitieve SSD parameters voor deze instrumenten, inclusief de afleiding, zijn (nog) niet gepubliceerd en zijn ook nog niet opgenomen in Bijlage 2 van dit rapport. Wat de kwantitatieve gevolgen zijn van de verschillen in de toegepaste data is dus nog onbekend.

2.10 Gevoeligheidsanalyse

2.10.1 *Introductie*

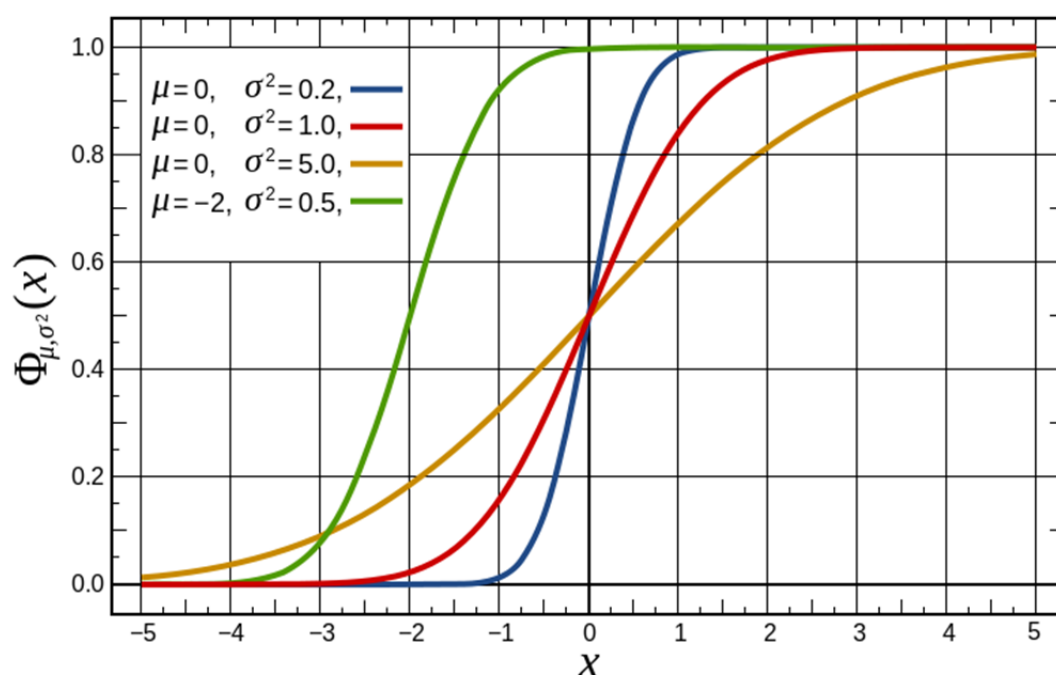
De toepassing van soortengevoeligheidsverdelingen in beoordelingsmethoden komt voort uit de notie dat blootstelling en effect niet lineair aan elkaar gekoppeld zijn (Posthuma et al. 2002). In de uitwerking van de beoordeling heeft de toepassing van een niet-lineaire gevoeligheidsverdeling versus de toetsing aan een norm of risicogrens enkele belangrijke consequenties. Een voorbeeld hiervan is dat toetsing aan een norm (door een risico-index te berekenen) per definitie altijd een indicatie geeft van de mate van normoverschrijding. Bij toepassing van een soortengevoeligheidsverdeling is sprake van een geldigheidsbereik. Buiten het geldigheidsbereik heeft bijvoorbeeld een verdubbeling of halvering van de concentratie maar een zeer beperkt effect op de uitkomst. Een ander volgt logischerwijze uit het karakter van de toegepaste verdelingen, maar is wel van betekenis voor de bruikbaarheid van de methode. Bijvoorbeeld wanneer naast de beoordeling van effecten, ook de absolute mate van verontreiniging van belang is (bijvoorbeeld bij het vaststellen van saneringsdoelstellingen en/of -technieken). In het volgende deel worden de eigenschappen van de toegepaste verdelingen verder beschreven.

2.10.2 *Karakterisatie log-normale verdeling: locatie- en schaalparameter*

De ecotoxiciteit van een stof voor een verzameling organismen, gebaseerd op een enkel werkingsmechanisme, wordt verondersteld een log-normale of log-logistische verdeling te benaderen (Posthuma et al. 2002). De methoden die in deze notitie worden beschouwd zijn gebaseerd op log-normale verdelingen, deze paragraaf beperkt zich tot dit type verdelingen. Voor log-logistische verdelingen kunnen er kleine verschillen zijn, maar is de grote lijn hetzelfde. Om de Toxische Druk van een stof te kunnen berekenen zijn een locatieparameter (μ) en een schaalparameter (soms ook 'spreidingsmaat

genoemd') (σ) benodigd. De locatieparameter wordt berekend als het log-getransformeerde geometrisch gemiddelde⁷ van de ecotoxiciteitsgegevens (NOEC, EC50, etc.). De schaalparameter wordt berekend als de geometrische standaarddeviatie van de ecotoxiciteitsgegevens. De verdeling is gecentreerd rond de locatieparameter. De schaalparameter bepaalt de reikwijdte van de verdeling (zie Figuur 3). Stoffen met een lage waarde voor de locatieparameter zijn toxischer (de Toxische Druk loopt al bij lage concentraties op). Een grotere waarde van de schaalparameter σ betekent dat de gevoeligheid van soorten voor deze stof een grote spreiding kent.

In Figuur 3 zijn enkele log-normale verdelingen cumulatief ingetekend voor een μ van -2 en 0 en voor variërende waarden voor σ bij de μ van 0.



Figuur 3. Cumulatieve normale verdeling. De uitkomst van de verdeling (y-as) ligt tussen 0 en 1. Drie van de ingetekende verdelingen zijn gecentreerd rond de waarde 0 (locatieparameter $\mu=0$). De groen ingetekende verdeling heeft een μ van -2. De schaalparameters (σ) van de verdelingen variëren (zie box met kleuren).

De soortengevoeligheidsverdelingen die worden toegepast in de methoden in dit rapport kenmerken zich door een relatief grote spreiding in locatieparameters en een relatief smalle bandbreedte in de varianties ($=\sigma^2$) (Bijlage 2). De toegepaste locatieparameters, μ , in de methoden liggen tussen circa -1,5 en 4,5 op log-schaal. Binnen de set gegevens voor één methode bedraagt de spreiding in μ -waarden ongeveer een factor 4 op log-schaal (dit komt neer op een factor 10.000). De toegepaste standaarddeviaties variëren tussen 0,3 en 1,11 op log-schaal.

Bij de berekening van mengseltoxiciteit zorgt de relatief kleine variantie ervoor, dat één of enkele PEC-waarden die rond of boven de μ -waarde liggen een snelle toename van de ms-PAF veroorzaken⁸. Het tegenovergestelde is ook waar. Bij

⁷ Komt overeen met het rekenkundig gemiddelde van de log-getransformeerde waarden.

⁸ Dit vloeit voort uit de wijze waarop Toxische Druk wordt berekend (zie Bijlage 1): de ms-PAF is altijd hoger dan de hoogst berekende stof-specifieke PAF.

waarden die één standaarddeviatie of meer onder de locatieparameter liggen, is er niet of slechts beperkt sprake van een bijdrage aan de ms-PAF-waarde.

