Vlaanderen
is bodembewust

METHODOLOGIE ECOTOXICOLOGISCHE RISICO-EVALUATIE VOOR STORTPLAATSEN IN VLAANDEREN

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

WWW.OVAM.BE

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

/ rapport

METHODOLOGIE ECOTOXICOLOGISCHE RISICO-EVALUATIE VOOR STORTPLAATSEN IN VLAANDEREN

publicatiedatum / 31.03.2021

Vlaanderen
is materiaalbewust

www.ovam.be

DOCUMENTBESCHRIJVING

1 *Titel van publicatie:*
Methodologie ecotoxicologische risico-evaluatie voor stortplaatsen in Vlaanderen

2 *Verantwoordelijke Uitgever:*
OVAM

3 *Wettelijk Depot nummer:* D/2021/5024/09

4 *Trefwoorden:*
Ecotoxicologische risico-evaluatie
Stortplaatsen
Bodemsanering
Beschrijvend bodemonderzoek

5 *Samenvatting:*
Deze code van goede praktijk omschrijft de manier waarop de ecotoxicologische risico-evaluatie voor stortplaatsen in Vlaanderen uitgevoerd kan worden. Bij uitbreiding kan de methodologie ook gebruikt worden voor andere terreinen waarop een dergelijke ecotoxicologische beoordeling noodzakelijk is. In het document wordt ook omschreven hoe bijkomende locatiespecifieke informatie, analyses, berekeningen en specifiek veldwerk uitgevoerd kunnen worden. In een 2de deel wordt de literatuurstudie beschreven die als achtergrond bij het opstellen van het document gebruikt werd.

6 *Aantal bladzijden: 93*

7 *Aantal tabellen en figuren :15 T / 10 F*

8 *Datum publicatie:*
Maart 2021

9 *Prijs*: /*

10 *Begeleidingsgroep en/of auteur:*
Interne OVAM-werkgroep stortplaatsen
Sertius
Arche Consulting

11 *Contactpersonen:*
Tom Behets

12 *Andere titels over dit onderwerp: /*

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden. U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website:
http://www.ovam.be

* Prijswijzigingen voorbehouden.

INHOUDSOPGAVE

Lijst van afkortingen 6
1 Inleiding 8
2 Literatuurstudie 10
3 Evaluatiemethodiek voor bepaling ecotoxicologisch risico in het kader van de standaardprocedure BBO 11
3.1 Vergelijking van de aanpak van de verschillende methodologieën gebruikt in binnen- en buitenland 11
3.2 Bespreking methodologie ecotoxicologische risico-evaluatie stortplaatsen in Vlaanderen 16
4 Methodologie ecotoxicologisch risico (voor stortplaatsen) 19
4.1 Ecotoxicologisch risico en noodzaak tot bodemsanering 19
4.2 Ecotoxicologische risicobeoordeling per individuele stof 19
4.2.1 Stap 1: Toetsing aan beslissingscriteria noodzaak ecotoxicologische risicobeoordeling 22
4.2.2 Stap 2: Bepaling vermoeden van ernstige bedreiging ecologische receptoren 24
4.2.3 Stap 3: Gedetailleerde ecotoxicologische risicobeoordeling 26
4.2.4 Stap 4: Verder onderzoek of bodemsanering 28
4.3 Mengseltoxiciteit 31
4.4 Impact op het aquatische milieu 33
4.5 Doorvergiftiging 35
4.6 Urgentiebepaling 37
4.7 Gebruiksadviezen 38
4.8 Tussentijds of intermediair gebruik en bodemsanering 38
5 Referentielijst 41
6 Bijlagen 45
6.1 Algemene aanpak ecotoxicologische evaluatie verontreinigde bodems 45
6.1.1 Aanpak bodemonderzoek in Vlaanderen 45
6.1.2 Aanpak bodemonderzoek in Canada 47
6.1.3 Ecotoxicologische risico-evaluatie van verontreinigde bodems in Australië 50
6.1.4 Ecologische risico-evaluatie van verontreinigde bodems in het Verenigd Koninkrijk 53
6.1.5 Trapsgewijze risico-evaluatie van verontreinigde bodems in Duitsland 54
6.1.6 Risico-evaluatie van verontreinigde bodems in Nederland 55
6.2 Specifieke literatuurstudie stortplaatsen 58
6.2.1 Risico-evaluatie van historische stortplaatsen in Ierland 59
6.2.2 Risico-evaluatie van Superfunds in de Verenigde Staten 60
6.2.3 Literatuur en gevalstudies omtrent toegepaste methoden voor de risico-evaluatie van stortplaatsen 63
6.3 Basisbegrippen ecotoxicologie: definities en concepten 63
6.4 Uitgebreide voorstudie voor stortplaatsen 72
6.5 Methodologie voor het afleiden van streefwaarden, richtwaarden en bodemsaneringsnormen in Vlaanderen (OVAM, 2016) 74
6.5.1 Bewijslastmethode (Weight of Evidence) 75

6.5.2 Lowest Observed Effect Concentration methode 76
6.5.3 Median Effects methode 76
6.6 Voorbeeld nationaal classificatiesysteem canada 77
6.7 Methode voor het afleiden van SQGS in Canada 80
6.8 Afleiden van ECO-SSLS voor de risico-evaluatie van superfunds in de V.S. 81
6.9 REKENBLAD VOOR DE BEREKENING VAN paf-waarden 82
6.10 Handleiding voor het gebruik van de 'Treshold calculator' voor metalen in bodems 82
6.10.1 Selecteer in het drop-down menu het metaal waarvoor de grenswaarde berekend dient te worden. 83
6.10.2 Selecteer de trofische niveau(s) waarvan de beschikbare ecotoxicologische data in rekening gebracht dienen te worden. 84
6.10.3 Selecteer het effectniveau (EC10, EC20, NOEC, LOEC, MATC,...) van de originele data die gebruikt dient te worden voor het opstellen van de SSD. De voorkeur gaat uit naar ECx waarden, maar indien niet voldoende betrouwbare data beschikbaar zijn kunnen ook NOEC, MATC of LOEC waarden gebruikt worden. 85
6.10.4 Om de HCx te bepalen, vul het probabiliteitsniveau in, de PAF waarde (potentially affected fraction), die overeenkomt met het % van de species die een effect zullen ondervinden bij een bepaalde concentratie contaminant in de bodem. 86
6.10.5 De concentratie van het metaal in een specifieke bodem kan worden ingegeven. Om bodemspecifieke grenswaarden af te leiden dienen eveneens volgende bodemeigenschappen te worden ingegeven: 87
6.10.6 In het output gedeelte van de Threshold calculator worden volgende waarden weergegeven: 88
6.11 Uitbijter analyse en afleiding waarde 90ste percentiel 90
6.11.1 Uitbijter analyse 90
6.11.2 Berekening 90ste percentiel waarde 90
6.12 Leidraad voor het uitvoeren en rapporteren van veldonderzoek en -inventarisaties 91
6.12.1 Achtergrond en kadering 91
6.12.2 Natuurstudie – literatuurstudie 92
6.12.3 Terreinbezoek en veldwerk 93
6.12.4 Eindbeoordeling 93

LIJST VAN AFKORTINGEN

ACL	Added Contaminant Limit
AF	Assessment Factor
ALF	Ageing Leaching Factor
BBO	Beschrijvend Bodemonderzoek
BCF	Bioconcentratiefactor
BLM	Biotic Ligand Model
BMF	Bio-magnification Factor
BSN	Bodemsaneringsnorm
BOD	Biological Oxygen Demand
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CEC	Cation Exchange Capacity
CERCLA	Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liabiity Act
COD	Chemical Oxygen Demand
CSM	Conceptueel Site Model
DAEB	Duidelijke Aanwijzing van een Ernstige Bodemverontreiniging
DTED	Daily Treshold Effect Dose
EB	Ernstige Bodemverontreiniging
ECL	Effects Concentration – Low
Eco-SSL	Ecological Soil Screening Levels
EC_x	x % Effect Concentratie, concentratie waarbij de gemeten respons met x % wordt beïnvloed ten opzichte van de controle
EDA	Effect-Directed Analysis
EIL	Ecological/Environmental Investigation Level
EPA	Environmental Protection Agency
ESSD	Estimated Species Sensitivity Distribution
HQ	Hazard Quotient
HC_x	x % Hazardous Concentration, concentratie waarbij x % van de organismen effecten vertoont
IC_x	Concentratie waarbij x % inhibitie optreedt
INEV	Indicatieve Niveaus voor Ernstige Verontreiniging
K_{ow}	Octanol/Water Partion Coefficient
L/A	Leaching/Ageing Factor
LC_x	Lethale concentratie waarbij x % mortaliteit optreedt
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
LOAEL	Lowest observed Adverse Effect Level
MATC	Maximum Toelaatbare Toxische Concentratie
msPAF	Meer Stoffen Potentieel Aangetaste Fractie
NCSCS	National Classification System for Contaminated Sites
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NOEC	No Observed Effect Concentration
OBO	Oriënterend Bodemonderzoek

OVAM	Openbare Vlaamse Afvalstoffen Maatschappij
OC	Organic Carbon
OM	Organic Matter
PAF	Potentieel Aangetaste Fractie
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
TD	Toxische Druk
TE	Triade-Effectwaarde
TEC	Threshold Effect Concentration
TIE	Toxicity-Identification Evaluation
TRV	Toxicity Reference Values
UF/OF	Onzekerheidsfactor
VF	Veiligheidsfactor
WP	Werkplan
SAP	Staalname- en Analyse Plan
SoQI	Soil Quality Index
SSD	Species Sensitivity Distribution (Soortengevoeligheidsdistributie)
SSV	Soil Screening Value
SQG_E	Environmental soil Quality Guideline
SQG_{FL}	Soil Quality Guideline for Freshwater Life
SQG_{HH}	Human Health Soil Quality Guideline
SQG_I	Soil Quality Guideline for Food and Nutrient Intake
SQG_{IR}	Soil Quality Guideline for Irrigation Water
SQG_{LW}	Soil Quality Guideline for Lifestock Watering
SQG_{NEC}	Soil Quality Guideline for Nutrient and Energy Cycles
SQG_{OM-E}	Soil Quality Guideline for Offsite Migration
QSGsc	Soil Quality Guideline for Soil Contact

1 INLEIDING

In opdracht van OVAM (OVAM bestek nr. BN 180402) werd door Sertius nv (in samenwerking met ARCHE Consulting cvba) een 'Methodologie voor ecotoxicologische risico-evaluatie voor stortplaatsen in Vlaanderen' opgesteld en uitgewerkt.

De algemene beoordeling is dat de huidige ecotoxicologische risico-evaluatie (los van een specifieke toepassing voor stortplaatsen) zoals opgenomen in de code van goede praktijk 'Methodologie 'DAEB' en risico-evaluatie' te algemeen is en te weinig zekerheid biedt naar de uitkomst van de beoordeling.

De voorgeschreven evaluatie laat nog veel vrijheid aan de bodemsaneringsdeskundige inzake de methodologie die hiervoor gehanteerd wordt. Het gevaar bestaat erin dat door de onduidelijkheden of onzekerheden in de methode potentiële effecten worden gebagatelliseerd waardoor in dossiers waar ecotoxicologische risico's effectief aanwezig of van belang (kunnen) zijn er te snel wordt aan voorbijgegaan.

Bijkomend is het een uitdaging om specifiek voor stortplaatsen, die zeer vaak gelegen zijn in voor ecotoxicologie 'kwetsbaardere' gebieden (zoals natuurgebieden, overstromingsgebieden, akker- en weilanden, ...) en een hoge heterogeniteit vertonen, de nodige accenten te leggen. Het blijft nog zozeer de vraag of er, wat betreft ecotoxicologische risico-evaluatie, voor stortplaatsen een andere of aangepaste methode vereist is t.o.v. verontreinigingen ontstaan ingevolge andere (punt- of diffuse) bronnen. Dit laatste is, althans naar onze mening, geen uitgemaakte zaak. Ook voor verontreinigingen ontstaan ingevolge andere bronnen is minstens een aanpassing (verdere uitwerking) van de ecotoxicologische risico-evaluatie noodzakelijk.

Hierbij aansluitend en wijzend op de tekortkomingen van de huidige ecotoxicologische risico-evaluatie moet bij het uitwerken en hanteren van een nieuwe methodologie de focus ook gehouden worden op het voldoende specifiëren, standaardiseren en formaliseren van de methode zodat deze ook in juridische procedures een rol kan spelen en technisch/juridisch de toets kan doorstaan. Het belang en impact van het besluit of bodemsanering (van stortplaatsen in natuur- of agrarisch gebied) al dan niet noodzakelijk is behoeft weinig betoog of (financiële) toelichting.

De essentie van het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging is het verantwoord en verstandig omgaan met onzekerheden die verbonden zijn met de inschatting van effecten op het ecosysteem. Als de onzekerheden nog te groot zijn, door gebrek aan informatie of de toepassing van een te generieke of algemene methode, moet de evaluatie worden uitgebreid met aanvullende locatiespecifieke informatie, analyses en berekeningen. Deze extra informatie of onderzoeksinspanning is dus gericht op het verminderen van de onzekerheid in de risico-inschatting.

Het is zinvol om twee essentieel verschillende vormen van onzekerheid te benoemen en er rekening mee te houden:

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

De uitkomst van een ecotoxicologische risico-evaluatie moet beide onzekerheden voldoende ondervangen.

Bij ecotoxicologische risico-evaluaties is het uitgangspunt dat het ecosysteem (voldoende) beschermd dient te worden. Omdat er altijd onzekerheid is over de ecologische effecten van de bodemverontreiniging worden in een eerste fase de beslissingscriteria voor sanering aan de veilige kant of 'conservatief' voor het ecosysteem gekozen.

Via meervoudige bewijsvoering kunnen de modelonzekerheden verminderd worden en verkleint het 'conservatisme'. In de praktijk moet een goed uitgewerkte methode voor ecotoxicologische risico-evaluatie leiden tot minder te saneren locaties tenzij geen enkele onzekerheid weggenomen wordt of er sprake is van geheel nieuwe informatie over de locatie.

De voorliggende methodologie legt de vereiste onderzoeksinspanningen en methoden vast voor het uitvoeren van een ecotoxicologische risico-evaluatie (voor stortplaatsen). De bodemsaneringsdeskundige kan van de vastgelegde methoden op gemotiveerde wijze afwijken op voorwaarde dat hierdoor een gelijkwaardige of betere kwaliteit van informatie wordt verkregen.

2 LITERATUURSTUDIE

Dit document heeft als doelstelling het uitwerken van een methodologie voor het uitvoeren van een ecotoxicologische risico-evaluatie voor stortplaatsen in Vlaanderen. Momenteel wordt in Vlaanderen reeds een algemene, trapsgewijze aanpak gevolgd voor het evalueren van ecotoxicologische risico's als gevolg van aanwezige contaminanten in de bodem. Ook in andere landen zijn dergelijke procedures beschikbaar. Hoewel deze vaak vrij gelijkaardig zijn, worden soms andere accenten gelegd, of worden andere beoordelingscriteria in rekening genomen.

Teneinde een evaluatie te kunnen maken van de methodiek die momenteel in Vlaanderen wordt gevolgd, werd in eerste instantie de aanpak voor het beoordelen van ecotoxicologische risico's voor verontreinigde bodems in verschillende landen geschetst en vergeleken met de huidige procedure in Vlaanderen. In de literatuurstudie opgenomen in bijlage 6.1 wordt een overzicht gegeven van de geldende procedures voor een aantal toonaangevende landen zoals de Verenigde Staten, Canada, Australië, het Verenigd Koninkrijk, Duitsland en Nederland.