De relatief smalle gevoeligheidsverdelingen maken het noodzakelijk om gebruik te maken van toxiciteitsdata die qua ordegrrootte aansluiten bij de verwachte PEC⁹. In de methoden uit deze notitie zien we dit terug: de beide methoden die vallen binnen het spoor van bodembeheer (Risicotoolbox en verspreiden aangrenzend perceel) maken gebruik van verdelingen die zijn gefit op chronische (NOEC) waarden. De Toxische Druk-berekening in Sanscrit maakt gebruik van (afgeleide) acute toxiciteitsgegevens (zie ook figuur 2). SEDIAS maakt gebruik van chronische EC₅₀ waarden.

Ten slotte blijkt uit het voorgaande dat bij een herevaluatie van de soortengevoeligheidsgegevens voor een stof, een eventuele aanpassing van de locatieparameter consequenties zal hebben voor de berekening. Een eventuele aanpassing van de spreidingsparameter zal hoogstwaarschijnlijk binnen de beperkte bandbreedte vallen van de spreidingsparameters die nu in gebruik zijn (zie Bijlage 2).

2.10.3 Berekening PEC en toepassen van afkapwaarden

Uit voorgaande beschouwing van de methoden is gebleken dat de berekening van de PEC-waarde bestaat uit meer dan strikt genomen het vaststellen van de milieuconcentratie in het relevante medium (in relatie tot de toegepaste ecotoxiciteitsgegevens). Tot de vaststelling van een ingangconcentratie voor de berekening van de PAF kunnen ook één of meer van de volgende stappen behoren:

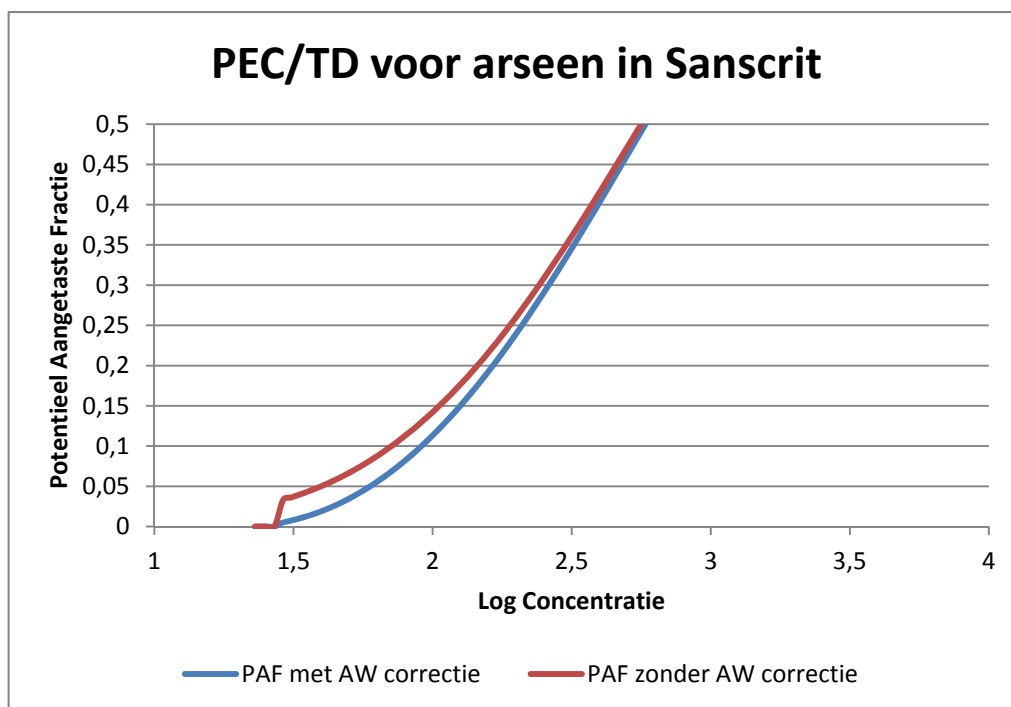
- Bodemtypecorrectie op basis van gehalten organisch stof en lutum;
- Correctie voor achtergrondwaarde metalen, in het kader van de toegevoegd risico benadering;
- Correctie voor DOC;
- Correctie voor afbraak van organische contaminanten;
- Berekening van poriewaterconcentratie op basis van bodemeigenschappen;
- Implementatie van drempelniveau ('middenniveau').

De consequenties van het opnemen van één of meer van de volgende stappen in de berekening van de PEC verschillen per situatie, maar kunnen substantieel zijn. Dit geldt bijvoorbeeld voor de toepassing van het toegevoegd risico principe voor metalen, waarbij de risico's van de Achtergrondwaarde op 0 worden gesteld. Een aanpassing van de Achtergrondwaarden kan dus aanzienlijke consequenties hebben voor de berekende (ms-)PAF. Iets soortgelijks geldt voor toepassing van middenniveaus als drempelwaarde in de ecologische risicobeoordeling van Sanscrit.

Figuur 4 toont de bijdrage van arseen aan de totale Toxische Druk bij oplopende concentraties, met en zonder de toegevoegd risico benadering. Te zien is hoe de Toxische Druk begint op te lopen zodra de concentratie boven het middenniveau (27 mg/kg, 1,43 op de x-as van Figuur 4) komt. Verder is te zien hoe de achtergrondwaardecorrectie bij lage concentraties zorgt voor een verlaging van de PAF. Naarmate de PEC oploopt, wordt de relatieve invloed van de achtergrondwaardecorrectie steeds geringer. Opvallend is dat voor metalen

⁹ Naast de meer fundamentele afweging die bepaalt welk niveau van effecten past bij het betreffende beoordelingsinstrument

waarbij de toegevoegd risico benadering wordt gevolgd, de toepassing van het middenniveau als drempelwaarde geen nut blijkt te hebben. Beneden het middenniveau is de bijdrage aan de Toxische Druk van het mengsel immers zo goed als nihil, als gevolg van de correctie voor de Achtergrondwaarde. Voor organische contaminanten ligt dit anders en ziet de bijdrage van de PAF aan de totale Toxische Druk eruit als de rode lijn in Figuur 4.



Figuur 4. Doorwerking van middenniveau en achtergrondwaardecorrectie in berekening PAF. Let op: de y-as is begrensd op 0,5: we zien dus de helft van de verdeling. De 'knik' in de rode lijn wordt veroorzaakt door toepassing van het middenniveau als ondergrens.

2.10.4 Toetsingscriteria

Met toetsingscriteria wordt een grens vastgesteld tussen wel/geen onaanvaardbare risico's, wel/niet ingrijpen of beheersen, etc. Anders dan bij toetsing aan risicogrenzen, waarbij de mogelijkheid bestaat om de toetsingscriteria te definiëren ter hoogte van een veelvoud van de risicogrens, kennen SSD's een concentratiebandbreedte waarboven het stellen van criteria niet langer relevant is. Uit het verloop van de cumulatieve normale verdeling volgt dat bij concentraties die ongeveer meer dan tweemaal de standaarddeviatie (σ) afwijken van de μ -waarde, de fractionele toe- of afname van de Toxische Druk marginaal is. Het verleggen van toetscriteria in een bereik buiten deze bandbreedte heeft nauwelijks consequenties voor de uitkomst van de toetsing¹⁰.

¹⁰ Het gaat dan om verschuivingen binnen de 'staarten' van de verdeling. Zie bijvoorbeeld ook de donkerblauwe lijn in figuur 3. Concentraties van 10, 100, 1000, etc. geven allen een PAF van > 98%. Indien bijvoorbeeld het beoogde toetsingscriterium voor een dergelijke SSD correspondeert met een concentratie van 100, dan hoort daar een Toxische Druk bij van 99,96% (= toetsingscriterium). In dit vlakke ('horizontale') deel van de cumulatieve verdeling is dat toetscriterium praktisch bruikbaar. Een afronding van het criterium naar 99,9% kan in termen van concentraties al grote consequenties hebben.

Wanneer de bijdragen van meerdere stoffen worden gecombineerd in de Toxische Druk van het mengsel, kan het zo zijn dat er om bovengenoemde reden geen bruikbaar criterium kan worden vastgesteld voor de totale groep van beschouwde stoffen. In de beoordeling van de methodiek voor verspreiding op de kant zijn om deze reden aparte criteria vastgesteld voor de ms-PAF van metalen en voor de organische contaminanten.

In geval van het stellen van criteria aan de Toxische Druk voor een mengsel van stoffen is het aantal te toetsen stoffen eveneens van invloed op de resultaten van de toetsing in absolute zin. Elke aanvullende stof die wordt meegenomen, draagt immers in meer of mindere mate bij aan de totale mengseltoxiciteit. Ook in dit opzicht wijkt de toetsing op basis van Toxische Druk af van de meer traditionele 'per-stof' toetsing aan risicogrenzen. Om te voorkomen dat elke aanvullend te beoordelen stof ook al bij lage concentraties leidt tot een bijdrage aan de berekende mengseltoxiciteit¹¹, kan gebruik gemaakt worden van drempelwaarden en kunnen achtergrondwaarden worden afgetrokken. In de ecologische risicobeoordeling in Sanscrit zijn beide hulpmiddelen toegepast. In SEDIAS en de Risicotoolbox waterbodems is ervoor gekozen om de bijdrage van een stof pas te verwerken bij een PAF die meer dan 3% bedraagt.

2.11 Relatie met totstandkoming en toepassing ecologische risicogrenzen

Voor de afleiding van ecologische risicogrenzen ter onderbouwing van normstelling staan in principe dezelfde ecotoxiciteitsgegevens ter beschikking als voor de afleiding van de verdelingsparameters van SSD's. In de praktijk zijn ecologische risicogrenzen vaak gebaseerd op andere gegevens dan de verdelingsparameters van SSD's voor dezelfde stoffen. De volgende praktische en procedurele redenen zijn hiervan de oorzaak:

1. De eisen aan de data die worden gebruikt voor de afleiding van ecologische risicogrenzen zijn strikter en beter omschreven (bijvoorbeeld in Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007);
2. De afleiding van ecologische risicogrenzen en verdelingsparameters is procedureel niet afgestemd en vindt plaats op andere momenten;
3. Voor de afleiding van ecologische risicogrenzen kunnen uiteenlopende gegevens gebruikt worden. Bijvoorbeeld: gegevens over doorvergiftiging en ecotoxiciteitsgegevens in verschillende compartimenten;
4. Een soortengevoeligheidsverdeling dient per definitie te worden gebaseerd op minimaal drie, maar bij voorkeur meer dan 10 (De Zwart, 2002) ecotoxiciteitsgegevens. Een ecologische risicogrens kan zijn gebaseerd op slechts 1 datapunt, bijvoorbeeld door een veiligheidsfactor toe te passen op een enkele ecotoxiciteitswaarde.

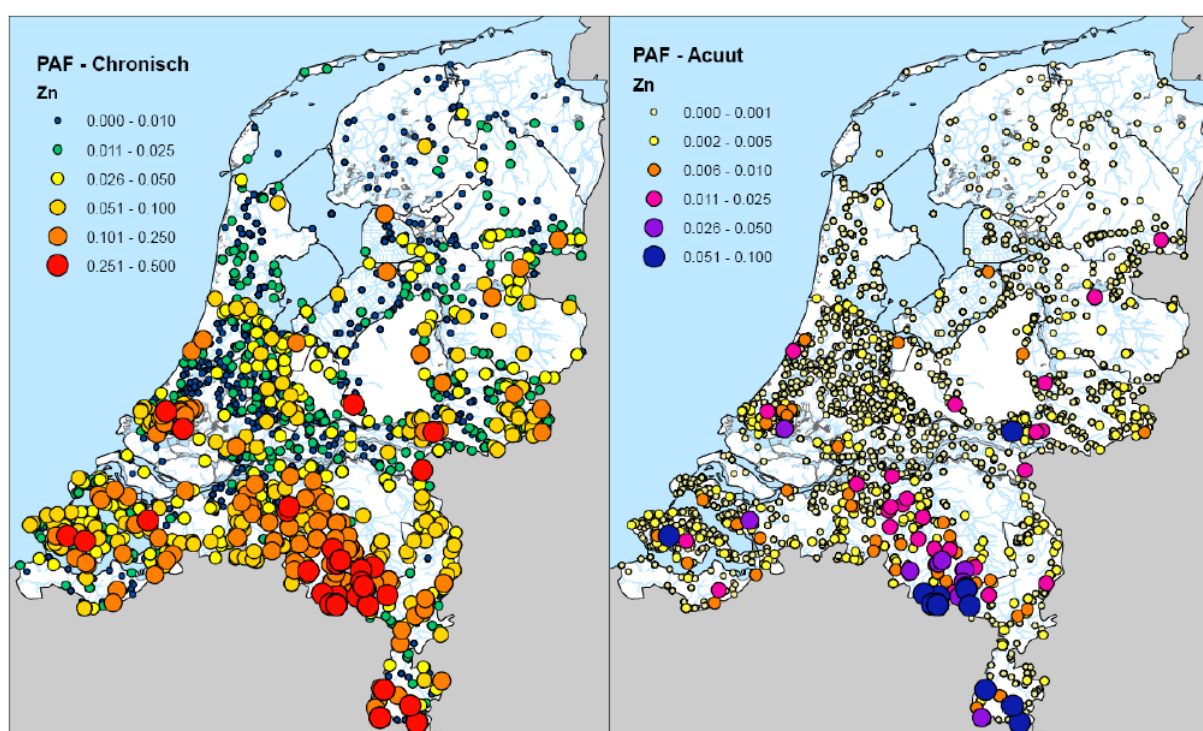
Het bovenstaande heeft bijvoorbeeld tot gevolg dat de concentratie waarbij de PAF van een stof in de RisicotoolboxBodem 50% bedraagt, niet correspondeert met het SRC_{eco} van diezelfde stof, terwijl de uitgangspunten waarop de onderliggende data zijn geselecteerd vergelijkbaar zijn: chronisch, HC₅₀. De ecologische risicobeoordeling in Sanscrit is als gevolg van de wijze waarop de locatieparameter is vastgesteld (deze wordt ontleend aan het SRC_{eco}, zie Paragraaf 2.3.3) wél in zekere mate consistent met de ecologische risicogrenzen (SRC_{eco}) die ten grondslag liggen aan de Interventiewaarden.

¹¹ Dit komt de facto neer op een 'straf' op toetsing van aanvullende stoffen.

Ecologische risicogrenzen zijn regelmatig aan herziening onderhevig (zie bijvoorbeeld Brand et al. 2013). Het verdient aanbeveling om de afleiding van verdelingsparameters voor SSD's te formaliseren en de bestaande procedures voor de afleiding van ecologische risicogrenzen hiermee aan te vullen. Dit berekent niet dat in 'higher tiered' beoordelingen geen mogelijkheid meer zou moeten bestaan om een specifiek op de situatie afgestemde SSD toe te passen.