Hoewel er in de meeste landen wel procedures beschikbaar zijn voor het inschatten van ecotoxicologische risico's van verontreinigde bodems in het algemeen, houden deze vaak geen rekening met de specifieke situatie van stortplaatsen, waarbij de aard van de vervuiling meestal erg heterogeen en vaak niet volledig gekend is. Daarom werd er eveneens bijkomend een literatuurstudie uitgevoerd (opgenomen in bijlage 6.2) waarbij werd gezocht naar specifieke elementen met betrekking tot ecotoxicologische risico-evaluaties van stortplaatsen.

Voor de lezer die geen of weinig achtergrond heeft in ecotoxicologie wordt verwezen naar bijlage 6.3 die een beknopte inleiding geeft tot de discipline ecotoxicologie en een overzicht van de meest gebruikte basisbegrippen en concepten.

3 EVALUATIEMETHODIEK VOOR BEPALING ECOTOXICOLOGISCH RISICO IN HET KADER VAN DE STANDAARDPROCEDURE BBO

3.1 VERGELIJKING VAN DE AANPAK VAN DE VERSCHILLENDE METHODOLOGIEËN GEBRUIKT IN BINNEN- EN BUITENLAND

Zoals kan worden afgeleid uit de literatuurstudie in hoofdstuk 2 en bijlagen 6.1 en 6.2, zijn de procedures die worden gevolgd voor het bepalen van ecotoxicologische risico's van verontreinigde bodems vrij gelijkaardig in verschillende landen. Deze procedures bestaan gewoonlijk uit een trapsgewijs protocol om de effecten en risico's van aanwezige contaminanten in te schatten, waarbij in eerste instantie enkele algemene aannames worden gemaakt om de aanwezigheid van contaminanten in te schatten en eventuele receptoren die hieraan kunnen worden blootgesteld worden geïdentificeerd. In deze fase is er vaak nog een hoge mate van onzekerheid door het gebruik van generieke of algemene informatie. Daarom dient men, indien men tot de conclusie komt dat er inderdaad contaminanten aanwezig zijn die een nadelige invloed kunnen hebben op de receptoren, over te gaan naar een meer verfijnde risico-evaluatie waarbij eventueel extra staalnames of observaties kunnen gebeuren of ecotoxicologische testen kunnen worden uitgevoerd op bodemstalen. Er bestaat echter een groot verschil tussen de landen wat betreft de invulling van deze verschillende stappen en het afleiden van toetsingswaarden. Een overzicht van de parameters die worden opgenomen in een ecotoxicologische risicobeoordeling is per land gegeven in Tabel 1.

In het algemeen worden de gemeten concentraties vergeleken met toetsingswaarden voor een bepaalde contaminant. Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen richtwaarden en interventiewaarden. Overschrijding van deze eerste leidt meestal tot een volgende stap in de risicobeoordeling, zoals voor Eco-SSLs in de V.S., SQGs in Canada, generische EILs in Australië en SSVs in het Verenigd Koninkrijk. Bij overschrijding van een interventiewaarde daarentegen kan men onmiddellijk overgaan tot sanering, zoals het geval is voor nieuwe verontreiniging in Vlaanderen bij het overschrijden van de bodemsaneringsnorm. In Nederland leidt overschrijding van de interventiewaarde eveneens tot sanering of kan er een verdere evaluatie worden uitgevoerd volgens het Triade systeem.

Hoe de verschillende toetsingswaarden worden bepaald, met welke parameters hierbij rekening wordt gehouden en wat de gevolgen zijn van overschrijdingen van deze waarden verschilt per land. Over het algemeen worden de effecten op planten en invertebraten in rekening gebracht, behalve in de V.S. waar ook micro-biologische bodemprocessen bekeken worden, en indien voldoende data beschikbaar zijn worden in Canada en Australië eveneens effecten op (hogere) vertebraten door direct contact in beschouwing genomen. Behalve in Vlaanderen houdt men ook rekening met de effecten van mogelijke doorvergiftiging via de inname van gecontamineerd voedsel door vogels en zoogdieren.

De eindpunten die worden gebruikt voor het afleiden van toetsingswaarden worden per land beleidsmatig vastgelegd. Behalve in de V.S., waar het geometrische gemiddelde van de EC20 waarden wordt genomen, worden in de meeste landen toetsingswaarden bij voorkeur afgeleid van een SSD. Vlaanderen heeft zich bij het bepalen van de bodemsaneringsnormen gebaseerd op de methode voor het bepalen van SQGs, welke worden afgeleid door de HC25 of de HC50 met een onzekerheidsfactor (OF) te nemen van de SSD op basis van de EC25/IC25 waarden. Bij onvoldoende data kunnen de toetsingswaarden ook worden afgeleid van de LOEC of E(L)C50 in combinatie met een beoordelings- of onzekerheidsfactor. In Australië wordt de SSD opgesteld op basis van LOEC of EC30 waarden. Afhankelijk van het landgebruik en mogelijke biomagnificatie van de contaminant wordt een waarde tussen HC1 en HC40 genomen als EIL. In het V.K. en Nederland wordt de SSD opgesteld op basis van NOEC en EC10 waarden. Hiervan wordt in het V.K. de HC5 bepaald als grenswaarde, terwijl in Nederland de HC50 van deze SSD wordt genomen als interventiewaarde.

Net als in Australië wordt ook in Vlaanderen, Canada en Nederland het bestemmingstype van de verontreinigde zone in rekening gebracht bij het bepalen van het beschermingsniveau. In Vlaanderen, Australië en Nederland heeft ook de oppervlakte van deze zone een invloed op de besluitvorming.

De effecten van metalen op organismen zijn niet enkel afhankelijk van hun concentratie maar vooral van hun bio-beschikbaarheid, die afhangt van de eigenschappen van de bodem. Hoewel in de V.S. de bio-beschikbaarheid als maximaal wordt beschouwd, wordt er in de overige landen wel in meer of mindere mate rekening gehouden met de aard van de bodem en dus de effectieve bio-beschikbaarheid voor de metalen.

Hoewel de vergelijking van individuele contaminanten met toetsingswaarden reeds een idee kan geven van eventuele ecologische risico’s geven deze niet altijd een correct beeld van de totale toxiciteit indien meerdere contaminanten in de bodem aanwezig zijn. In de V.S. wordt de totale toxiciteit ingeschat door de som van de individuele risico-quotiënten te nemen (concentratie-additie). In Australië wordt concentratie-additie of response-additie toegepast, afhankelijk van het werkingsmechanisme van de contaminanten. In Canada wordt de aanwezigheid van meerdere contaminanten in rekening gebracht bij de SoQI; in Nederland wordt de totale toxiciteit berekend aan de hand van de toxische druk.

	Vlaanderen (algemeen)	Verenigde staten (Superfunds)	Canada (algemeen)	Australië (algemeen)	Verenigd koninkrijk (algemeen)	Nederland (algemeen)
Toetsingswaarde	Bodemsaneringsnorm (2016)	Eco-SSL (ecological soil screening levels, 2005)	SQG (soil quality guideline, 2006)	EIL (ecological investigation limit, 2011)	SSV (soil screening values, 2008)	Interventiewaarde (2008)
Type	Interventie (nieuwe verontreiniging)	Screening	Screening (prioriteit voor interventie volgens Soil Quality Index (SoQI))	Generische EIL: screening Site specific EIL: interventiewaarde	Screening	Interventie
Receptoren direct contact	Planten Invertebraten Micro-organismen	Planten Invertebraten	Planten Invertebraten Micro-organismen Hogere vertebraten (direct contact)	Planten Vertebraten Invertebraten Micro-organismen	Planten Invertebraten Micro-organismen	Planten Invertebraten Micro-organismen
Doorvergiftiging	/	Vogels Zoogdieren	Vogels Zoogdieren	Vogels Zoogdieren	Vogels Zoogdieren	Vogels Zoogdieren
Eindpunten	– HC_{25} / onzekerheidsfactor (OF) of HC_{50} (SSD obv EC_{25}/IC_{25}) – (LOEC of $E(L)C_{50}$) / OF	Geometrisch gemiddelde van EC_{20}	– HC_{25} / onzekerheidsfactor (OF) of HC_{50} (SSD obv EC_{25}/IC_{25}) – (LOEC of $E(L)C_{50}$) / OF	HC_1 tot HC_{40} (SSD obv LOEC of EC_{30})	HC_5 / onzekerheidsfactor (OF) (SSD obv NOEC & EC_{10})	HC_{50} (SSD obv NOEC &EC_{10})

	Vlaanderen (algemeen)	Verenigde staten (Superfunds)	Canada (algemeen)	Australië (algemeen)	Verenigd koninkrijk (algemeen)	Nederland (algemeen)
Bestemmingstypes	Natuur, Landbouw, Wonen, Recreatie: TEC: HC_{25} + OF Commercieel, Industrieel: ECL: HC_{50}	/	Agrarisch: Laagste SQG Residentieel/parklandschap: Laagste van SQG_{SC} en SQG_{FL} (incl. SQG_I bij biomagnificatie) Commercieel en industrieel: Laagste van SQG_{SC} en SQG_{FL}	Nationale parken & ecologisch waardevolle gebieden: HC_1 Stedelijke residentiële gebieden en publieke open ruimten: HC_{20} of HC_{15} bij bio-magnificatie Commerciële en industriële gebieden: HC_{40} of HC_{35} bij bio-magnificatie	/	Oppervlaktecriterium op basis van Toxische Druk en gebiedstype
Bio-beschikbaarheid in rekening gebracht?	Ja (afhankelijk van contaminant)	Nee (hoge bio-beschikbaarheid als "worst case")	Beperkt, obv 2 bodem-types: – Grove textuur (zand & grind) – Fijne textuur (slib & klei)	Normalisatie naar bodemtype en ageing/leaching (metalen)	Normalisatie naar %OM (niet-ionische contaminanten) Leaching/ageing en bodemsamenstelling (metalen)	Ja (afhankelijk van contaminant)
Mengsel-toxiciteit	Enkel beschreven voor humane toxicologie	Hazard index = som individuele risico quotiënten (concentratie-additie)	In berekening soil quality index (SoQI)	Concentratie-additie of respons-additie (afhankelijk van werkingsmechanisme)	/	Toxische druk: msPAF EC_{50}

	Vlaanderen (algemeen)	Verenigde staten (Superfunds)	Canada (algemeen)	Australië (algemeen)	Verenigd koninkrijk (algemeen)	Nederland (algemeen)
Context trigger oppervlakte	Horizontale oppervlakte HC_{50}-contour voor bepaling ecologische risico's (afh. van bestemmingstype, gemiddelde concentratie)	/	/	Triggerwaarde oppervlakte om bio-magnificatie in rekening te brengen in stedelijke en commerciële/ industriële gebieden	/	– Ernstige verontreiniging: gemiddelde concentratie in 25m^3 bodem > interventiewaarde – Onaanvaardbare risico's: oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (afh. v. bestemmings-type, toxische druk)

Tabel 1: Overzicht per land van de gebruikte toetsingswaarden en beschouwde parameters voor ecotoxicologische risicobeoordeling

3.2 BESPREKING METHODOLOGIE ECOTOXICOLOGISCHE RISICO-EVALUATIE STORTPLAATSEN IN VLAANDEREN

Vaak zijn de beschreven procedures gericht op gecontamineerde bodems in het algemeen en wordt geen onderscheid gemaakt inzake de aard en bron van deze verontreiniging. In Vlaanderen zijn er wel specifieke vragenlijsten voor stortplaatsen in het kader van de voorstudie (zie bijlage 6.4) en is er reeds een specifieke bemonsteringsstrategie voor stortplaatsen uitgewerkt. Beide laatste elementen zijn zeer belangrijk om tot een conforme en integrale manier te komen waarop risico-evaluaties van stortplaatsen kunnen worden uitgevoerd (Butt et al., 2014). Echter, de huidige ecotoxicologische risico-evaluatie methodologie die wordt beschreven is nog vrij algemeen in opzet en laat nog veel vrijheid aan de bodemsaneringsdeskundige inzake de inhoudelijke aspecten van de ecotoxicologische risico-evaluatie. Voor genormeerde parameters wordt verwezen naar de "Basisinformatie voor risico-evaluaties" (OVAM, 2016) en/of de achtergronddocumenten die werden gebruikt bij het afleiden van bodemsaneringsnormen voor deze stoffen. Voor Cu, Pb, Zn en Cd zijn alle waarden afgeleid op basis van EC10 data; maar werden voor resp. Cu en Zn de HC25 en HC50 genomen als bodemsaneringnorm. De ecotoxicologisch e gegevens voor niet genormeerde VLAREBO parameters dienen zelf te worden berekend volgens het achtergronddocument "Basisinformatie voor risico-evaluaties".

De meeste van de ecotoxicologisch gebaseerde normen gebruikt in binnen en buitenland zijn afgeleid van verouderde ecotoxicologische data en reflecteren niet steeds de recente vooruitgang die werd gemaakt in dit vakgebied. Zo houden ze geen rekening met de laatste wetenschappelijke ontwikkelingen die elk op zich een significante invloed kunnen hebben op de berekening van het ecotoxicologisch risico en die de bodemsaneringsdeskundige toelaten van een generische benadering op te schuiven naar een meer locatie specifieke benadering. Voorbeelden van dergelijke aandachtspunten zijn:

- De keuze van het effect niveau (bv NOEC/LOEC vs EC10/EC25): NOEC waarden zijn hiervoor minder geschikt aangezien ze sterk afhankelijk zijn van de experimentele setup (Fox, 2009; Laskowski, 1995). EC10 of EC20 waarden worden daarentegen afgeleid van een dosis-response curve en worden daarom aanzien als een betrouwbaarder alternatief voor NOEC waarden, vooral wanneer minder betrouwbare data beschikbaar zijn (Tanaka, Nakamura and Yokomizo, 2018). Hoewel de waarde van de EC10 best vergelijkbaar is met de NOEC waarde, verkiezen sommige wetenschappers het gebruik van EC20 waarden (Beasley et al., 2015) aangezien de EC10 vaak nog binnen de ruis ligt van de controle (Checkai et al., 2014).
- Nieuwe berekeningsmethoden (bv veiligheidsfactoren vs soortengevoeligheidsdistributies): Indien voldoende ecotoxicologische gegevens voorhanden zijn is het meer zinvol om gebruik te maken van alle voorhanden zijnde ecotoxicologische gegevens waarbij een distributie van deze gegevens op een probabilistische manier wordt opgesteld (soortengevoeligheidsverdeling). Op deze manier wordt rekening gehouden met de verschillende gevoeligheden tussen soorten en niet enkel met de gegevens van de meest gevoelige soort. Deze soortengevoeligheidsdistributie kan dan in combinatie met blootstellingsgegevens gebruikt worden voor het berekenen van een andere risicomaat, namelijk de potentieel aangetaste fractie (PAF). Het PAF-concept is reeds deels opgenomen in de huidige standaardprocedure BBO (bv PAF Fyt voor koper en PAF Fyt voor zink) alsook bij de ecologische toetsing waarbij de mate waarin er ecotoxicologische risico's te verwachten zijn wordt bepaald op basis van het bestemmingstype en de oppervlakte afgebakend door middel van de HC50-contour.