2.12 Voorbeeld van een niet-wettelijk toepassing van toxische druk: GIS

De Toxische Druk is een attractieve en voor de hand liggende indicator om de effecten van mengsels van stoffen ruimtelijk weer te geven. Voorbeelden van GIS-toepassingen van Toxische Druk zijn het in kaart brengen van de effecten van stoffen op soorten in oppervlaktewateren (Klepper & Van de Meent, 1997; De Nijs et al. 2008; Posthuma & De Zwart, 2012) en het karteren van de ecologische effecten van het herhaald opbrengen van bagger op land (Harmsen et al. 2012).



Figuur 5. Toxische Druk van Zink in oppervlaktewater. Uit: De Nijs et al. 2008

In tegenstelling tot de methoden die eerder in dit hoofdstuk werden beschreven, wordt bij de weergave van Toxische Druk op kaarten vaak wel een absolute betekenis (al dan niet impliciet) gegeven aan de effectmaat. Voor een goede interpretatie van de informatie is het van belang dat zoveel mogelijk inzicht wordt gegeven in de berekeningswijze en de keuzen die daarbij gemaakt zijn. Uit de kaarten in Figuur 5 blijkt bijvoorbeeld wat de consequenties zijn voor de bepaling van de Toxische Druk op basis van chronische en acute toxiciteiten¹². De kaarten in Figuur 5 geven beide een overzicht van de berekende Toxische Druk van zink in oppervlaktewater. De kaart in de linkerhelft van de figuur is

¹² Merk op dat op de kaarten een verschillende schaal wordt gebruikt.

gebaseerd op chronische ecotoxiciteitsgegevens (chronische NOEC), terwijl de kaart rechts is gebaseerd op acute ecotoxiciteitsdata (EC50 acuut).

Het is aan te bevelen om bij de toepassing van Toxische Druk in dergelijke rapportages aan de hand van een 'checklist' na te gaan of de basisgegevens waarover een lezer moet beschikken om de kaarten te kunnen interpreteren aanwezig zijn (gebaseerd op de opbouw van Hoofdstuk 2):

1. Wat is de context en het doel van de effectbeoordeling?;
2. Hoe is de *Predicted Environmental Concentration (PEC)* berekend?;
3. Welke toxiciteitsdata zijn toegepast (acuut/chronisch, NOEC/EC50)?;
4. Indien van toepassing: welke criteria zijn toegepast om betekenis te ontleen aan de uitkomsten van de effectberekening? (denk ook aan kleurgebruik).

3 Conclusie en aanbevelingen

3.1 Discussie

De rol van Toxische Druk in actuele beoordelingsmethoden

De Toxische Druk van mengsels wordt in de methoden die zijn beschouwd in deze notitie toegepast als maat voor de ecosysteemeffecten van mengsels van stoffen. In geen van de beschouwde methoden wordt een absolute betekenis toegekend aan de berekende Toxische Druk (in de zin van een vertaling naar letterlijke ecosysteemschade). Wel is in alle gevallen de context van de beoordeling (bijvoorbeeld: beheer, curatief) bepalend voor de gehanteerde effectdata.

De uitgangspunten van de berekeningen, zoals beschreven in Hoofdstuk 2, zijn in alle gevallen verantwoord en passen bij het doel en de context van de beoordelingsmethoden. Voor zover er criteria - die leiden tot een handelingsperspectief - worden gekoppeld aan de Toxische Druk, zijn deze vastgesteld op grond van externe randvoorwaarden met betrekking tot de omvang van werkvoorraden. De ms-PAS wordt daarmee toegepast als rangordeningsprincipe, waarmee 'gevallen' (partijen bagger, spoedlocaties) op volgorde van ecosysteemeffecten worden gezet. Deze toepassingswijze van Toxische Druk in beoordelingsmethoden strookt met de adviezen die door de TCB op dit gebied zijn gegeven (TCB, 2008). Een uitzondering op het voorgaande wordt gevormd door het instrument SEDIAS, waarin de berekende Toxische Druk kan vallen in drie klassen van ecosysteemeffecten (met een absolute betekenis).

In tegenstelling tot de praktijk van afleiding van ecologische risicogrenzen ten behoeve van het normenstelsel, is de afleiding van verdelingsparameters niet geformaliseerd. Het aantal beoordelingsmethoden waarin het principe van Toxische Druk wordt toegepast is (nog) beperkt. Mede hierdoor is er sprake een redelijke consistentie in de toegepaste gegevens. Op een enkele uitzondering na (zie rode getallen in Bijlage 2) wordt van dezelfde spreidingsparameters gebruik gemaakt. Het is een logische volgende stap in de ontwikkeling van de toetsingsmethode, om te streven naar afstemming met de richtlijnen voor de afleiding van ecologische risicogrenzen. Deze afstemming zou in eerste instantie nagestreefd kunnen worden voor de instrumenten die binnen het RIVM werden ontwikkeld en in beheer zijn. Daarnaast is het aan te bevelen om ook voor de waterbodeminstrumenten na te gaan of er afstemming van de gebruikte data nodig en mogelijk is.

Consistentie met normenstelsel

In een systeem van getrapte risicobeoordeling zouden normen en parameters voor risicobeoordelingsmethoden afgeleid moeten worden op basis van dezelfde gegevens en met dezelfde uitgangspunten. In de praktijk is dit niet altijd het geval. Hiervoor kunnen drie oorzaken worden aangewezen:

- De procedures voor de afleiding van normen (risicogrenzen) vragen om andere en/of minder gegevens dan de procedures voor de afleiding van parameters van de risicobeoordelingsmethoden;
- De vaststelling van normen vindt in de regel plaats op basis van de risicogrenzen die zijn afgeleid voor een stof. In sommige gevallen worden echter ook andere overwegingen (meestal maatschappelijk/economisch) meegenomen bij de vaststelling van een norm;

- De afleiding van normen (risicogrenzen) gebeurt op een andere plaats en/of moment dan de afleiding van parameters voor risicobedoordelingsmethoden. Zelfs wanneer de procedures van afleiding consistent zijn, dan is het mogelijk dat in deze gevallen gebruik wordt gemaakt van verschillende data.

Een voorbeeld hiervan zijn de parameters die worden gebruikt voor de ecologische risicobedoordeling binnen Sanscrit. Op basis van de beschrijving van de afleiding van de parameters (zie 2.3.3) zou kunnen worden verondersteld dat de parameters in Sanscrit in hoge mate aansluiten bij de ecologische risicogrenzen die zijn gebruikt voor de onderbouwing van de Interventiewaarden. In Sanscrit wordt namelijk de $HC_{50,NOEC}$ (MTR) direct toegepast, na vermenigvuldiging met een factor 10. Dit zou betekenen dat de μ 's die worden toegepast nooit hoger zijn dan een factor 10 maal de Interventiewaarde. Toch blijkt dat dit voor veel stoffen wel het geval is. De verklaring hiervoor ligt in één of meer van bovengenoemde oorzaken. Voor de afleiding van de parameters in Sanscrit is gebruik gemaakt van een andere set gegevens, dan voor de afleiding van de (meest recente) Interventiewaarden. In de aanbevelingen hieronder komen we terug op dit probleem.

3.2 Conclusies

Met betrekking tot de in beschouwing genomen methoden kan op basis van de inventarisatie in deze notitie het volgende worden geconcludeerd:

Algemeen:

- De toepassing van Toxische Druk in de beschouwde methoden is goed gedocumenteerd en consistent;
- De aansluiting bij de procedures¹³ voor de afleiding van ecologische risicogrenzen ontbreekt nog. Voor zover er nu al sprake is van aansluiting (in de beoordeling binnen Sanscrit, zie 2.3) is dit niet geformaliseerd in de richtlijnen voor afleiding van ecologische risicogrenzen;
- Er is geen consistentie van de parameters voor soortengevoeligheidsverdelingen met de onderbouwing van normen (risicogrenzen).

Met betrekking tot de praktische toepassing:

- Het type toegepaste toxiciteitsdata (chronisch/acuut, NOEC/ EC50, etc.) is bepalend voor de locatieparameter en daarmee het geldigheidsbereik. In de beschouwde methoden zijn de keuzen duidelijk onderbouwd;
- Het verschil tussen de toegepaste spreidingsparameters (σ) is (veel) kleiner dan de variantie in de locatieparameters (μ) van de SSD's. Als gevolg hiervan hebben de toegepaste SSD's (per stof beschouwd) een relatief beperkte bandbreedte/geldigheidsbereik (zie 2.10);
- Buiten het geldigheidsbereik hebben toetsingscriteria geen onderscheidende waarde;
- De wijze waarop de milieuconcentratie, de PEC, wordt berekend, is potentieel van grote invloed op het resultaat van Toxische Drukberekeningen;

¹³ Bijvoorbeeld dossierbeoordelingen

- In de berekening van de PEC kunnen de volgende uitgangspunten zijn verwerkt:
 - Bodemtypecorrectie op basis van gehalten organisch stof en lutum;
 - Correctie voor Achtergrondwaarde metalen, volgens het 'added risk'-principe;
 - Correctie voor DOC;
 - Correctie voor afbraak van organische contaminanten;
 - Berekening van poriewaterconcentratie op basis van bodemeigenschappen;
 - Implementatie van drempelniveau ('middenniveau').
- In de berekening van Toxische Druk op basis van directe toxiciteit worden secundaire effecten, zoals doorvergiftiging, niet tot uiting gebracht; in SEDIAS en de Risicotoolbox waterbodems wordt in een apart spoor wel een ms-PAF voor hogere soorten berekend;
- Het is daarnaast ook mogelijk om rekening te houden met secundaire effecten door aanvullend op de toetsing op Toxische Druk per-stof criteria toe te passen;
- De berekening van de Toxische Druk op basis van aquatische milieuconcentraties in de TRIADE is tot nu toe slechts beperkt en slechts voor enkele stoffen toegepast (zie aanbevelingen);
- Met de introductie van de effectmaat 'chronische EC₅₀' in SEDIAS en de Risicotoolbox waterbodems is een nieuw eindpunt geïntroduceerd, ten opzicht van de parameters die in de overige methoden worden toegepast.

3.3 Aanbevelingen

Op basis van de bovenstaande conclusies volgen aanbevelingen voor de korte en langere termijn. Bij de aanbevelingen is indicatief aangegeven wat de omvang is van de inspanningen die ermee gemoeid zijn. Bij een lage inspanning moet men denken aan enkele dagen, bij middel aan enkele weken en bij hoog aan een potentieel langere inspanning.

Acties voor de korte termijn:

- Voor '*RIVM-instrumentarium*': gesignaleerde inconsistenties *tussen methoden* in de toepassing van spreidingsparameters (zie rode tekst in Bijlage 2) aanpassen/formaliseren (inspanning: laag);
- Opstellen van een checklist (inspanning: laag) en een dataset (inspanning: middel) die het mogelijk maken om op uniforme wijze een TD-toets uit te voeren afhankelijk van een aantal criteria:
 - Toetsingscontext;
 - Medium waarin PEC wordt aangeleverd;
 - De wens/noodzaak om rekening te houden met beschikbaarheid;
 - De wens/noodzaak om rekening te houden met:
 - Achtergrondwaarde en 'toegevoegd risico';
 - Afbraak van stoffen;
 - Secundaire effecten, zoals doorvergiftiging
 - De vaststelling van toetsingscriteria in relatie tot het beschermingsniveau;

- Toetsing aan de consequenties van de beoordeling (bijvoorbeeld in termen van werkvoorraden).
- Bovengenoemde dataset dient zo veel mogelijk aan te sluiten bij de gegevens uit de laatste dossierbeoordelingen van stoffen (inspanning: middel);
- De berekening van de Toxische Druk *op basis van aquatische milieuconcentraties* in de TRIADE is tot nu toe slechts beperkt en slechts voor enkele stoffen toegepast. Aanbevolen wordt om voor deze specifieke toepassing een spreadsheet te ontwikkelen zoals dat nu al het geval is voor beoordelingen op basis van totaalgehalten (inspanning: laag);
- Het uitvoeren van een quickscan van de gebruikte data voor SEDIAS en de Risicotoolbox waterbodems. Nagaan of de data toepasbaar zijn ter aanvulling van de Risicotoolbox en de TRIADE (aquatische spoor) (inspanning: middel).
- Analyse van mogelijkheid en noodzaak om in RIVM instrumenten doorvergiftiging te implementeren zoals dat nu al in SEDIAS en de Risicotoolbox waterbodems gebeurt (inspanning: laag).
- Analyse van mogelijkheid om de data in RIVM methoden af te stemmen met methoden SEDIAS en Risicotoolbox waterbodems (inspanning: laag).

Acties structureel/langere termijn:

- Aanbevolen wordt om de afleiding van verdelingsparameters onderdeel te maken van de procedures voor dossierbeoordelingen van stoffen. Dit wil zeggen: opstellen van een protocol voor afleiden van verdelingsparameters en – bij voorkeur – toevoegen aan bestaande nationale protocollen/richtlijnen voor afleiding van ecologische risicogrenzen (inspanning: middel). Hiermee zou een grote mate van consistentie bereikt tussen de verschillende methoden en de afleiding van normen (risicogrenzen);
- Bij herzieningen van wetgeving/normstellingskaders de bestaande methoden zo veel mogelijk actualiseren op basis van bovenstaand protocol.

Literatuur

Aldenberg, Jaworska (2000) Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46:1-18.

Brand, Smit, Verbruggen, Dirven-Van Breemen, Mesman (2013) Onderbouwing ecologische risicogrenswaarden voor bodem. RIVM Rapport 607711012

Crommentuijn, Polder, Van de Plassche (1997) Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM report 601501001

Durand-Huizing (2006) Handleiding en achtergronden OMEGA 6.0 RIZA werkdokument 2004.132X
gewijzigd, versie 6.0, juli 2006, F.P. van den Ende, RWS RIZA

Harmsen, Rietra, Groenenberg, Lahr, Van den Toorn, Zweers (2012) VERSPREIDEN VAN BAGGER OP HET LAND IN KLEI-EN VEENGEBIEDEN. STOWA rapport 2012 22.

Hin, Osté (2010) Handreiking Beoordelen Waterbodems. Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems. Ministerie van Infrastructuur en Milieu - DG Water.

Jensen, Mesman (eds) (2006) Ecological risk assessment of contaminated land - Decision support for site specific investigations. 2006. RIVM Report 711701047.

Klepper, Van de Meent (1997) Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of toxic stress. RIVM Report 607504001.

MERAG Factsheet 03, 2007. Effects assessment: data compilation, selection and derivation of PNEC values for the risk assessment of different environmental compartments (water, stp, soil, sediment). International Council on Mining and Metals (ICMM). <http://www.icmm.com/document/255>.

Mesman, Lijzen (2012) Discussienotitie normstelling ecologische risico's. Onderzoeksprogramma 2012-2014. RIVM briefrapport 607711008.

Mesman, Schouten, Rutgers (2011) Handreiking Triade 2011. Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het Saneringscriterium. RIVM Rapport 607711003.

De Nijs, Driesprong, Den Hollander, De Poorter, Verweij, Vonk, De Zwart (2008) Risico's van toxische stoffen in de Nederlandse oppervlaktewateren. RIVM rapport 607340001.