- Nieuwe concepten zoals biobeschikbaarheid (bv voor metalen): Indien mogelijk moet echter ook bij de implementatie van het PAF concept rekening worden gehouden met het feit dat totaalconcentraties niet synoniem zijn voor de werkelijke biobeschikbaarheid (die functie is van de bodemkarakteristieken). De eventuele manifestatie van effecten en dus het optreden van een risico wordt volledig bepaald door de biobeschikbare fractie van de aanwezige verontreiniging en het is dan ook noodzakelijk bij de beoordeling van de ecologische risico's eveneens de biobeschikbaarheid te incorporeren in het PAF concept. Biobeschikbaarheid is een essentiële schakel ter verklaring van opname en toxiciteit van contaminanten en biedt ons de mogelijkheid om te evolueren van een generische conservatieve benadering naar een meer realistische beoordeling van locatie specifieke ecologische risico's. Voor organische stoffen wordt algemeen aangenomen dat de sorptiecapaciteit van de vaste fase in grote mate bepaald wordt door het organische koolstof gehalte van de vaste fase (foc) en de octanol/water partitiecoëfficiënt (Kow) van de stof. Het gebruik van de partitiecoëfficiënt veronderstelt impliciet dat de waterfase (i.e. het poriënwater) de belangrijkste opnameroute van organische contaminanten is en dat er een evenwicht bestaat tussen de totaalgehaltes in de vaste fase en in het poriënwater. Voor metalen werd de laatste 10 jaar enorme vooruitgang gemaakt en werden verschillende bio-beschikbaarheidsmodellen ontwikkeld waarbij ARCHE Consulting een belangrijk aandeel had in de ontwikkeling. Bv voor het ontvangend water zijn de zogenaamde biotische ligand modellen ontwikkeld (https://bio-met.net). Voor het terrestrische compartiment zijn regressie modellen ontwikkeld, onder andere door ARCHE Consulting, die de relatie tussen bodem-specifieke kenmerken en het optreden van ecotoxicologische effecten kunnen voorspellen. Dit werd in een tool uitgewerkt en is vrij te downloaden op https://www.arche-consulting.be/tools/threshold-calculator-for-metals-in-soil/. Deze biobeschikbaarheidsmodellen laten toe de soortengevoeligheidsdistributie te normaliseren.
- Weight of Evidence (WoE) benadering. Naar analogie met de Triade benadering die in Vlaanderen door de VMM al volop wordt toegepast voor het evalueren van de verontreinigingsgraad van zoetwater sedimenten in bevaarbare en onbevaarbare waterlopen (AMINAL/VMM, 2000) kan een gelijkaardige bewijsvoering in meerdere onderzoekslijnen nuttig zijn voor bodems. Kenmerkend voor de Triade is dat deze bestaat uit drie pijlers, te weten chemisch onderzoek, ecotoxicologisch onderzoek en tenslotte inventarisaties van organismen in het veld. Deze drie pijlers geven, door de bewijsvoering via meerdere onderzoekslijnen, tezamen meer informatie dan elk van de pijlers afzonderlijk. Voor Vlaanderen werd een dergelijke methodiek nog niet ontwikkeld of toegepast op landbodems maar dat kan wel nuttig zijn. In Nederland kan vrijblijvend de daar ontwikkelde Triade voor landbodems ingezet worden als locatie specifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het saneringscriterium (RIVM, 2011).

In tegenstelling tot andere landen zijn er in Vlaanderen geen duidelijke richtlijnen om doorvergiftiging in rekening te brengen. Dit is vooral van toepassing op hogere vertebraten (vogels en zoogdieren) die door het eten van gecontamineerd voedsel (vb. regenwormen, vissen, planten,…) en door bio-accumulatie of magnificatie hoge concentraties aan bepaalde contaminanten kunnen opnemen of opslaan. Of doorvergiftiging al dan niet relevant is hangt af van de eigenschappen van de contaminant en van de oppervlakte van het verontreinigde gebied. Wanneer het oppervlak van de stortplaats bv. slechts een kleine fractie uitmaakt van het foerageergebied van hogere diersoorten zal doorvergiftiging veel minder relevant zijn dan wanneer de dieren hun volledige voedselinname binnen het vervuilde gebied verzamelen.

Stortplaatsen zijn vaak gelegen in ecologisch kwetsbare gebieden, zoals natuurgebieden, overstromingsgebieden, akker- en weilanden,… Daarnaast is de samenstelling van een stort vaak zeer heterogeen en komen vaak meerdere verontreinigende stoffen samen voor. Hierdoor kunnen organismen worden blootgesteld aan een combinatie van contaminanten die elk hun eigen effect hebben op het organisme en in bepaalde gevallen effecten zelfs kunnen versterken. Het gecombineerde effect van verschillende contaminanten op een organisme kan bepaald worden door de bepaling van mengseltoxiciteit. Het effect van mengseltoxiciteit op ecotoxicologische receptoren komt in de huidige richtlijnen echter niet aan bod.

4 METHODOLOGIE ECOTOXICOLOGISCH RISICO (VOOR STORTPLAATSEN)

4.1 ECOTOXICOLOGISCH RISICO EN NOODZAAK TOT BODEMSANERING

In paragrafen 4.2 t.e.m. 4.5 worden m.b.t. ecotoxicologische risico's vier los of naast elkaar lopende evaluaties uitgevoerd:

- Per individuele stof (paragraaf 4.2)
- Mengseltoxiciteit (paragraaf 4.3)
- Impact op aquatisch milieu (paragraaf 4.4)
- Doorvergiftiging (paragraaf 4.5)

Indien 1 van de 4 positief is dan is er sprake van een ecotoxicologisch risico en is er noodzaak tot bodemsanering of verder onderzoek.

4.2 ECOTOXICOLOGISCHE RISICOBEOORDELING PER INDIVIDUELE STOF

Voor de lezer die niet vertrouwd is met de basisbegrippen die vaak gebruikt worden in de ecotoxicologie wordt verwezen naar bijlage 6.3

Indien verhoogde concentraties voor een niet-genormeerde parameter worden vastgesteld of indien de bodemverontreiniging omwille van haar bijzondere aard niet aan bodemsaneringsnormen getoetst kan worden, moet bepaald worden of de verhoogde concentraties een ernstige bodemverontreiniging vormen.

De huidige methodologie voor het bepalen van deze ernstige bedreiging behelst onder andere het inschatten van een mogelijk ecotoxicologisch risico. De methodologie om dit te doen is beschreven in de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek (OVAM, 2018). Alvorens een ecotoxicologische risico-evaluatie uit te voeren, is het aangewezen om na te gaan of er voor de beoogde parameter in het kader van het afleiden van bodemsaneringsnormen reeds een ecotoxicologisch onderbouwd criterium voor het vaste deel van de bodem werd afgeleid. Indien de vastgestelde concentraties lager zijn dan dit criterium kan worden besloten dat er geen sprake is van een ernstige bedreiging (EB) ten gevolge van de blootstelling.

Momenteel zijn de ecotoxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen echter bij consensus vastgesteld. Ze vertegenwoordigen soms reeds een concentratie waarbij aanzienlijke effecten op het eocsysteem worden waargenomen. Vb. respectievelijk 25 % en 50 % van de planten worden negatief geaffecteerd bij de huidige bodemsaneringnormen voor koper en zink in natuurgebieden. Wanneer de concentraties van koper en zink zich onder deze normen bevinden kan er dus voor natuurgebieden niet altijd geconcludeerd worden dat er zich geen ecotoxicologische risico's zouden manifesteren.

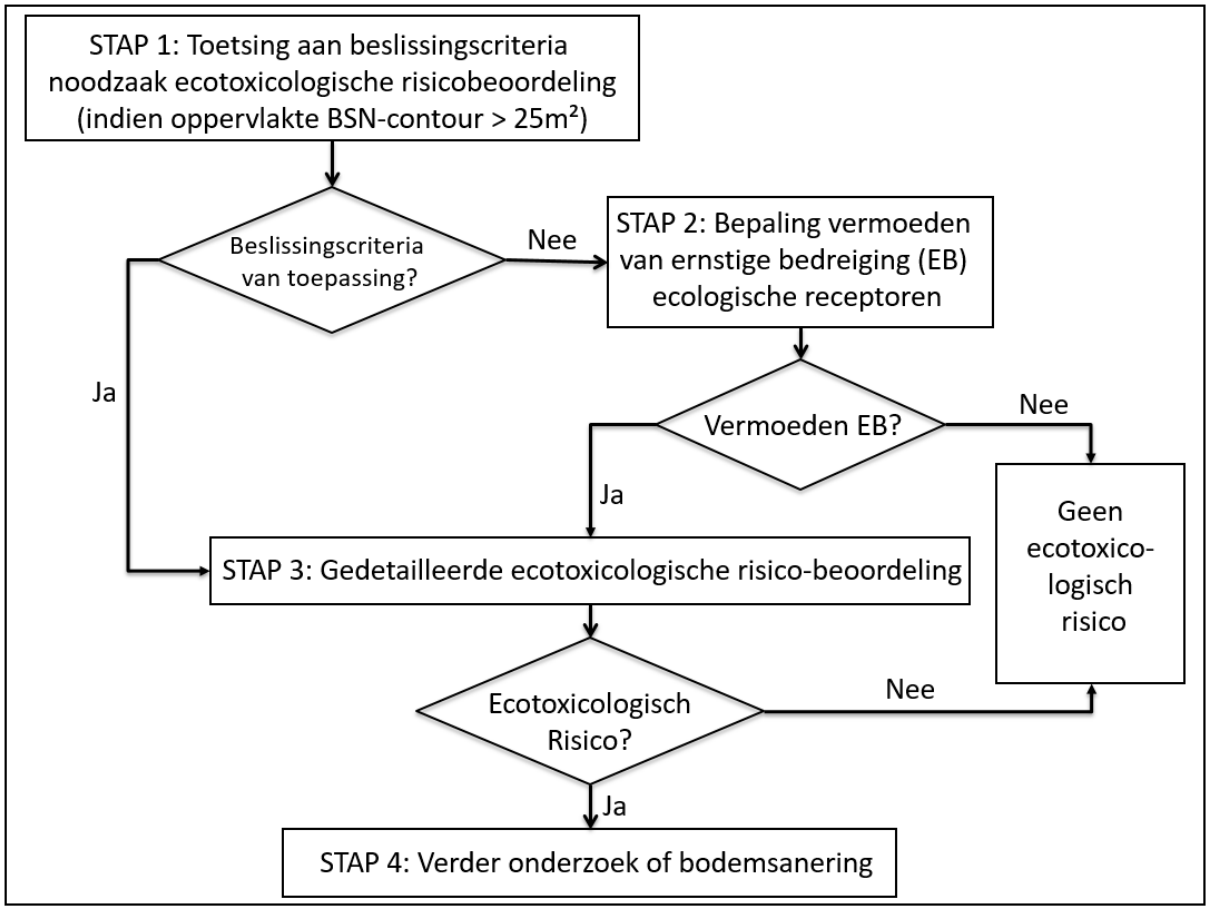
Dit is niet verrassend aangezien bodemsaneringnsormen bedoeld zijn om grenswaarden aan te geven waarboven een ernstige bedreiging zich voortdoet. Ze kunnen en mogen echter niet geïnterpreteerd worden als absolute grenswaarden waaronder zich geen ecotoxicologische risico's kunnen voordoen.

Naar gelang het meest gevoelige eindpunt kan een bodemsaneringsnorm (BSN) momenteel gebaseerd zijn op humaantoxicologische of ecotoxiologische data (zie tabel 2).

	Bodemsaneringsnormen vaste deel van de aarde (mg/kg ds)				
Bestemmingstype	I	II	III	IV	V
Arseen	58* Hum	58* Hum	103 Hum	267 Hum	267 Hum
Cadmium	2* Hum (Gew)	2* Hum (Gew)	6 Hum	**9,5** **Eco**	**30** **Exp**
Chroom	130 Hum (SW)	130 Hum (SW)	240 Hum	**560** **Eco**	**880** **Eco**
Koper	**120*** **Fyt** **25% PAF** **Sch**	**120*** **Fyt** **25% PAF** **Sch**	**197*** **Fyt** **50% PAF**	**500** **Exp (Fyt)**	**500** **Exp (Fyt)**
Kwik	2,9 Hum	2,9 Hum	**4,8** **Eco**	**4,8** **Eco**	**11** **Eco**
Lood	200 Hum (Gew)	200 Hum (Gew)	560 Hum	735 Hum	**1250** **Exp (Vlarea)**
Nikkel	93 Hum	93 Hum	95 Hum	530 Hum	530 Hum
Zink	**333*** **Fyt** **50% PAF**	**333*** **Fyt** **50% PAF**	**333*** **Fyt** **50% PAF**	**1000** **Exp (Fyt)**	**1250** **Exp (Vlarea)**

Tabel 2: BSN voor zware metalen in het vaste deel van de aarde en de onderbouwing van deze norm (vetgedrukte waarden zijn gebaseerd op effecten op het ecosysteem)

Ons inziens is er geen directe noodzaak om een methodologie uit te werken specifiek voor stortplaatsen maar is er eerder algemeen een nood om een methodologie voor te stellen die toelaat om op de meest kosteneffectieve manier het voorkomen (de aanwezigheid) van een ecotoxicologisch risico te kunnen inschatten. In zijn meest conceptuele vorm behelst de te ontwikkelen methodologie de volgende stappen (figuur 1).



Figuur 1: Algemeen overzicht ecotoxicologische risicobeoordeling

In stap 1 wordt getoetst aan een aantal beslissingscriteria die, indien 1 of meerdere van toepassing, rechtstreeks aanleiding kunnen geven tot het uitvoeren van een gedetailleerde risicobeoordeling (stap 3). Indien de beslissingscriteria niet eenduidig van toepassing zijn dan wordt in eerste instantie getoetst aan de ecotoxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in het VLAREBO of aan de zelf afgeleide toetsingswaarde (stap 2). Als deze waarden conservatief genoeg zijn opgesteld (zie voorgaande opmerking omtrent de bodemsaneringsnormen voor Cu en Zn) dan wordt er geen ecotoxicologisch risico verwacht als er geen overschrijding is. Bij een overschrijding van conservatief generisch opgestelde grenswaarden wordt er alsnog overgegaan tot de gedetailleerde risicobeoordeling (stap 3). Hierbij moet dan een beslissingsboom gevolgd worden die aangeeft wat de volgende stappen zijn rekening houdend met de beschikbaarheid van data. Op de verschillende deelniveaus kunnen zoals aangegeven in paragraaf 3.2 verschillende concepten (PAF, Risico index, biobeschikbaarheid) ingebouwd worden die toelaten het werkelijk risico te kwantificeren en hieraan ook een noodzaak tot verder onderzoek of saneren aan te koppelen (stap 4). Elke voorgestelde stap leidt tot een beslissingsmoment (slagen/niet-slagen) waarbij niet-slagen betekent dat naar een volgende evaluatiestap wordt overgegaan en het onderzoek verfijnd wordt.

De modelmatige aanpak van eventuele gecombineerde toxicologische effecten is uitgewerkt in paragraaf 4.3.

De ecologische impact via de waterfase (impact op aquatisch milieu) buiten het stortlichaam (het lozen/verspreiden van verontreinigd grondwater of percolaatwater in/naar aanpalende beken/rivieren/vijvers) wordt toegelicht in paragraaf 4.4.

Doorvergiftiging die voor een aantal bodemcontaminanten van belang kan zijn wordt toegelicht in paragraaf 4.5.

De verschillende stappen en de gedetailleerde beslissingsboom worden hierna in detail besproken. De focus ligt op het vaste deel van de bodem.