Osté (2010) Handleiding Risicotoolbox waterbodems Versie 2.0.1. Deltares rapport 1203359-000.

Osté, Wintersen, De Zwart (2011) Uitbreiding ms-PAF voor verspreiden op aangrenzende perceel. Effect van het toevoegen van Ba, Co, Mo, Sb, Sn en V in de ms-PAF voor metalen. Deltares rapport 1203510-000-ZWS-0017

Osté, Wintersen, Ten Kate, Posthuma (2008) Nieuwe normen Waterbodems. Normen voor verspreiden en toepassen op bodem onder oppervlaktewater. RIVM rapport 711701064, RWS Waterdienst rapport nr. 2007.003

Peeters, De Lange, De la Haye, Reeze, Postma (2012) KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Hoofdrapport. Ecofide rapportnummer 43a.

Posthuma, Lijzen, Otte, De Zwart, Wintersen, Osté, Beek, Harmsen, Groenenberg (2006) Beslissen over bagger op bodem. Deel 3. Modelleren van risico's na verspreiding bagger. RIVM rapport 711701046

Posthuma, Traas, Suter (2002) Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Posthuma, Westerhof, Wintersen, Otte, Lukács (2008) Kijk op de Risicotoolbox Bodem. Beoordelen en kiezen van Lokale Maximale Waarden. RIVM rapport 711701082

Posthuma, De Zwart (2012) Predicted mixture toxic pressure relates to observed fraction of benthic macrofauna species impacted by contaminant mixtures. Environmental Toxicology and Chemistry Volume 31, Issue 9, pages 2175–2188, September 2012.

Rutgers, Tuinstra, Spijker, Mesman, Wintersen & Posthuma (2008) Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. RIVM rapport 711701072/2008

Schouten, Dirven - van Breemen, Bogte, Rutgers (eds.) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. Praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering: deel 3. RIVM rapport 711701036.

Staatscourant Jaargang 2007 Nr. 469. Besluit van 22 november 2007, houdende regels inzake de kwaliteit van de bodem.
<https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stb-2007-469.html>

Staatscourant Jaargang 2013 Nr. 16675. Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2013-16675.html>

TCB (2006) Advies prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid. Adviesnr. S02(2006). Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.

TCB (2008) Advies Ecologische onderbouwing bodemnormstelling. Advies nr. A045(2008). Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.

Van Noort, Cuypers, Wintersen, De Zwart, Peijnenburg, Posthuma, Groenenberg, Harmsen (2006) Beslissen over bagger op bodem. Deel 2.

Onderbouwing stofgedragmodellering en voorspelde landbodemconcentraties na verspreiding bagger op land. RIVM rapport 711701045

Van Vlaardingen, Verbruggen (2007) Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Revision 2007. RIVM Report 601782001.

De Zwart (2002) Observed regularities in SSDs for aquatic species. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. p 133-154.

Bijlage 1. Formularium berekening Toxische Druk

Uit: Rutgers, Tuinstra, Spijker, Mesman, Wintersen & Posthuma (2008) Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. RIVM rapport 711701072/2008

Formularium voor de berekening van de toxische druk per stof

TD_n is een maat voor de toxische druk van een enkele stof, uitgedrukt in de eenheid potentieel aangetaste fractie (PAF):

$$TD_n = \frac{1}{1 + e^{-\left[\frac{\log(n) - \alpha_n}{\beta_n}\right]}} \quad (1)$$

Waarbij (n) de concentratie is van verontreinigende stof n (in mg/kg), α_n een log-getransformeerde waarde van de toxiciteit van een stof (bijvoorbeeld een logHC50) is en β_n de waarde van de spreiding van gevoeligheden over organismen voor de betreffende stof. De β komt overeen met de helling van de soortengevoeligheidsverdeling in het buigpunt (SSD, Species Sensitivity Distribution; Posthuma et al. 2002).

De TD (in PAF-eenheden) wordt berekend op basis van hetzelfde toxiciteitsmodel als het model waarmee de HC5- en HC50-waarde bepaald worden. 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: onder de aanname dat het lokale systeem gepresenteerd wordt door de getoetste soorten en 100% van de getoetste soorten of processen is blootgesteld boven de gekozen gevoeligheidsdrempel).

De kwantificering van toxische druk per stof wordt technisch mogelijk gemaakt door een algemeen toepasbaar basisprogramma (ETX 2.0, Van Vlaardingen et al. 2004) en verzamelingen ecotoxiciteitsgegevens (zoals de NOEC-databestanden van INS die voor preventieve generieke normstelling zijn gebruikt, of bredere bestanden, zoals de RIVM e-toxBase). De e-toxBase bevat bijvoorbeeld meer dan 180.000 ecotoxiciteitsgegevens, waaronder ook LC50- en EC50-waarden voor een groot aantal stoffen (> 5000 stoffen).

De toxische druk van mengsels

Verschillende modellen voor het berekenen van het netto effect van meerdere verontreinigende stoffen zijn beschikbaar, zoals Concentratie Additie (CA; in geval van stoffen met gelijke werkingsmechanismen) en Respons Additie (RA; voor stoffen met verschillende werkingsmechanismen). Ook een combinatie van beide modellen is mogelijk: eerst CA binnen stofgroepen, dan RA over stofgroepen (zie Bijlage 2¹⁴ en De Zwart en Posthuma 2005). Met dit combinatiemodel (mixed model; MM) is het mogelijk om complexe mengsels te beoordelen. Al deze modellen geven een conceptueel betere en betekenisvollere schatting van de toxische druk (TD) als maat voor het geschatte netto effect van de stoffen, dan de huidige methode in stap twee van

¹⁴ In deze notitie niet opgenomen, zie RIVM rapport 711701072

het Saneringscriterium. De methodieken hebben allemaal een logische bovengrens, namelijk: 100% aantasting van soorten ($ms\text{-}PAF_{\text{over all}} = 100\%$ aangetaste soorten). Een korte uitleg van de drie modellen in de volgorde RA, CA en MM volgt hieronder. Het respons-additiemodel gaat uit van onafhankelijke werkingsmechanismen:

$$TD_{RA} = 1 - (1 - TD_1) \cdot (1 - TD_2) \cdot \dots \cdot (1 - TD_n) = 1 - \prod (1 - TD_n) \quad (2)$$

waarbij TD staat voor de toxische druk, bijvoorbeeld uitgedrukt als een Potentieel Aangetaste Fractie van soorten (PAF) en 1, 2, n voor de individuele stoffen. De TD kan uitgerekend worden voor elke individuele stof volgens vergelijking 1.

Het concentratie-additiemodel gaat uit van gelijke toxische werkingsmechanismen van de stoffen, zodat concentratie-additiviteit geldt:

$$HU_j = \frac{n_1}{10^{\alpha_1}} + \frac{n_2}{10^{\alpha_2}} + \dots + \frac{n_n}{10^{\alpha_n}} = \sum_n \frac{[n]}{10^{\alpha_n}} \quad (3)$$

en

$$TD_{CAj} = \frac{1}{1 + e^{-\left[\frac{HU_j}{\beta_j}\right]}} \quad (4)$$

Waarbij HU_j staat voor de Hazard Units van stofgroep j waarvoor het CA model geldt. $[n1]$, $[n2]$, geeft de concentratie van de verontreinigende stoffen 1, 2,... et cetera weer (bijvoorbeeld in mg/kg).

α_n is een log-getransformeerde waarde van de toxiciteit van een stof (bijvoorbeeld een $\log HC_{50}$). β_j is een gezamenlijke parameter (helling) van de soortengevoeligheidsverdelingen (SSD; zie vergelijking 1).

De TD_{RA} of TD_{CA} (uitgedrukt in een meerdere stoffen Potentieel Aangetaste Fractie; $ms\text{-}PAF$) is een maat voor de toxische druk van het mengsel van de stoffen 1 tot en met n.

Door het RA- en CA-model te combineren kan de TD van één mengsel van stoffen berekend worden (De Zwart en Posthuma 2005), zodat zowel stoffen met een gelijk werkingsmechanisme en met verschillende werkingsmechanismen opgeteld worden (toxische druk mixed model; TD_{MM}). Hierbij dient eerst TD_{CA} te worden berekend voor die stoffen waarvoor het concentratie-additiemodel geldt (dus stoffen met een gelijk werkingsmechanisme) en daarna alle gesommeerde TD-waarden samen met TD-waarden voor individuele stoffen via het RA-model tot een TD_{MM} :

$$TD_{MM} = 1 - (1 - TD_{CA1}) \cdot (1 - TD_{CA2}) \cdot \dots \cdot (1 - TD_{CA_n}) = 1 - \prod (1 - TD_{CA_n}) \quad (5)$$

De TD van de stofgroepen 1, 2 tot en met n waarvoor het concentratie-additiemodel geldt worden eerst berekend en vervolgens via het RA-model opgeteld. NB: bij een

uniek werkingsmechanisme voor één stof kan direct de TDn worden ingevoerd in plaats van de TDCAn (zie Vergelijking 1).

Bijlage 2. Verdelingsparameters

De tabel in deze bijlage geeft een overzicht van de verdelingsparameters van de SSD's die worden toegepast voor de berekening van de Toxische Druk. De waarden in de tabel zijn berekend op basis van log-getransformeerde ecotoxiciteitsgegevens. Dit betekent dat milieuconcentraties eerst log-getransformeerd moeten worden, voordat met onderstaande parameters een PAF-waarde berekend kan worden. Getallen die in rood zijn weergegeven duiden op potentiële discrepanties in de gebruikte parameters tussen de beoordelingsmethoden (zie 2.9).

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant mu ³	TRIADE ¹				
	mu ²	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA		sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA
1,1,1-trichloorethaan	2,95	0,72										
1,1,2-trichloorethaan	3,66	0,72										
1,1-dichloorethaan	2,60	0,72										
1,1-dichlooretheen	3,11	0,72										
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	2,20	0,72										
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	0,81	0,72										
1,2,3-trichloorbenzeen	1,70	0,72										
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	1,00	0,72										
1,2,4-trichloorbenzeen	1,71	0,72										
1,2-dichloorbenzeen	2,23	0,72										
1,2-dichloorethaan	3,38	0,72										
1,2-dichlooretheen (cis en trans)	3,38	0,72										

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant mu ³	TRIADÉ ¹				
	mu ²	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA		sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA
1,2-dichlooretheen (cis)	3,38	0,72										
1,2-dichlooretheen (trans)	3,38	0,72										
1,2-dichloorpropaan	3,10	0,72										
1,3,5-trichloorbenzeen	2,70	0,72										
1,3-dichloorpropaan	3,10	0,72										
1,4-dichloorbenzeen	2,26	0,72										
1-chloornaftaleen	2,26	0,72										
2,3,4,5-tetrachloorfenol	2,81	0,72										
2,3,4,6-tetrachloorfenol	2,11	0,72										
2,3,4-trichloorfenol	2,48	0,72										
2,3,5,6-tetrachloorfenol	2,08	0,72										
2,3,5-trichloorfenol	1,65	0,72										
2,3,6-trichloorfenol	3,04	0,72										
2,3-dichloorfenol	2,49	0,72										
2,4,5-trichloorfenol	2,34	0,72										
2,4,6-trichloorfenol	1,91	0,72										
2,4-dichloorfenol	1,92	0,72										
2,5-dichloorfenol	2,72	0,72										
2,6-dichloorfenol	2,76	0,72										
2-chloorfenol	1,89	0,72										

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant mu³	TRIADE¹				
	mu²	sigma	TMoA	mu³	sigma	TMoA		sigma	TMoA	mu³	sigma	TMoA
2-chloornaftaleen	2,48	0,72										
3,4,5-trichloorfenol	2,59	0,72										
3,4-dichloorfenol	2,43	0,72										
3,5-dichloorfenol	1,73	0,72										
3-chloorfenol	2,15	0,72										
4-chloor-2-methylfenol	2,18	0,72										
4-chloorfenol	1,15	0,72										
Acrylonitril	1,11	0,72										
Aldrin	0,34	1,11	CYCLO	-2,05	1,11	CYCLO	-2,05	1,11	CYCLO			
alfa-endosulfaan	1,60	0,72		-2,61	1,11	CYCLO	-2,61	1,11	CYCLO			
alfa-endosulfaat			CYCLO	-1,12	1,11	CYCLO	-1,12	1,11	CYCLO			
alfa-HCH	2,23	1,11	CYCLO	-0,55	1,11	CYCLO	-0,55	1,11	CYCLO			
Anthraceen	1,20	0,71	NPN	-1,52	0,71	NPN	-1,52	0,71	NPN			
Antimoon	4,46	0,72					0,79	0,94	Sb			
Arseen	2,75	0,7	AS	0,23	0,7	AS	0,23	0,7	AS			
Atrazine	0,85	0,72										
Azinphosmethyl	1,30	0,72										
Barium	3,86	0,97	Ba				1,41	0,41	Ba			
Benzeen	3,11	0,72										
Benzo(a)anthraceen	1,40	0,71	NPN	-2,45	0,71	NPN	-2,45	0,71	NPN			

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant mu ³	TRIADÉ ¹				
	mu ²	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA		sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA
Benzo(a)pyreen	1,85	0,71	NPN	-2,78	0,71	NPN	-2,78	0,71	NPN			
Benzo(ghi)peryleen	2,52	0,71	NPN	-3,31	0,71	NPN	-3,31	0,71	NPN			
Benzo(k)fluorantheen	2,58	0,71	NPN	-2,78	0,71	NPN	-2,78	0,71	NPN			
Beryllium	2,48	0,71	Be									
beta-HCH	2,11	1,11	CYCLO	-0,78	1,11	CYCLO	-0,78	1,11	CYCLO			
Butanol	2,48	0,72										
Butylacetaat (1,2)	3,30	0,72										
Butylbenzyl ftalaat (BBP)	2,68	0,72										
Cadmium	2,08	0,98	CD	-0,93	0,98	CD	-0,93	0,98	CD	0,98	0,4	CD
Carbaryl	0,65	0,72										
Carbofuran	-0,77	0,72										
Catechol (o-dihydroxybenzeen)	1,41	0,72										
Chloordaan	1,60	0,72		-2,05	1,11	CYCLO	-2,05	1,11	CYCLO			
Chroom	3,08	0,9	CR	-0,16	0,9	CR	-0,16	0,9	CR	2,34	0,4	CR
Chryseen	2,54	0,71	NPN	-2,45	0,71	NPN	-2,45	0,71	NPN			
Cyclohexanon	3,18	0,72										
DDD	2,53	0,91	DDT									
DDE	1,11	0,91	DDT									
DDT	1,00	0,91	DDT									
delta-HCH			CYCLO	-0,54	1,11	CYCLO	-0,54	1,11	CYCLO			