4.2.1 Stap 1: Toetsing aan beslissingscriteria noodzaak ecotoxicologische risicobeoordeling

In de huidige methodologie voor de bepaling van ernstige bodemverontreiniging (blok 2: Ecotoxicologische blootstelling) zoals beschreven in de standaardprocedure voor het beschrijvend bodemonderzoek (OVAM, 2018) wordt gestipuleerd dat er noodzaak is tot een ecotoxicologische risico-evaluatie indien:

- het onderzoeksgebied gelegen is in een natuurgebied of eraan grenst;
- er eerder ecotoxicologische risico's dan humaantoxicologische risico's te verwachten zijn; dit is het geval voor bodemverontreinigingen in de teeltlaag met Cu en Zn (alle bestemmingstypes), en voor Pb, Cr en Hg in bestemmingstype V;
- er zichtbare milieuschade is;
- de ecologische toetsing bepaalt, op basis van het bestemmingstype en de oppervlakte afgebakend door middel van de HC50-contour, dat er ecotoxicologische risico's te verwachten zijn.

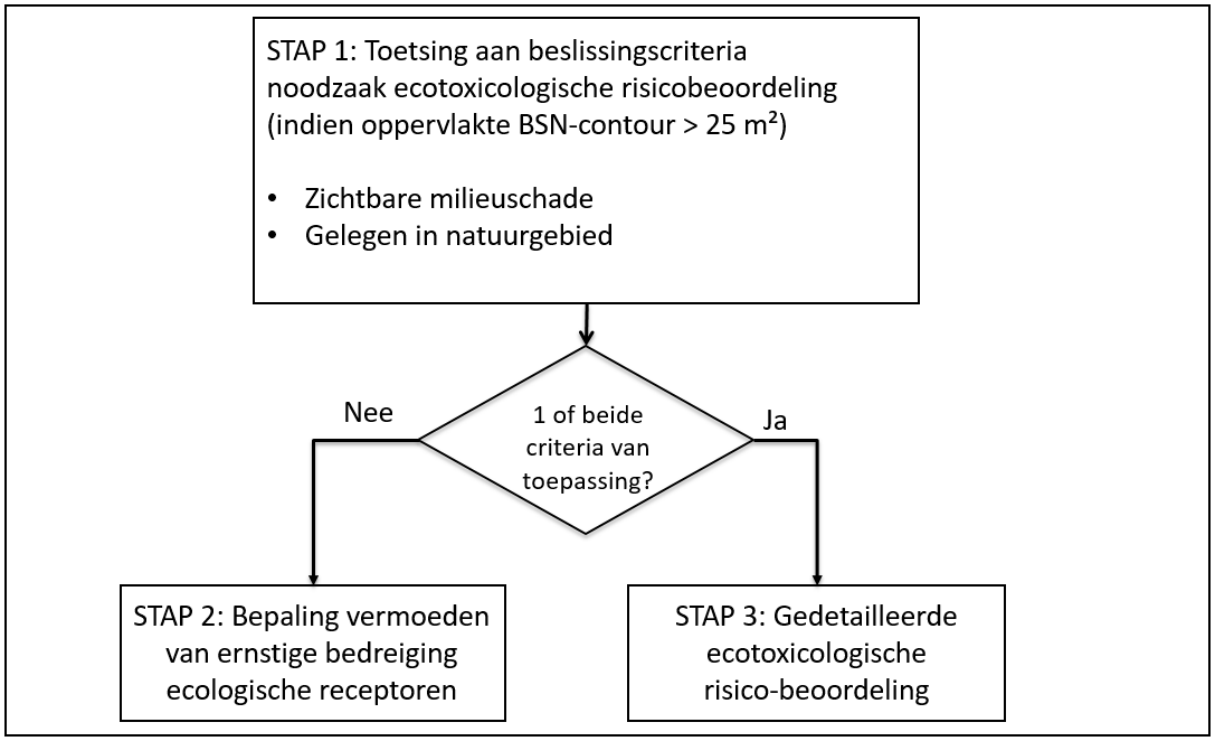
Ons inzien zijn stofspecifieke bepalingen niet relevant in deze deelstap. Voor het gebruik van de ecologische toetsing op basis van het oppervlakte criterium en de HC50 waarde (en zelfs tot 10 x HC50 waarde!) dient de bemerking gemaakt te worden dat de HC50 reeds inhoudt dat 50 % van de soorten een negatieve impact zullen vertonen. Bovendien zal in de meeste gevallen deze HC50 waarde slechts afgeleid kunnen worden wanneer stap 3 wordt doorlopen. Bij afwezigheid of ontbreken van een HC50 waarde wordt in de huidige SP BBO het gebruik van de BSN naar voor geschoven. Dit heeft enkel waarde wanneer deze conservatief genoeg werd afgeleid. Naar analogie met de methodiek in Nederland wordt voorgesteld om te toetsen aan de conservatief afgeleide bodemsaneringsnorm (laagste van de humane en de ecotoxicologische norm) en de oppervlakte te bepalen waarbinnen deze is overschreden.

Een oppervlaktenorm heeft eerder nut om te bepalen of doorvergiftiging moet bekeken worden (naast natuurlijk een aantal stofspecifieke parameters zoals Kow). In Australië wordt doorvergiftiging bijvoorbeeld enkel bekeken vanaf 250 m^2 voor stedelijk en vanaf 1000 m^2 voor industriële en commerciële gebieden. Deze waarden zijn echter allemaal pragmatisch van aard. Risico's op doorvergiftiging zullen in ruime mate bepaald worden door de oppervlakte van het foerageergebied van de soort waarvoor de risico's moeten bepaald worden.

Een voorstel van relevante criteria waaraan getoetst moet worden in stap 1, indien de totale verontreinigde oppervlakte[1] groter is dan 25 m², is hieronder weergegeven:

- het onderzoeksgebied is gelegen in een natuurgebied;
- er is zichtbare milieuschade;

In het geval dat (voor genormeerde parameters) de totale verontreinigde oppervlakte op de onderzoekslocatie (waarbij de geldende BSN overschreden wordt) kleiner dan of gelijk is aan 25 m² dan wordt geen ecotoxicologische risicoevaluatie uitgevoerd. Indien echter aan één of beide van bovenstaande criteria voldaan is dient onmiddellijk overgegaan te worden naar een gedetailleerde ecotoxicologische risico-evaluatie (stap 3). In de andere gevallen wordt in eerste instantie overgegaan tot de bepaling van het vermoeden van ernstige bedreiging van ecologische receptoren (figuur 2).



Figuur 2: Toetsing aan beslissingscriteria noodzaak ecotoxicologische risicobeoordeling

[1] Minimale oppervlakte vastgelegd o.b.v. expert judgement (Arche Consulting) en afgeleid uit cases beschreven in Nederland (RIVM)

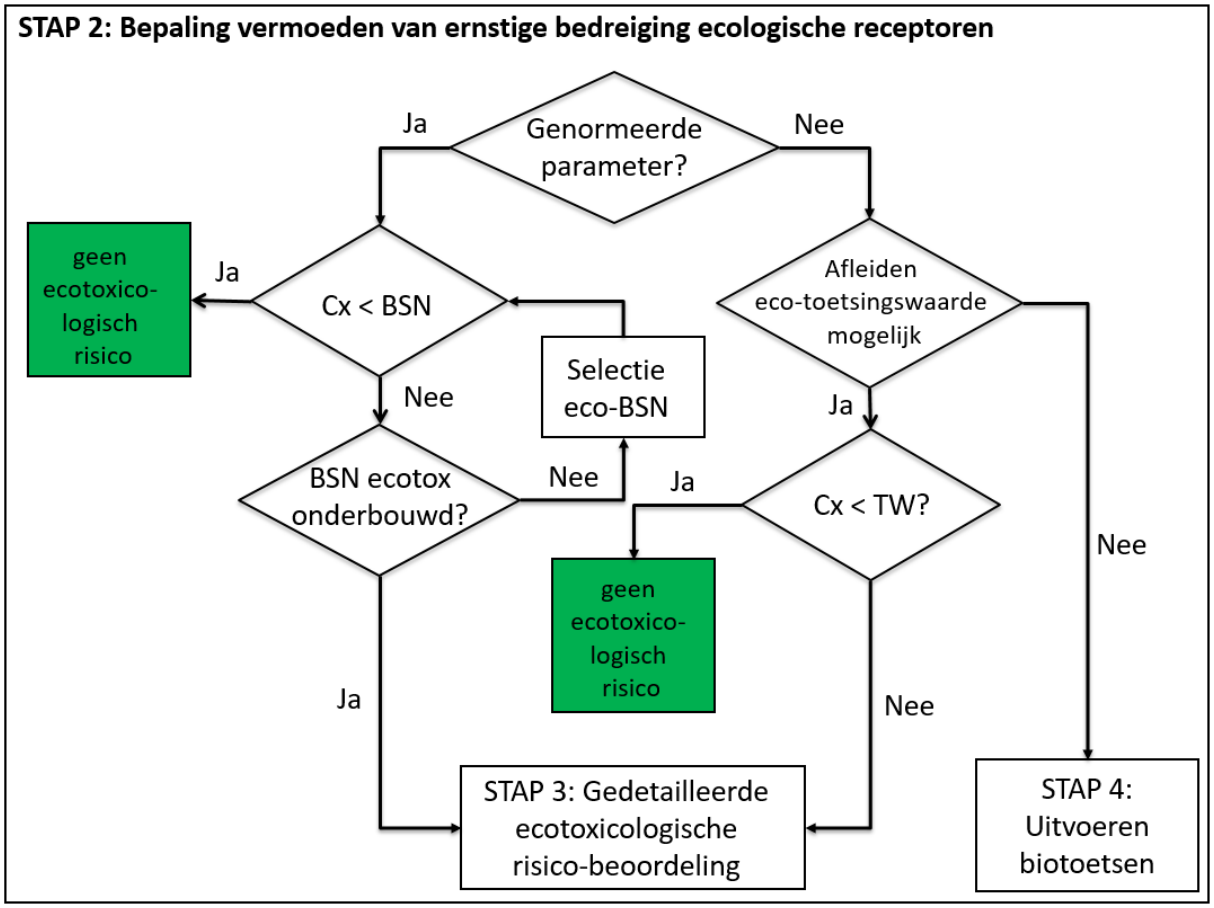
4.2.2 Stap 2: Bepaling vermoeden van ernstige bedreiging ecologische receptoren

In deze stap worden de aangetroffen concentraties van de verschillende stofgroepen getoetst aan de bodemsaneringsnormen zoals opgenomen in het VLAREBO of aan een afgeleide eco-toetsingswaarde (figuur 3).

De minimale staalname- en analysedichtheid voor de zones waarbij de de bodemsaneringsnorm of afgeleide eco-toetsingswaarde overschreden wordt, bedraagt:

- 1 per 1500 m² voor de bovenste laag (0-50 cm-mv) met een minimum van 4.
- 1 per 3000 m² voor de dieperliggende lagen tot 3m diepte (50-300 cm-mv) met een minimum van 3.

Voor zones met een oppervlakte groter dan 6 ha kan opgesplitst worden in deelzones tot 6 ha of kan gemotiveerd afgeweken worden



Figuur 3: Bepaling vermoeden van ernstige bedreiging ecologische receptoren

Naar gelang het meest gevoelige eindpunt kan een bodemsaneringsnorm (BSN) gebaseerd zijn op humaantoxicologische of ecotoxiologische data. Zoals reeds aangehaald zijn verschillende ecotoxicologisch onderbouwde BSN momenteel niet conservatief genoeg om voor natuurgebieden te gebruiken. Voor het juist gebruik van het voorgestelde beoordelingsschema wordt er van uit gegaan dat de ecotoxicologische afgeleide BSN effectief die drempelwaarde weergeeft waaronder geen ecotoxicologische effecten worden waargenomen en niet zomaar bij consensus is vastgesteld. D.w.z. dat bij overschrijding van deze drempelwaarde soms reeds aanzienlijke effecten op het eocsysteem kunnen worden waargenomen.

Indien de verontreiniging aangetroffen wordt in concentraties lager dan de bodemsaneringsnorm (ongeacht of humaan dan wel ecotox gebaseerd) dan wordt er geen ecotoxicologisch risico verwacht. Het verontreinigingsniveau (Cx) dat gebruikt wordt voor het doorlopen van stap 2 is het 90ste percentiel van de aangetroffen verontreiniging in de bovenste laag (0-50 cm-mv) en de dieperliggende lagen tot 3m diepte (50-300 cm-mv) (evaluatie voor bovenste laag en dieperliggende lagen apart te doorlopen). Inherent aan een verontreinigde site en een stortplaats in het bijzonder is de aanwezigheid van een grote spreiding in de gemeten concentraties. Aangezien extreem hoge waarden een significante invloed hebben op het gemiddelde en het 90ste percentiel van een dataset en om heterogeniteit van de stortplaats beter te ondervangen, is het aangeraden om dan ook een uitbijter analyse uit te voeren. Een kwalitatieve beoordeling moet bepalen of geïdentificeerde uitbijters al dan niet uit een dataset moeten verwijderd worden alvorens 90ste percentiel (en mediaan) waarden te berekenen (zie bijlage 6.11).

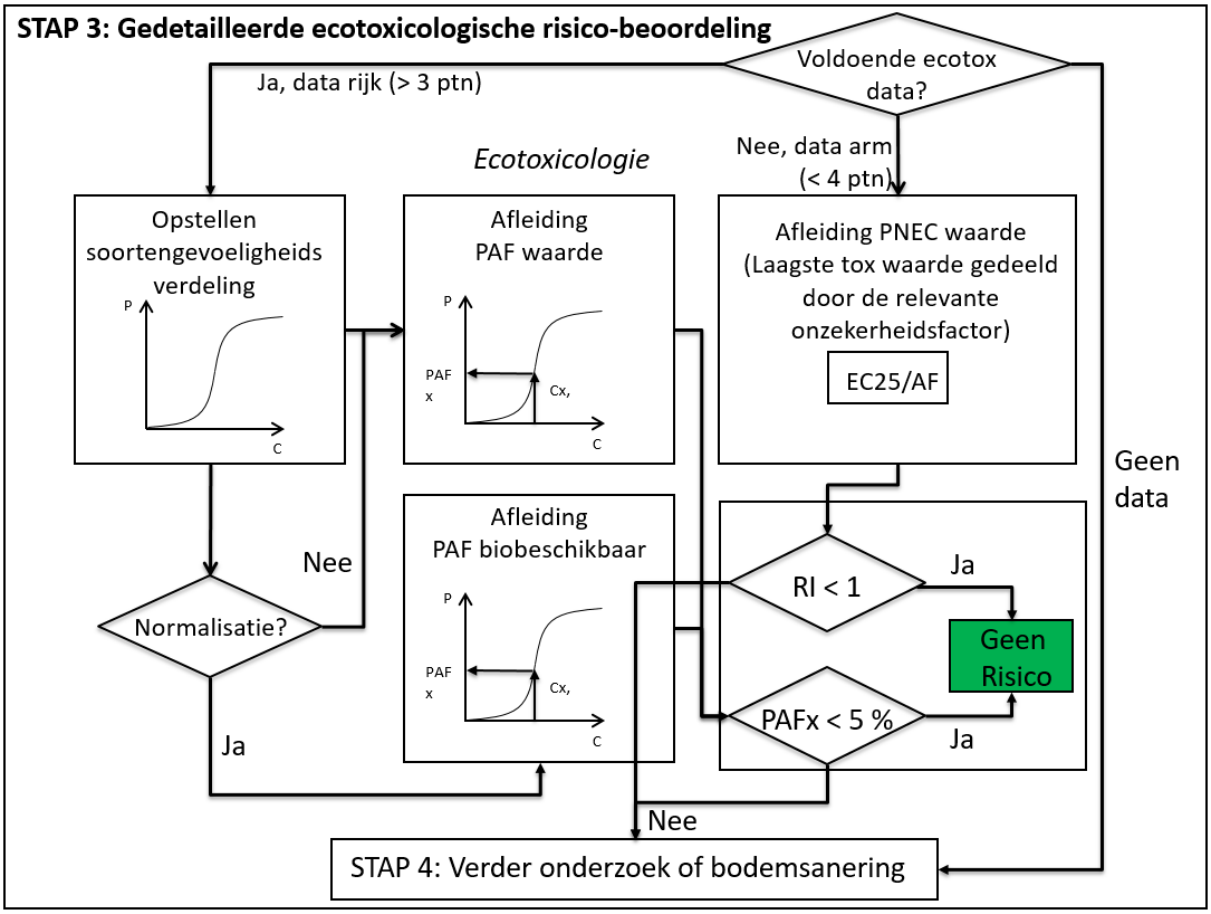
Indien de BSN niet ecotoxicologisch onderbouwd is dan is een overschrijding van de BSN wellicht te conservatief als maatstaf. Het is dan nuttig de aangetroffen verontreinigingniveaus (Cx) af te toetsen aan een BSN gestoeld op ecotoxicologische data alleen. Indien nog steeds een overschrijding van deze grenswaarde wordt bekomen dient te worden overgegaan tot een gedetailleerde ecotoxicologische risicobeoordeling.

Voor niet-genormeerde stoffen waarvoor dus geen bodemsaneringsnormen zijn opgesteld kan een toetsingswaarde (TW) (PNEC waarde) worden afgeleid op basis van ecotoxiciteitsgegevens die gevonden kunnen worden in de literatuur en de methodologie zoals beschreven in het document “Basisinformatie voor risico-evaluaties” (OVAM 2016). Voor een snelle screening van de literatuur kan gebruik gemaakt worden van de beschikbare REACH data (https://echa.europa.eu/nl/information-on-chemicals) of via specifieke databanken die terrestrische data bevatten zoals de UBA ETOX database (https://www.umweltbundesamt.de/en/portal/etox-database-for-ecotoxicological-effect-data) of in rapporten die HC5-HC50 waarden rapporteren. In Nederland bijvoorbeeld werden in 2012 de milieurisicogrenzen (HC5-HC50 waarden) voor PAKs afgeleid (RIVM, 2012) voor de 16 meest voorkomende individuele PAK. Opnieuw wordt bij een overschrijding van de TW overgegaan tot een gedetailleerde ecotoxicologische risicobeoordeling.

In het geval er echter in de literatuur geen voldoende ecotoxicologische data beschikbaar zijn dan is het aan te raden om onmiddellijk ecotoxiciteitstesten of biotoetsen (zoals besproken in bijlage 6.3) uit te voeren teneinde zo de saneringsnoodzaak te bepalen (zie stap 4 in paragraaf 4.2.4).

4.2.3 Stap 3: Gedetailleerde ecotoxicologische risicobeoordeling

De mogelijkheid om een gedetailleerde risicobeoordeling (figuur 4) te kunnen uitvoeren hangt nauw samen met de hoeveelheid ecotoxiciteitsdata (of punten) die (in de literatuur) voorhanden zijn.



Figuur 4: Gedetailleerde ecotoxicologische risicobeoordeling

Vaak zijn in de literatuur enkel EC10 waarden of NOEC waarden voorhanden. Idealiter is de concentratie-respons curve beschikbaar om bijvoorbeeld EC25 waarden af te leiden. Deze waarden worden bij voorkeur gebruikt om in Vlaanderen, in analogie met het Canadese systeem, veilige drempelwaarden voor bodem af te leiden. De reden dat sommige wetenschappers het gebruik van EC20 waarden of hoger (Beasley et al., 2015) verkiezen boven de NOEC/EC10 waarde (de waarde van de EC10 is best vergelijkbaar is met de NOEC waarde) is omdat de EC10 waarde vaak nog binnen de ruis ligt van de controle (Checkai et al., 2014). Een EC25 waarde wordt aanzien als meer robuust dan een EC10 waarde omdat er meer onzekerheid is naar het uiteinde van de curve toe. Het verschil is echter niet zo groot, namelijk typisch een factor 3 tot 5 tussen EC10 en EC25 en een factor 2 tussen EC25 en EC50. De HC5 afleiding wordt echter meer beïnvloedt door de intrinsieke verschillen tussen de gevoeligheden van de verschillende soorten dan de keuze tussen EC10 of EC25.

Bij een beperkt aantal ecotoxiciteitsdata (< 4 punten) wordt aan de hand van beoordelingsfactoren, toegepast op de laagste EC25 waarde (of in afwezigheid EC25 en EC10 of NOEC waarde), een Predicted No Effect Concentration (PNEC) afgeleid. Aan de blootstellingszijde wordt een "Realistic Worst Case" (RWC) 90ste percentielwaarde (Cx) geselecteerd om te gebruiken voor de toetsing. Indien de risico index (RI) (Cx/PNEC) kleiner is dan 1 wordt geen ecotoxicologisch risico verwacht. Wanneer de RI groter is dan 1 dan is er een potentieel ecotoxicologisch risico. Het uitvoeren van bijkomend onderzoek kan hier uitsluitsel geven.

Idealiter zijn er echter voldoende ecotoxiciteitsgegevens (> 3 punten) voorhanden om een soortengevoeligheidsdistributie op te stellen.

Stap 3 wordt voor de aangetroffen verontreiniging in de bovenste laag (0-50 cm-mv) en de dieperliggende lagen tot 3m diepte (50-300 cm-mv) apart doorlopen.

Zoals toegelicht in bijlage 6.3 kan de Cx waarde vergeleken worden met de soortengevoeligheidsdistributie en kan de potentieel aangetaste fractie (PAF) worden afgeleid. Bijlage 6.7 beschrijft een simpel rekenmodel om deze PAF waarde te berekenen.

Opnieuw wordt aan de blootstellingszijde een "Realistic Worst Case" (RWC) 90ste percentielwaarde (Cx) geselecteerd om te gebruiken voor de toetsing. Indien bij deze waarde minder dan 5 % van de soorten wordt geaffecteerd dan wordt geen ecotoxicologisch risico verwacht. Wanneer meer dan 5% van de soorten negatief kunnen beïnvloed worden dan is er een potentieel ecotoxicologisch risico. De urgentie om hierbij maatregelen te nemen hangt onder andere af van het bestemmingstype en wordt in stap 4 verder uitgewerkt.

Indien mogelijk moet echter ook bij de implementatie van het PAF concept rekening worden gehouden met het feit dat totaalconcentraties niet synoniem zijn aan de werkelijke biobeschikbaarheid (die functie is van de bodemkarakteristieken). De eventuele manifestatie van effecten en dus het optreden van een risico wordt volledig bepaald door de biobeschikbare fractie van de aanwezige verontreiniging en het is dan ook noodzakelijk bij de beoordeling van de ecologische risico's eveneens de biobeschikbaarheid te incorporeren in het PAF-concept. Biobeschikbaarheid is een essentiële schakel ter verklaring van opname en toxiciteit van contaminanten en biedt ons de mogelijkheid om te evolueren van een generische conservatieve benadering naar een meer realistische beoordeling van locatiespecifieke ecotoxicologische risico's.

Voor het terrestrische compartiment zijn regressiemodellen ontwikkeld, onder andere door ARCHE Consulting, die de relatie tussen bodemspecifieke kenmerken en het optreden van ecotoxicologische effecten van metalen kunnen voorspellen. Dit werd in een tool uitgewerkt en is vrij te downloaden op https://www.arche-consulting.be/tools/threshold-calculator-for-metals-in-soil/.

Bijlage 6.10 geeft een korte handleiding van hoe deze tool te gebruiken en hoe deze ook kan gebruikt worden om een PAF voor metalen te berekenen. Deze biobeschikbaarheidsmodellen laten toe de soortengevoeligheidsdistributie te normaliseren door de meting van een aantal algemene bodemkenmerken zoals pH, kleigehalte en organisch koolstof (OC) die dan toelaten de effectieve kationenuitwisselingscapaciteit (eCEC) te berekenen dat vervolgens in het model wordt ingevoerd. Indien enkel organisch materiaal (OM) wordt gerapporteerd dan moet nog een conversie stap van OM naar OC gebeuren. Wegens het feit dat deze biobeschikbaarheidsmodellen nog niet ontwikkeld zijn voor alle stoffen en/of dat de benodigde fysico-chemische data voor het toepassen van de modellen niet steeds beschikbaar zullen zijn voor het onderzoeksgebied wordt geopteerd om reeds bij de selectie van de ecotoxiciteitsgegevens al rekening te houden met de representativiteit van de testmedia met betrekking tot de fysico-chemische parameters die kunnen aangeleverd worden voor de onderzochte locaties. Hierdoor wordt (in beperkte mate) de invloed van biobeschikbaarheidsverschillen ten gevolge van de incorporatie van testen uitgevoerd onder sterk afwijkende testcondities (t.o.v. de Vlaamse bodems) afgezwakt.

Voor organische stoffen wordt algemeen aangenomen dat de sorptiecapaciteit van de vaste fase in grote mate bepaald wordt door het organische koolstofgehalte van de vaste fase (foc) en de octanol/water partitiecoëfficiënt (Kow) van de stof. Het gebruik van de partitiecoëfficiënt veronderstelt impliciet dat de waterfase (i.e. het poriënwater) de belangrijkste opnameroute van organische contaminanten is en er een evenwicht bestaat tussen de totaalgehaltes in de vaste fase en in het poriënwater.

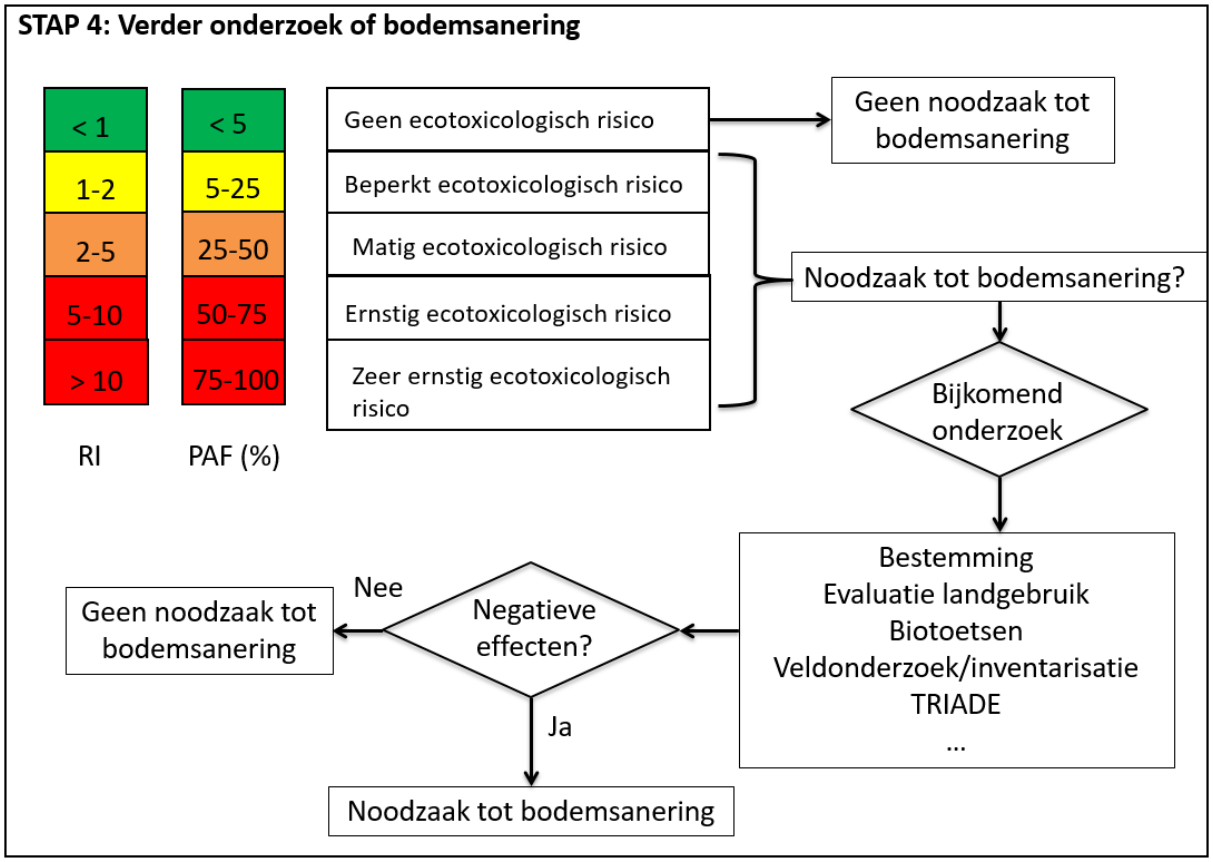
Indien geen ecotoxiciteitsdata beschikbaar zijn, is de enige mogelijkheid om rechtstreeks op het verontreinigd bodemstaal biotoetsen uit te voeren. Deze optie wordt verder toegelicht in stap 4.

4.2.4 Stap 4: Verder onderzoek of bodemsanering

Stap 3, de gedetailleerde ecotoxicologische risicobeoordeling, geeft een eerste aanzet tot het inschatten van het optreden van potentiële ecotoxicologische risico's. Indien de risico index kleiner is dan 1 of de potentieel aangetaste fractie behelst minder dan 5 % van de soorten dan is het onwaarschijnlijk dat een ecotoxicologisch risico zal optreden.

Stap 3 wordt voor de aangetroffen verontreiniging in de bovenste laag (0-50 cm-mv) en de dieperliggende lagen tot 3m diepte (50-300 cm-mv) apart doorlopen.

De kanttekening die wel moet gemaakt worden is dat deze inschatting wordt gemaakt voor één enkele stof. Indien eventuele gecombineerde ecotoxicologische effecten worden verwacht (zie paragraaf 4.3. Mengseltoxiciteit) dient alsnog overgegaan te worden tot verder onderzoek. In figuur 5 wordt een arbitraire indeling gegeven bij zowel het gebruik van een RI als bij het gebruik van het PAF concept. De klassen gaan van "geen ecotoxicologisch risico" tot "zeer ernstig ecotoxicologisch risico".



Figuur 5: Verder onderzoek of bodemsanering

Wanneer een ecotoxicologisch risico wordt verwacht (beperkt, matig, ernstig of zeer ernstig) dan is bijkomend onderzoek noodzakelijk alvorens over te gaan tot een sanering. In natuurgebieden of andere waardevolle gebieden is de vrijwaring van het optreden van effecten bij de aanwezige biota natuurlijk de hoofdbekommernis en kan een matig ecotoxicologisch risico reeds aanleiding zijn om een sanering te overwegen terwijl dit voor industriegebieden bijvoorbeeld pas van toepassing zou kunnen zijn bij een ernstig of een zeer ernstig ecotoxicologisch risico.

Voor natuurgebieden, waar het beschermen van ecologische functies en diversiteit essentieel zijn, wordt gestreefd naar het behouden van een 95% beschermingsniveau (PAF=5%). Bij een hogere potentiële toxische druk moeten bijkomende risicoreducerende maatregelen genomen worden ter voorkoming van ecologische effecten. Voor recreatie- en woongebieden kan een lager beschermingsniveau worden gehanteerd vb. het 75-50% beschermingsniveau (PAF = 25-50%). Indien voor bestemmingstype III en IV (woon- en recreatiegebied) meer dan 75% van de soorten potentieel geaffecteerd zijn dan dienen ook risicoreducerende maatregelen ondernomen te worden. Ten slotte dient de ecologische integriteit van industriële bodems slechts in geringe mate beschermd te worden. Bij dit bestemmingstype kan vb. een vooropgesteld beschermingsniveau van 50% (PAF = 50%) voldoende zijn.

De bemerking dient gemaakt te worden dat het soms ook opportuun kan zijn dat een bodemsaneringsdeskundige eerder het actuele landgebruik in acht neemt voor zijn risico beoordeling dan het eigenlijke bestemmingstype. Zo kunnen bijvoorbeeld binnen een omvangrijk industriegebied verschillende percelen toch een belangrijke (al dan niet tijdelijke/permanente) natuurfunctie hebben. De bodemsaneringsdeskundige kan ook de berekende PAF waarden van de bovenste laag (0-50 cm) en de dieperliggende lagen (50-300 cm) apart evalueren om tot een globale besluitvorming te komen.

In die gevallen waar de noodzaak tot sanering werd geïdentificeerd in functie van het landgebruik/bestemmingstype is het aan te bevelen bijkomend een locatiespecifiek onderzoek op te starten waarbij bijkomende onderzoekslijnen worden uitgezet (zoals het uitvoeren van chronische biotoetsen, gewasanalyses, veldonderzoek en -inventarisaties[2], Triade, …) alvorens een dure saneringsoperatie wordt opgestart.

Aangezien de eventuele manifestatie van effecten volledig wordt bepaald door de biobeschikbaarheid van contaminanten kan een effectgerichte benadering, in casu het blootstellen van organismen aan de verontreinigde bodem, sowieso een belangrijke meerwaarde betekenen bij een ecotoxicologische risicobeoordeling vooraleer wordt overgegaan tot de beslissing om al dan niet over te gaan tot saneringsmaatregelen. Het uitvoeren van biotoetsen op de verontreinigde bodem biedt ook het voordeel dat een uitspraak kan gedaan worden over bodems die eventueel enkel verontreinigd zijn met stoffen waarvoor nog geen betrouwbare analytische methode (vb. polaire organische verbindingen) voorhanden is. Eveneens verschaft het uitvoeren van biotesten onmiddellijk een beeld van de chemische stof die daadwerkelijk beschikbaar is voor het organisme en worden hierbij zelfs eventuele interacties tussen chemicaliën zoals additiviteit, antogonisme of synergisme (i.e. mengseltoxiciteit) mee in ogenschouw genomen. Het bepalen van mengseltoxiciteit kan ook theoretisch benaderd worden. Dit wordt verder besproken in paragraaf 4.2.

De beperkingen van een beoordelingskader gestoeld op uitsluitend chemische analyses zijn voldoende bekend en ook de OVAM heeft reeds erkend dat een uitbreiding met biologische parameters een meerwaarde biedt. In een studie gesponsord door OVAM[3] werden bijvoorbeeld een aantal biotoetsen geëvalueerd op hun bruikbaarheid voor de evaluatie van vooral met metalen gecontamineerde bodems. Uit deze eerste evaluatie bleek duidelijk dat de meeste testen vermeld in voormeld onderzoek bruikbaar waren voor het beoogde doel (opsporen van een toxisch signaal). Het gebruik van deze testen voor het opsporen van bodemtoxiciteit heeft verder opvolging gekregen in het kader van een studie uitgevoerd in opdracht van AMINAL water[4]. Uit de resultaten van deze twee studies bleek duidelijk dat testen op de boon *Phaseolus vulgaris* (inclusief enzymatische eindpunten) en de 14 dagen test met de potworm *Enchytreaus albidus* de grootste gevoeligheid vertonen en deze testbatterij werd geselecteerd om in voormelde studie ingezet te worden voor de bepaling van het ecotoxicologisch risico voor de onderzochte sites.

[2] Uit te voeren door een daartoe bevoegd persoon met kennis van zaken; veldonderzoek en -inventarisaties in stap 4 worden uitgevoerd en gerapporteerd door een erkend MER-deskundige in de discipline 'biodiversiteit'; een leidraad voor het uitvoeren en rapporteren van veldonderzoek en -inventarisaties is opgenomen als bijlage 6.12.

[3] Ontwikkeling en validatie van een ecotoxicologische evaluatieprocedure voor gecontamineerde bodems in Vlaanderen, Eindverslag 2000. Studie uitgevoerd voor OVAM door Universiteit Gent en LUC.

[4] Pilootproject voor de studie van de verspreiding van contaminanten na deponie op de oever. Ecotoxicologische testen uitgevoerd door M. Vangheluwe (EURAS), K. Lock (UG), J. Colpaert (LUC), A. Ruttens, A. De Vocht (LUC), C. Janssen (UG), J. Vangronsveld (LUC), C. Vanderstricht (PwC)

Mogelijke biotoetsen worden besproken in bijlage 6.3. Maar het wordt aangeraden een testbatterij chronische testen uit te voeren bestaande uit:

- plantengroei testen (OECD 208 of ISO 11269-2 (2013), 14-21 dagen met standaard soorten of met soorten representatief voor de de natuurlijke flora die beschermd moeten worden);
- regenwormen (OECD 222 of ISO 11268-2 (2012), reproductie 56 dagen);
- microbiële stikstof transformatie (OECD 216 of ISO 14238 (2012), 28 dagen).

Specifiek voor stortplaatsen zal er wel moeten over gewaakt worden dat de randvoorwaarden voor het overleven van de organismen niet wordt overschreden (bijvoorbeeld puinbodem kan een fysieke beperking vormen voor bepaalde organismen). Omwille van verwachte hoge heterogeniteit is het aan te bevelen om een mengstaal van de bovenste laag van de bodem (0-50 cm) samen te stellen. Voor de bemonstering wordt een mengstaal genomen binnen een zone van 10 m² door minstens 10 deelmonsters van de bovenste laag te nemen om een totaal volume staal van minimaal 50 kg te bekomen. Als controle (standaard mee te nemen om de gezondeheid van de testorganismen na te gaan) wordt een bodemstaal genomen van een niet gecontamineerde zone in de nabijheid van de verontreinigde zone.

Er wordt aanbevolen om minstens 2 biotoetsen uit te voeren op stalen representatief voor de aangetroffen gradient in verontreiniging. Hiermee wordt bedoeld het uitvoeren van biotoetsen op bijvoorbeeld een staal met concentraties die aanleunen bij de P90 waarde en op een staal met concentraties die aanleunen bij de P50 waarde. Voor het uitvoeren van biotoetsten wordt het aantal uit te voeren biotoetsen dus los gezien van de veronteinigde oppervlakte.

Naar analogie met de Triade benadering die in Vlaanderen door de VMM al volop wordt toegepast voor het evalueren van de verontreinigingsgraad van zoetwatersedimenten in bevaarbare en onbevaarbare waterlopen (AMINAL, 2000) kan echter ook een gelijkaardige bewijsvoering in meerdere onderzoekslijnen nuttig zijn voor bodems. Kenmerkend voor de Triade-benadering is dat deze bestaat uit drie pijlers, te weten chemisch onderzoek, ecotoxicologisch onderzoek en tenslotte inventarisaties van organismen in het veld. Deze drie pijlers geven, door de bewijsvoering via meerdere onderzoekslijnen, tezamen meer informatie dan elk van de pijlers afzonderlijk. Voor Vlaanderen werd een dergelijke methodiek nog niet ontwikkeld of toegepast op landbodems. In Nederland kan vrijblijvend de daar ontwikkelde Triade voor landbodems ingezet worden als locatie specifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het saneringscriterium (RIVM, 2011).

4.3 MENGSELTOXICITEIT

Doorgaans bestaat verontreininging uit een mensels van diverse stoffen. Aangezien de effecten van een mengsel sterk kunnen verschillen van de effecten van de individuele stoffen in het mengsel is het aangewezen om mengseltoxiciteit te evalueren.

Er bestaan verschillende methodes voor het evalueren van de potentiële toxische druk op biologische gemeenschappen ten gevolge van blootstelling aan verschillende contaminanten. Twee veel gebruikte methodes zijn het concept van onafhankelijke actie en het Toxische Eenheden (TE)-concept.

Er dient benadrukt te worden dat beide methodes een theoretische benadering van mengseltoxiciteit weergeven en voorbij gaan aan meetbare effecten; over het algemeen is de uitvoering van biotoetsen een betere indicator voor de effecten van mengseltoxiciteit.

1 In een eerste methode kan het PAF-concept worden uitgebreid om de potentiële toxische druk van mengselblootstelling te berekenen via het **concept van onafhankelijke actie**. Hiervoor worden de PAFs van de individuele mengselcomponenten (PAF_i) gecombineerd op basis van het concept van onafhankelijke random gebeurtenissen tot een 'meer stoffen Potentieel geAffecteerde Fractie' (msPAF) via volgende vergelijking:

$$msPAF = (1 - \prod (1 - PAF_i))$$

In tabel 3 is een fictief voorbeeld uitgewerkt voor een bodem met een verontreiniging van 4 metalen (Pb, Cd, Zn en Ni). De individuele metalen hebben een PAF kleiner dan 5%, de msPAF voor dit voorbeeld is 14%.

Mengselcomponent	Bodemconcentratie (mg/kg ds)	Potentieel geaffecteerde fractie t(PAF)a (%)
Pb	350	4.1
Cd	5	3.4
Zn	220	3.9
Ni	35	3.4
meer stoffen Potentieel geAffecteerde Fractie (msPAF)		**14 %** [=1-((1-0.041) x (1-0.034) x (1-0.039) x (1-0.034)) = **0.14**]

[a] Potentieel geaffecteerde fracties werden berekend via de 'Soil Threshold Calculator v2.0' na een biobeschikbaarheidscorrectie op basis van pH 6,7, organische koolstof gehalte 5% en kleigehalte van 67%.

Tabel 3: Voorbeeld berekening msPAF

De assumptie in deze methode is dat de contaminanten een verschillend werkingsmechanisme hebben en elkaars toxiciteit niet beïnvloeden. Deze methode heeft als nadeel dat dit enkel kan toegepast worden voor zogenaamde data-rijke stoffen, aangezien een SSD-curve beschikbaar moet zijn voor alle stoffen.

Bovenstaande methode wordt in Nederland de **msPAF-methode** genoemd, maar wordt in de wetenschappelijke literatuur eigenlijk de onafhankelijk actie SSD-methode genoemd (bv. Van Regenmortel et al. 2018). In Nederland worden SSDs berekend op basis van ecotoxiciteitsdata van minimum 4 soorten (RIVM 2014). Om deze SSDs af te leiden worden eveneens acute toxiciteitsdata opgenomen in de NOEC SSDs na het toepassen van een correctiefactor. In Nederland bestaan twee verschillende tools voor het berekenen van de msPAF van bodemverontreiniging waarbij een onderscheid gemaakt wordt tussen twee verschillende toetsingsniveaus, één voor licht verontreinigde bodems en een alternatieve voor het bepalen van de spoedeisendheid van sanering. In de evaluatietool voor licht verontreinigde bodems wordende PAFs afgeleid op basis van SSDs met NOECs (risicotoolboxbodem.nl); voor het bepalen van de spoedeisendheid van sanering worden PAFs bepaald op basis van SSDs met acute EC50s (sanscrit-tool).

2 Een alternatieve methode is om mengselrisico's in te schatten op basis van de **toxische eenheden-methode**. De toxische eenheden-methode is gebaseerd op het concentratie additie-mengsel model. Een toxische eenheid van een contaminant is de gemeten concentratie van een contaminant *i* gedeeld door de milieudrempelwaarde van de stof (MDW_i): $TE_i = c_i/MDW_i$. De toxische eenheid van het mengsel wordt berekend als de som van de toxische eenheden van het mengsel:

$$\sum TE_{mengsel} = \sum \frac{c_i}{MDW_i}$$

Er wordt aangenomen dat wanneer de som van toxische eenheden groter is dan 1, er potentieel risico's zijn. In veel gevallen wordt de PNEC als milieudrempelwaarde gebruikt (Backhaus & Faust 2012). Maar aangezien de toxische eenheden-methode een conservatieve methode is (Nys et al. 2018), zal het sommeren van toxische eenheden op basis van PNEC resulteren in vrij hoge risico-inschattingen. Dus voor het inschatten van de saneringsurgentie zou ook een andere drempelwaarde kunnen worden gebruikt. Het voordeel van de toxische eenheden-methode ten opzichte van de msPAF-methode is dat de toxische eenheden methode minder data vereist; er is enkel een bepaalde milieudrempelwaarde nodig en er hoeft dus geen volledige SSD-beschikbaar te zijn. Bovendien is de berekening vrij gemakkelijk uit te voeren.

4.4 IMPACT OP HET AQUATISCHE MILIEU

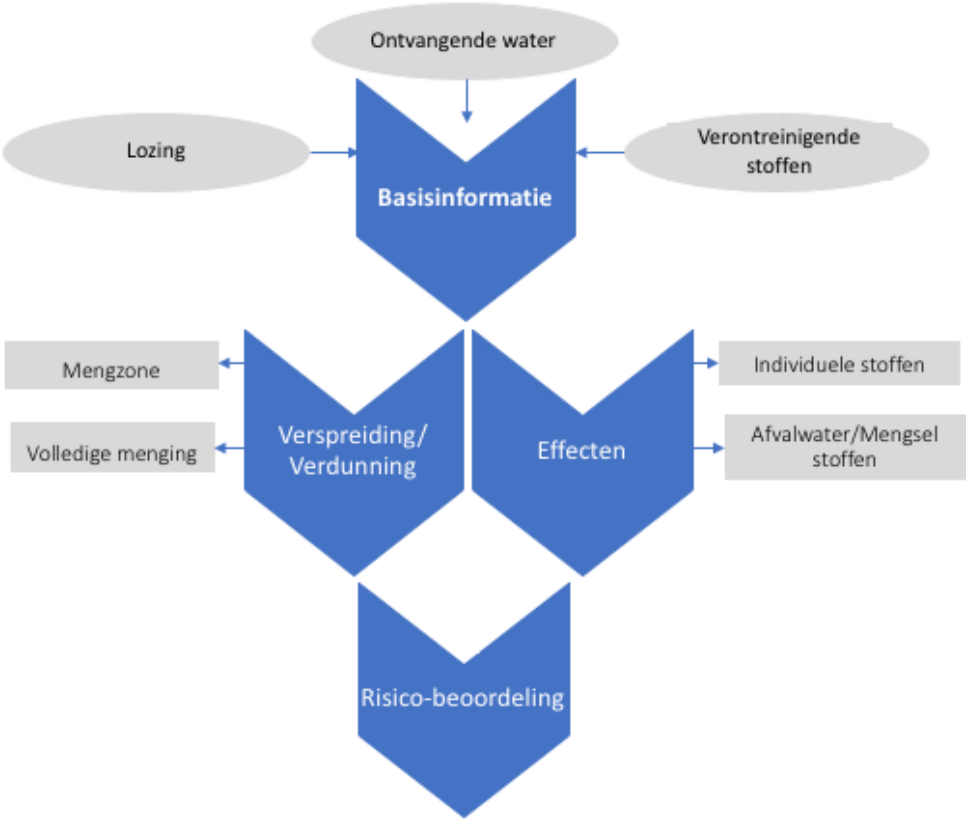
De ecologische impact via de waterfase (impact op aquatisch milieu) buiten het stortlichaam (het lozen/verspreiden van verontreinigd grondwater of percolaatwater in/naar aanpalende beken/rivieren/vijvers) dient ook onderzocht te worden indien deze blootstellingsroute aanwezig is. Bij stortplaatsen komt naast de lozing van gevaarlijke stoffen ook vaak de problematiek voor van verhoogde ionenconcentraties (chloriden, nitriet en nitraten, fosfaten, ammonium, …). Chloriden kunnen aanleiding geven tot verzilting en een hoge nutriëntenstroom kan de eutrofiëring in de hand werken.

Het uitwerken van een volledige aquatische risico-beoordeling ligt buiten de doelstelling van voorliggende methodologie. De meest gangbare benadering wordt hierna kort beschreven. Dit aspect heeft duidelijk een raakvlak met de bepaling van het risico op verspreiding zoals voorzien in de standaardprocedure BBO (OVAM, 2018).

In Europa worden lozingen (ook van stortplaatsen) hoofdzakelijk gereglementeerd via vergunningen die emissiegrenswaarden vastleggen voor fysisch-chemische parameters. In sommige Europese landen worden directe toxiciteitsevaluaties in beperkte mate toegevoegd aan de vergunningswetgevingen. Recent is er ook in Europa een groeiende belangstelling voor een geïntegreerde toxiciteitsevaluatie van effluenten omdat de gemeten fysisch-chemische parameters in het afvalwater niet steeds eenduidig gerelateerd kunnen worden aan effecten op het ontvangende water. Als gevolg hiervan wordt het steeds belangrijker om de potentiële ecotoxicologische effecten van chemicaliën in afvalwater te monitoren en te beoordelen.

Naar analogie met het bodemcompartiment kan een trapsgewijze benadering gevolgd worden voor het inschatten van de aquatische risico's.

Een overzicht van de verschillende stappen om tot een locatie specifieke risico-evaluatie te komen is weergegeven in figuur 6.



Figuur 6: Schematische voorstelling van de vereiste stappen bij risico-evaluatie van de impact op het aquatisch milieu

Er kan getoetst worden aan grenswaarden afgeleid van aquatische soortengevoeligheidsdistributies (op basis van chronische data) en aan de hand van de gemodelleerde concentratie na verdunning kan dan de potentieel geaffecteerde fractie berekend worden. Of er kan ook direct gebruik gemaakt worden van acute ecotoxiciteitstesten die uitgevoerd worden op het afvalwater. Voor afvalwaters wordt in eerste instantie vaak met acute testen gewerkt omdat de concentraties van verontreinigde stoffen vaak in hoge concentraties aanwezig zijn.

Verder moet er rekening gehouden worden met de verdunning van het effluent in het ontvangende water. Twee benaderingen kunnen hier gebruikt worden: volledige verdunning of mengzone benadering. De mengzone benadering wordt ook gehanteerd door VMM in Vlaanderen.

- Volledige verdunning: de onmiddellijke verdunning van het afvalwater en aldus ook van de verontreinigende stoffen in het ontvangende water wordt dan heel eenvoudig berekend op basis van het debiet van het ontvangende water en het debiet van het effluent.
- Mengzone benadering: in deze benadering is er niet direct een onmiddellijke verdunning maar wordt een mengzone gedefinieerd met behulp van verspreidingsmodellen zoals Discharge Test van Deltares of Cormix.

4.5 DOORVERGIFTIGING

Doorvergiftiging wordt als niet relevant beschouwd indien de verontreinigde oppverlakte op de onderzoekslocatie (waarbij de geldende BSN overschreden wordt) kleiner dan of gelijk is aan 250 m^2.

Afhankelijk van de oppervlakte van het verontreinigde gebied en de stofspecifieke eigenschappen van de aangetroffen verontreiniging kan het aan te bevelen zijn om bioaccumulatie, biomagnificatie en doorvergiftiging in beschouwing te nemen. Deze termen worden vaak door elkaar gebruikt maar hebben een verschillende betekenis (RIVM, 2015). Met doorvergiftiging wordt bedoeld dat een organisme hoger in de voedelsketen kan worden blootgesteld aan verontreinigingen ten gevolge van predatie van organismen die lager in de voedselketen staan. Hiervoor hoeft de predator niet rechtstreeks in contact te staan met de bodemverontreiniging. Voor bodem kan de volgende vereenvoudigde voedselketen beschouwd worden (Verbruggen en Brand, 2014):

Bodem → regenworm → worm etende vogel of zoogdier → predator

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

De eerste stap in de doorvergiftigingsketen is bioaccumulatie waarbij er opname is van een stof in het weefsel van het organisme dat blootgesteld wordt aan de bodemverontreiniging. Indien de stofconcentratie dan toeneemt verder in de voedselketen dan wordt er gesproken over biomagnificatie.

Er is geen standaard methodologie om doorvergiftiging in te schatten. Organische stoffen met een hoge Kow (log Kow >3) hebben een grotere neiging om te bioaccumuleren en aanleiding te geven tot doorvergiftiging. Maar ook sommige metalen (cadmium, , kwik,lood) kunnen voor problemen zorgen en dit ondanks het feit dat er meestal voor metalen geen sprake is van biomagnificatie (eerder een afname in concentratie naarmate men hoger in de voedselketen zit). Voor lood is de PNEC waarde afgeleid voor doorvergiftiging (= 226 mg/kg ds) lager dan de PNEC waarde afgeleid voor directe toxiciteit (308 mg/kg ds bij dezefde mediaan cation exchange capacity (CEC)). Dit komt omdat hogere organismen, zoals vogels, gevoeliger zijn dan de prooidieren (regenwormen) die het eet.

Voor cadmium is de generische PNEC (geen biobeschikbaarheidscorrectie mogelijk) 1,1 mg/kg ds en voor doorvergiftiging bedraagt deze 0.9 mg/kg ds.

Doorvergiftiging blijkt o.a. relevant voor de volgende stofgroepen (niet limitatieve lijst) (RIVM, 2015):

- Metalen (o.a. cadmium, kwik en lood)
- (Voor kwik is het vooral de gemethyleerde vorm die van belang is)
- PCB's
- Organochloorbestrijdingsmiddelen (o.a. drins, endosulfan, pentachloorfenol en lindaan)
- Overige stoffen (zoals, dioxines en furanen).

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen hebben een log Kow die beduidend hoger is dan 3 maar hoeft voor doorvergiftiging niet in rekening te worden gebracht omdat alle hogere diersoorten (vissen, vogels en zoogdieren), maar ook veel invertebraten, beschikken over het cellulaire detoxificatie mechanisme P-450 Mixed Function Oxidase systeem (MFO systeem) waardoor PAK's gemetaboliseerd worden. Deze biotransformatie heeft in eerste instantie tot doel lipofiele componenten om te zetten in meer hydrofiele verbindingen om ze vervolgens uit te scheiden.

Om doorvergiftiging door te rekenen kan er gebruik gemaakt worden van een modelmatige benadering waarbij gemodelleerde concentraties getoetst worden aan een veilige grenswaarde. De grootste data gap is vaak het ontbreken van een deftige PNEC oraal op basis van toxiciteitsdata van vogels en zoogdieren. Daarnaast moeten er ook aannames gedaan worden over de aanwezige relevante voedselketens (vb. regenworm-mol-vos) en de grootte van het fourageergebied van de soorten die in beschouwing genomen worden. Omdat soorten hun voedsel niet alleen zullen zoeken op de verontreinigde locatie wordt vaak aangenomen dat de lokale contributie 50 % bedraagt en dat 50 % uit een niet gecontamineerde regio wordt geconsumeerd. Daarom is het ook aan te raden niet te toetsen aan de P90 maar aan de P50[5] concentratie (of mediaanwaarde) van de aangetroffen verontreiniging op de site.

Bij gebruik van bioconcentratie factoren (BCF) en biomagnificatie factoren moet de opmerking gemaakt worden dat deze voor metalen vaak zeer uiteenlopend en variabel zijn. Voor metalen wordt bijvoorbeeld een inverse relatie gevonden tussen BCF waarden en de gemeten milieu concentraties (McGeer et al, 2003) en zijn deze waarden dus zeer onzeker.

[5] De P50 concentratie (of mediaanwaarde) wordt hierbij gehanteerd voor de beoordeling van doorvergiftiging; op basis van het aftoetsen van de P50 concentratie (of mediaanwaarde) aan de geldende BSN (of equivalente eco-toetsingswaarde) (en waarbij deze niet overschreden wordt) kan geen uitspraak gedaan worden over het risico op doorvergiftiging.

Een alternatief is een meer locatie-specifieke benadering. Hierbij worden organismen verzameld in het veld om bioaccumulatie metingen uit te voeren. De gemeten concentraties kunnen dan weer als input gebruikt worden voor verschillende modellen. Het RIVM rapport omtrent "Doorvergiftiging in de voedselketen door bodemverontreiniging: toepassing in bodembeleid" (RIVM, 2015) licht een aantal aspecten verder toe. In het algemeen zal doorvergiftiging weinig relevant zijn voor oppervlakten kleiner dan 250 m^2.

Indien een risico op doorvergiftiging wordt geïdentificeerd dient te worden nagegaan welke doelsoorten het meest kritisch[6] zijn om te beschermen op de locatie. Het bepalen van de effecten op soorten hoger in de voedselketen (doorvergiftiging) is complex en is enkel zinvol mits het te onderzoeken gebied een belangrijk deel uitmaakt van het foerageergebied van een kritisch beschouwde doelsoort. Indien de beschouwde locatie kleiner is dan het foerageergebied van de doelsoort en/of de doelsoort komt in geringe aantallen voor dan is geen verder onderzoek nodig.

4.6 URGENTIEBEPALING

Indien na het doorlopen van paragrafen 4.2 t.e.m. 4.5 volgt dat er noodzaak is tot bodemsanering omwille van een ecotoxicologisch risico dient aansluitend de saneringsurgentie geënt op het ecotoxicologisch risico bepaald te worden waarbij deze:

- Ofwel als stand alone gehanteerd kan worden (d.w.z. dat geen rekening meer gehouden wordt met de saneringsurgentie zoals bepaald cfr. SP BBO);
- Ofwel parallel met de urgentiebepaling cfr. SP BBO bepaald kan worden waarbij finaal de strengste urgentieklasse weerhouden wordt.

Bij noodzaak tot bodemsanering kan voor de prioriteitstelling gebruik gemaakt worden van de berekende risico-indexen RI of PAF-waarden (%) (zie figuur 4, paragraaf 4.1.3 en figuur 5, paragraaf 4.1.4).

Vanuit deze prioriteitstelling wordt een omslag gemaakt naar urgentieklassen I t.e.m. IV zoals opgenomen in tabel 4.

RI	PAF (%)	URGENTIEKLASSE
1-2	5-25	IV, beperkt urgent
2-5	25-50	III, matig urgent
5-10	50-75	II, urgent
>10	75-100	I, zeer urgent

Tabel 4: Prioriteitstelling en urgentieklassen

[6] Uit te voeren door een daartoe bevoegd persoon met kennis van zaken; het identificeren van doelsoorten en het nagaan of deze kritisch zijn om te beschermen wordt uitgevoerd en gerapporteerd door een erkend MER-deskundige in de discipline 'biodiversiteit'.

4.7 GEBRUIKSADVIEZEN

De gebruiksadviezen zoals opgenomen in de SP BBO (OVAM, 2018) houden weinig of geen rekening met het voorkomen van ecotoxicologische risico's; voor ecotoxicologische risico's kunnen specifieke gebruiksadviezen geformuleerd worden (niet-limitatieve lijst):

- Weiland niet omvormen tot akkerland
- Terrein zonder landbouwfunctie niet in gebruik nemen voor landbouwfunctie
- Geen/wel aanleg van drainage of afwatering (verdroging/vernatting)
- Afdeklaag behouden en bij werken herstellen
- Aanwezige begroeiing en beplanting in stand houden en heraanplanten
- Geen/wel inzet van herkauwers
- Geen/wel maaibeheer
- Geen aanleg van vijvers of poelen
- Periodiek bekalken van de bodem
- …

4.8 TUSSENTIJDS OF INTERMEDIAIR GEBRUIK EN BODEMSANERING

In het geval van ecotoxicologische risico's zijn er vaak meerdere mogelijkheden om de risico's weg te nemen of te reduceren. Deze mogelijkheden zijn afhankelijk van het bestemmingstype en terreingebruik, de verontreinigde oppervlakte, de verontreinigingssituatie, het type verontreiniging.

Vaak is er ook meer dan één verstorende factor aanwezig die een effect heeft op het functioneren van het (bodem)ecosysteem, zoals betreding door mensen, geluidsoverlast, lichtvervuiling en nutriëntenproblematiek.

Onderzoekslocaties waar zich stortplaatsen bevinden zijn mogelijk ook intensief in gebruik (recreatie, natuurbeleving, woongebied, industriegebied, …) waardoor er mogelijks heel wat betrokkenen (eigenaars, gebruikers, huurders, …) zijn die verontrust kunnen worden en zich vragen stellen.

Best case vormt het doorlopen van de methodologie ecotoxicologische risico-evaluatie de output om saneringsvarianten en de minimaal te behalen resultaten i.f.v. het ecotoxicologisch risico per parameter te bepalen.

Op locaties waar sprake is van een ecotoxicologisch risico zal het, gezien de complexiteit, niet steeds mogelijk zijn om éénduidig en zonder bijkomend onderzoek een risicogebaseerde terugsaneerwaarde te bepalen.

Als alternatief kan gewerkt worden met of verwezen worden naar risicoreducerende sanerings- en beheersmaatregelen. Een indicatieve lijst is opgenomen in tabel 5 (RIVM, 2014).

Hierbij ligt niet zozeer de nadruk op het definiëren van het eindresultaat (of de risicogebaseerde ecotoxicologische terugsaneerwaarde) maar wel op de maatregel of de maatregelen waarvan aangenomen en aangetoond kan worden dat het ecotoxicologisch risico weggenomen of gereduceerd wordt.

Bij het nagaan en uitwerken van sanerings- en beheersmaatregelen zal ook de impact van de maatregel zelf op het ecosysteem meegenomen worden.

Ook kan omwille van een ecotoxicologisch risico een aangepast tussentijds of intermediair gebruik (als veiligheids- of voorzorgsmaatregel) wenselijk en/of noodzakelijk zijn.

Methode		Sub-variant	
1	Af- en ontgraven	A B C	Diep af- en ontgraven - met/zonder aanvullen Bovenste laag verwijderen - met/zonder aanvullen (tot 50 cmmv) Bovenste laag gefaseerd verwijderen - met/zonder aanvullen
2	Herschikken van grond	A	Herschikken van grond - met en zonder afdekken
3	Isoleren	A B C D	Leeflaag Leeflaag met folie Leeflaag met bentoniet/trisoplast Door afdekken met gebouw en/of verharding
4	In-situ remediatie	A B B1 B2 C	Natuurlijke afbraak Gestimuleerde natuurlijke afbraak Inbrengen van bacteriën/voedingsstoffen Landfarming Fytoremediatie i.c.m. maaibeheer
5	Immobiliseren	A B C D E	Verhogen van de bodem-pH Organisch stofgehalte verhogen Zuurstofverzadiging van bodem aanpassen (door vernatting) Chemisch vastleggen Aging (vastlegging door verouderingsproces)
6	Contactmogelijkheden reduceren	A B C D E F G	Vegetatietype aanpassen Vernatting Fysieke barrière creëren (toepasbaar voor grote grazers) Leeflaag (zie 3a) Verharding van verontreinigd oppervlak (zie 3d) Blootstelling in ruimte en tijd beperken (toepasbaar voor grote grazers) Omslaan van de bodem
7	Bodemgebruik veranderen (in de tijd)	A B	Lagere/andere ecologische doelstelling/gebruiksfunctie Uitwisselen van doelen/gebruiksfuncties binnen een gebied
8	Natuurbeheer	A B C	Successie tegengaan (voorkoming van verzuring) Type grazers dat ingezet wordt (toepasbaar bij grote grazers) Maaibeheer

Tabel 5: Sanerings- en beheersmaatregelen bij ecotoxicologische risico's (niet-limitatieve lijst) (RIVM, 2014)

5 REFERENTIELIJST

Aminal/VMM. 2000. Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens de TRIADE. AMINAL afdeling water met medewerking van de Vlaamse Milieumaatschappij.

Ashton, Danielle, Rachel Bernstead, Paul Bradford, and Paul Whitehouse. 2008. “An Ecological Risk Assessment Framework for Contaminants in Soil.”

Backhaus T, Faust M. 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. Environmental Science and Technology 46: 2564-2573.

Beasley A, Belanger SE, Brill JL and Otter RR. 2015. Evaluation and comparison of the relationship between NOEC and EC10 or EC20 values in chronic Daphnia toxicity testing. Environmental Toxicology and Chemistry, 34 (10): 2378-2384.

BBodSchG. 1998. Bundes-Bodenschutzegesetz. Act on protection against harmful changes to soil and rehabilitation of contaminated sites. 30 pages.

BBodSchV. 1999. Bundes-Bodenschutz- und altlastenverordnung. Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance. 55 pages.

Boucard, Tatiana, and Paul Whitehouse. 2008. *Guidance on the Attribution of Cause and Effect in Ecological Risk Assessment*.

Butt, T. E., A. A. Javadi, M. A. Nunns, and C. D. Beal. 2016. “Development of a Conceptual Framework of Holistic Risk Assessment — Landfill as a Particular Type of Contaminated Land.” *Science of the Total Environment* 569–570: 815–29. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.152.

Butt, T E, H M Gouda, M I Baloch, P Paul, A A Javadi, and A Alam. 2014. “Literature Review of Baseline Study for Risk Analysis — The Land Fill Leachate Case.” *Environment International* 63: 149–62. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.09.015.

CCME. 2006. “A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines.” *Canadian Council of Ministers of the Environment*.

———. 2007. “Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health.” *CCME SOIL QUALITY INDEX 1.0 Technical Report*.

———. 2008. “National Classification System for Contaminated Sites Guidance Document.” www.ccme.ca.

Checkai, Ron, Eric Van Genderen, José Paulo Sousa, Gladys Stephenson, and Erik Smolders. 2014. “Deriving Site-Specific Clean-up Criteria to Protect Ecological Receptors (Plants and Soil Invertebrates) Exposed to Metal or Metalloid Soil Contaminants via the Direct Contact Exposure Pathway.” *Integrated Environmental Assessment and Management* 10 (3): 346–57. https://doi.org/10.1002/ieam.1528.

OVAM. 2016. “Basisinformatie Voor Risico-Evaluaties: Werkwijze voor het opstellen van bodensaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden.”

Environmental Protection Agency. 2007. “Environmental Risk Assessment for Unregulated Waste Disposal Sites.”

European Commission. 2003. “Technical Guidance Document on Risk Assessment.”

Fox DR. 2009. Is the ECx a legimate surrogate for a NOEC. Integrated Environmental Assessment and Management, 5 (2): 351-353.

Frauenstein, Jörg. 2009. “Current State and Future Prospects of Remedial Soil Protection,” 1–8. https://doi.org/10.3389/fphar.2012.00152.

Hill, A.B. 1965. “The Environment and Disease: Association or Causation?” *Proceedings of the Royal Society of Medicin* 58: 295–350.

Hoekstra, Nanne, Pauline Kruiver, Annemieke Marsman, and Marcel Bakker. 2010. “Minder zorgen om stortplaatsen: naar een risicobeoordeling van gesloten stortplaatsen.”

Laskowski, R. Some good reasons to ban the use of NOEC, LOEC and related concepts in ecotoxicology. Oikos 1995, 73, 140–144.

Lijzen, J.P.A, A.J Baars, P.F Otte, M.G.J Rikken, F.A Swartjes, E.M.J Verbruggen, and A.P van Wezel. 2001. “RIVM 711701 023 Technical Evaluation of the Intervention Values for Sediment and Groundwater,” no. February.

McGeer, JC, Brix K, Skeaff JM, Deforest DK, Brigham SI, Adams WJ and Green A, 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. Environmental Toxicology and Chemistry, 22 (5).

Merrington, Graham, Mark Crane, Danielle Ashton, and Rachel Benstead. 2008. “Guidance on the Use of Soil Screening Values in Ecological Risk Assessment.”

NEPC. 2013. “Schedule B (5): Guideline on Ecological Risk Assessment” 14 (1).

Nys C, Van Regenmortel T, Jansen CR, Oorts K, Smolders E, De Schamphelaere KAC. 2018. A framework for ecological risk assessment of metal mixtures in aquatic systems. *Environ Toxicol Chem* 37: 623-642.

OECD, 2006. Current approaches in the statistical analysis of ecotoxicity data: a guidance to application. OECD series on testing and assessment. Number 54.

OVAM. 2018. “Standaardprocedure Oriënterend Bodemonderzoek”

OVAM. 2018. “Standaardprocedure Beschrijvend Bodemonderzoek”

Palmeri, Eleonora, Giuseppe Mancini, Antonella Luciano, and Paolo Viotti. 2012. “Risk Analysis of a Disused Landfill as Support Tool for Defining Strategy and Priority of the Remediation Actions” 28: 43–48.

Remon, E., J. L. Bouchardon, B. Cornier, B. Guy, J. C. Leclerc, and O. Faure. 2005. “Soil Characteristics, Heavy Metal Availability and Vegetation Recovery at a Former Metallurgical Landfill: Implications in Risk Assessment and Site Restoration.” *Environmental Pollution* 137 (2): 316–23. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.012.

RIVM, 1997. Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. Klepper O and van de Meent D, RIVM report 607504001.

RIVM, 1999. Potentieel Aangetaste Fractie (PAF) als maatlat voor toxische druk op ecosytemen. van de Meent D. RIVM rapport 607504007.

RIVM, 2011. Handreiking Triade 2011: Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in Stap 3 van het saneringscriterium

RIVM, 2012. Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity RIVM Report 607711007/2012

RIVM 2014. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Toepassing van Toxische Druk in beoordelingsinstrumenten. 54p.

RIVM 2014. Handelingsperspectieven ecologische risico’s, RisicoToolboxBodem. 94p.

RIVM, 2015. Doorvergiftiging in de voedselketen door bodemverontreiniging: toepassing in bodembeleid. Inventarisatie van knelpunten, praktijkervaringen en oplossingen. RIVM 2015-0037.

Roast, Stephen, Danielle Ashton, Dean Leverett, Paul Whitehouse, and Rachel Bernstead. 2008. “Guidance on the Use of Bioassays in Ecological Risk Assessment.”

Rutgers, M. 2008. “Risico ’ s voor het ecosysteem in stap twee van het saneringscriterium.”

Rutgers, M, A J Mesman, and M Schouten. 2011. “Handreiking Triade 2011 Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het saneringscriterium.”

Smolders, Erik, Koen Oorts, Patrick Van Sprang, Ilse Schoeters, Colin R. Janssens, Steve P. McGrath, and Mike J. McLaughlin. 2009. “TOXICITY OF TRACE METALS IN SOIL AS AFFECTED BY SOIL TYPE AND AGING AFTER CONTAMINATION : USING CALIBRATED BIOAVAILABILITY MODELS TO SET ECOLOGICAL SOIL STANDARDS.” *Environmental Toxicity and Chemistry* 28 (8): 1633–42.

Tanaka Y, Nakamura K and Yokomizo H. 2018. Relative robustness of NOEC and ECx against large uncertainties in data. PLoS One 13 (11): e0206901

Traas, T P. 2001. “Guidance Document on Deriving Environmental Risk Limits” 787: 117.

United States Environmental Protection Agency. 2003. “Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels. OSWER-Directive 9285,” no. February: 7–55. http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/.

US EPA. 1998. “Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Risk Assessments.” *Epa 540-R-97-006*, 228.

Van Regenmortel T, Nys C, Janssen CR, Lofts S, De Schamphelaere KAC. 2017. Comparison of four methods for bioavailability-based risk assessment of mixtures of Cu, Zn, and Ni in freshwater. Environ Toxicol Chem 36:2123–2138.

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

VROM. 2007. “Regeling Bodemkwaliteit,” no. 247: 1–91.

———. 2013. *Circulaire Bodemsanering*. *Staatscourant*.

Wintersen, A, L Osté, M Mesman, and J Lijzen. 2014. “Toepassing van toxische druk in beoordelingsinstrumenten.

6 BIJLAGEN

6.1 ALGEMENE AANPAK ECOTOXICOLOGISCHE EVALUATIE VERONTREINIGDE BODEMS

De algemene benadering voor het inschatten van ecotoxicologische risico's ten gevolge van een bodemverontreiniging in binnen- en buitenland is in de meeste gevallen gelijklopend. Vaak bestaat de ecotoxicologische risico-evaluatie, in eerste instantie, uit een toetsing van de aangetroffen verontreinigingsconcentraties aan generische stof specifieke screening waarden (US-EPA, 2005; CCME 2006; NEPC, 2009; NEPC, 2011; UK-EA, 2008a en 2008b; RIVM, 2001; OVAM, 2016).

Vaak variëren deze grenswaarden afhankelijk van het landgebruik en werden ze opgesteld op basis van ecotoxiciteitsgegevens afkomstig van laboratoriumtesten uitgevoerd met invertebraten en planten. Soms worden ook microbiële eindpunten mee in beschouwing genomen. Bij een overschrijding van deze grenswaarden dient een meer gedetailleerde risico-evaluatie uitgevoerd te worden. Dit kan onder andere inhouden dat bijkomende veld analyses en/of ecotoxiciteitstesten worden uitgevoerd om het geïdentificeerd potentieel risico al dan niet te bevestigen. In Nederland werd hiervoor zelfs een volledige Triade-systematiek, toepasbaar op landbodems, voor uitgewerkt (RIVM, 2011). De verschillende procedures worden hieronder in meer detail besproken.

6.1.1 Aanpak bodemonderzoek in Vlaanderen

In Vlaanderen wordt bodembescherming en -sanering geregeld door het Bodemdecreet (27 oktober 2006) en het VLAREBO (14 december 2007). Deze beschrijven o.a. een stapsgewijze methodiek om een besluit te vormen omtrent de al dan niet noodzaak tot bodemsanering voor een verontreiniging. Voor risicopercelen wordt in eerste instantie een oriënterend bodemonderzoek (OBO) uitgevoerd waarin een algemeen overzicht gegeven wordt van de bodemkwaliteit van het perceel (OVAM, 2018). Hierbij wordt eveneens rekening gehouden met de functies die de bodem vervult op basis van vijf bestemmingstypes. Als eerste stap van het OBO vindt een administratief, historisch en (hydro)geologisch onderzoek plaats, aangevuld met een terreinbezoek, teneinde een bemonsteringsstrategie te kunnen opstellen. In het geval van stortplaatsen dient er, naast de algemene richtlijnen, extra informatie aangeleverd te worden (opgesomd in tabellen 13 en 14 van bijlage 6.4). De analyseresultaten worden getoetst aan de streefwaarden, richtwaarden en bodemsaneringsnormen. Voor genormeerde stoffen werden deze waarden in het VLAREBO[7] opgenomen. Voor niet-genormeerde stoffen dient de deskundige zelf toetsingswaarden af te leiden volgens de principes beschreven in de OVAM-publicatie "Basisinformatie voor risico-evaluaties: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden" (OVAM, 2016). Deze werkwijze werd afgeleid van de Canadese methode voor het afleiden van "Soil Quality Guidelines" (SQGs) en is dus zeer gelijkaardig. Een samenvatting van de algemene werkwijze in Vlaanderen is opgenomen in bijlage 6.5 van dit rapport.

[7] https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?woId=22990

Deze methodiek wordt behouden. Het huidige document legt eerder de focus op welke bijkomende stappen kunnen uitgevoerd worden bij een significante overschrijding van de ecotoxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnorm of van de ecotoxicologisch onderbouwde toetsingswaarde.

Voor bodemverontreiniging ontstaan na 28 oktober 1995 (nieuwe bodemverontreiniging) dient men over te gaan tot het uitvoeren van de volgende stap in de evaluatie, het 'beschrijvend bodemonderzoek' (BBO), als bodemsaneringsnormen overschreden worden of dreigen overschreden te worden. Voor historische bodemverontreiniging, ontstaan vóór 29 oktober 1995, dient een BBO te worden uitgevoerd bij duidelijke aanwijzingen van ernstige bodemverontreiniging. Het BBO heeft tot doel om de ernst van de bodemverontreiniging vast te stellen door de aard en concentratie van de verontreinigende stoffen, de omvang van de bodemverontreiniging en de bron of oorzaak van de bodemverontreiniging verder te karakteriseren (OVAM, 2018). Voor stortplaatsen met een oppervlakte groter dan 2,5 are (250 m²) beschrijft de standaardprocedure BBO eveneens een specifieke onderzoeksstrategie voor bodemonderzoek waarin eveneens wordt nagegaan of de verontreiniging zich buiten de stortplaats heeft verspreid en of dieper gelegen grondwaterlagen door de verontreiniging beïnvloed kunnen worden. De verontreiniging van en in stortplaatsen is vaak zeer heterogeen, zowel wat betreft de aanwezige contaminanten als hun verspreiding over het terrein. Bij aanwezigheid van hotspots aan verontreiniging dient men de volledige stortplaats als verontreinigd te beschouwen. Ook de analyseresultaten bekomen tijdens dit stadium van het onderzoek worden vergeleken met de richtwaarden, streefwaarden en bodemsaneringsnormen vermeld in het VLAREBO.

Er is noodzaak tot bodemsanering indien er een overschrijding is van de bodemsaneringsnorm (nieuwe bodemverontreiniging) of indien er sprake is van een ernstige bodemverontreiniging (EB) (historische bodemverontreiniging).
De bepaling van een ernstige bedreiging voortvloeiend uit een ecologische blootstelling aan de verontreiniging zit vervat in blok 2 van de methodologie voor de bepaling van een ernstige bodemverontreiniging. Het actueel ecologisch risico en het potentieel ecologisch risico wordt in kaart gebracht aan de hand van het doorlopen van een ecotoxicologische risico-evaluatie (OVAM, 2018).

Momenteel moet er een ecotoxicologische risico-evaluatie doorlopen worden indien:

- er eerder ecotoxicologische risico's dan humaantoxicologische risico's te verwachten zijn (dit is het geval voor bodemverontreinigingen in de teeltlaag met Cu en Zn (alle bestemmingstypes), en voor Pb, Cr en Hg (in bestemmingstype V)), er ecotoxicologische risico's te verwachten zijn of indien er zichtbare milieuschade is;
- het onderzoeksgebied gelegen is in een natuurgebied of eraan grenst.

Alvorens een ecotoxicologische risico-evaluatie uit te voeren, is het aangewezen om na te gaan of er voor de beoogde parameter in het kader van het afleiden van bodemsaneringsnormen reeds een ecotoxicologisch onderbouwd criterium voor het vaste deel van de bodem werd afgeleid. Indien de vastgestelde concentraties lager zijn dan dit criterium kan worden besloten dat er geen sprake is van EB ten gevolge van ecologische blootstelling. In Vlaanderen wordt de afleiding van de huidige ecotoxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen gehanteerd door OVAM in detail toegelicht in het document "Basisinformatie voor Risico-Evaluaties" (OVAM, 2016). De gevolgde methodiek is in belangrijke mate afgeleid van de methode opgesteld door de Canadese overheid (CCME, 2006).

Er wordt echter enkel rekening gehouden met directe toxiciteit voor invertebraten en planten en indien voldoende data voorhanden zijn wordt ook een waarde afgeleid voor micro-organismen (