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant			TRIADÉ ¹		
	mu ²	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	2,84	0,72										
Dibuthyl ftalaat (DBP)	2,56	0,72										
Dichlooranilinen	2,63	0,72										
Dichloormethaan (methylene chloride)	1,59	0,72										
Dieldrin	0,34	0,72		-2,48	1,11	CYCLO	-2,48	1,11	CYCLO			
Diethyl ftalaat (DEP)	2,72	0,72										
Diethyleen glycol	3,68	0,72										
Dihexyl ftalaat (DHP)	3,34	0,72										
Di-isobutyl ftalaat (DIBP)	2,23	0,72										
Dimethyl ftalaat (DMP)	2,92	0,72										
Endrin	0,00	1,11	CYCLO	-2,97	1,11	CYCLO	-2,97	1,11	CYCLO			
epsilon-HCH			CYCLO	-0,62	1,11	CYCLO	-0,62	1,11	CYCLO			
Ethylacetaat	2,83	0,72										
Ethylbenzeen	3,04	0,72										
Ethyleen glycol	3,00	0,72										
Fenanthreen	2,49	0,71	NPN	-1,52	0,71	NPN	-1,52	0,71	NPN			
Fenol	2,15	0,72										
Fluorantheen	3,41	0,71	NPN	-2,03	0,71	NPN	-2,03	0,71	NPN			
Formaldehyde	0,48	0,72										

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant			TRIADÉ ¹		
	mu ²	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA
gamma-HCH (lindaan)	1,08	0,72		-1,73	1,11	CYCLO	-1,73	1,11	CYCLO			
Heptachloor	1,60	0,72		-2,23	1,11	CYCLO	-2,23	1,11	CYCLO			
Heptachloorepoxide	1,60	0,72		-1,83	1,11	CYCLO	-1,83	1,11	CYCLO			
Hexachloor-1,3-butadieen			ALKAR	-1,53	0,3	ALKAR	-1,53	0,3	ALKAR			
Hexachloorbenzeen	1,30	1,11	CYCLO	-0,82	1,11	CYCLO	-0,82	1,11	CYCLO			
Hydroquinone (p-dihydroxybenzeen)	2,63	0,72										
Indeno(123cd)pyreen	1,28	0,71	NPN	-3,13	0,71	NPN	-3,13	0,71	NPN			
Isodrin			CYCLO	-3,07	1,11	CYCLO	-3,07	1,11	CYCLO			
Isopropanol	3,34	0,72										
Kobalt	3,23	1,11	Co				0,23	1,07	Co			
Koper	2,78	0,71	CU	-1,54	0,71	CU	-1,54	0,71	CU	1,26	0,4	CU
Kwik	2,56	0,7	HG	-1,80	0,7	HG	-1,80	0,7	HG			
Lood	3,69	0,88	PB	-0,10	0,88	PB	-0,10	0,88	PB	2,18	0,4	PB
Maneb	2,34	0,72										
MCPA	2,98	0,72										
m-Cresol	2,20	0,72										
Methanol	2,48	0,72										
Methylethylketon	3,24	0,72										
Methyl-t-butyl ether	2,64	0,72										

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant			TRIADÉ ¹		
	mu ²	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA
Molybdeen	3,28	1,17	Mo				1,84	0,93	Mo			
Monochlooranilinen	2,66	0,72										
Monochloorbenzeen	2,18	0,72										
Monochlooretheen (vinylchloride)	2,23	0,72										
m-Xyleen	2,26	0,72										
Naftaleen	2,23	0,71	NPN	-0,72	0,71	NPN	-0,72	0,71	NPN			
Nikkel	2,81	0,79	NI	0,00	0,79	NI	0,00	0,79	NI	2,70	0,4	NI
o,p'-DDD			DDT	-2,41	0,91	DDT	-2,41	0,91	DDT			
o,p'-DDE			DDT	-2,41	0,91	DDT	-2,41	0,91	DDT			
o,p'-DDT			DDT	-2,41	0,91	DDT	-2,41	0,91	DDT			
o-Cresol	2,70	0,72										
o-Xyleen	1,97	0,72										
p,p'-DDD			DDT	-2,31	0,91	DDT	-2,31	0,91	DDT			
p,p'-DDE			DDT	-2,56	0,91	DDT	-2,56	0,91	DDT			
p,p'-DDT			DDT	-2,37	0,91	DDT	-2,37	0,91	DDT			
PCB 105	2,00	0,64	PCB									
PCB 126	0,96	0,64	PCB									
PCB 77	1,62	0,64	PCB									
PCB101	4,19	0,64	PCB	-1,15	0,64	PCB	-1,15	0,64	PCB			
PCB118	2,54	0,64	PCB	-1,97	0,64	PCB	-1,97	0,64	PCB			

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant			TRIADÉ ¹		
	mu ²	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA
PCB138	4,18	0,64	PCB	-1,29	0,64	PCB	-1,29	0,64	PCB			
PCB153	3,97	0,64	PCB	-1,45	0,64	PCB	-1,45	0,64	PCB			
PCB180	4,22	0,64	PCB	-1,53	0,64	PCB	-1,53	0,64	PCB			
PCB28	4,04	0,64	PCB	-0,33	0,64	PCB	-0,33	0,64	PCB			
PCB52	4,10	0,64	PCB	-0,37	0,64	PCB	-0,37	0,64	PCB			
p-Cresol	1,41	0,72										
Pentachlooranilinen	1,77	0,72										
Pentachloorbenzeen	2,20	0,72					-1,47	1,11	CYCLO			
Pentachloorfenol	2,08	0,72		-1,23	0,69	OXPHO	-1,23	0,69	OXPHO			
p-Xyleen	2,48	0,72										
Pyridine	2,70	0,72										
Resorcinol (m-dihydroxybenzeen)	1,66	0,72										
Seleen	1,70	0,72										
Styreen	2,93	0,72										
Telodrin			CYCLO	0,52	1,11	CYCLO	0,52	1,11	CYCLO			
Tetrachlooranilinen	2,43	0,72										
Tetrachlooretheen	2,20	0,72										
Tetrachloormethaan (carbon tetrachloride)	2,46	0,72										
Tetrahydrofuran	3,08	0,72										

	Sanscrit			RTB			Verspreiding op de kant			TRIADE ¹		
	mu ²	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA	mu ³	sigma	TMoA
Tetrahydrothiophene	1,94	0,72										
Thallium	2,15	0,72										
Thiocyanaat	3,79	0,72										
Tin	3,96	0,72					-0,70	1,16	Sn			
Tolueen	2,67	0,72										
Tribroommethaan	3,48	0,72										
Tri-butyltinoxide	1,40	0,72										
Trichlooranilinen	1,89	0,72										
Trichlooretheen	1,40	0,72										
Trichloormethaan(chloorform)	3,23	0,72										
Tri-fenyltin (compounds)	1,40	0,72										
Trifenyyltinhydroxide	1,40	0,72										
Vanadium	3,23	0,7					-0,19	0,42	V			
Zilver	2,18	0,72										
Zink	3,32	0,72	ZN	-0,46	0,72	ZN	-0,46	0,72	ZN	1,95	0,4	ZN

¹⁾ De Toxische Druk-beoordeling binnen de TRIADE kan worden uitgevoerd op basis van totaalgehalten en op basis van poriewaterconcentraties.

De methode op basis van totaalgehalten is gelijk aan de beoordeling binnen Sanscrit. De verdelingsparameters die in deze tabel worden weergegeven gelden voor de beoordeling op basis van poriewaterconcentraties.

²⁾ Op basis van totaalgehalten (mg/kg), log-getransformeerd

³⁾ Op basis van poriewaterconcentraties (µg/l), log-getransformeerd

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl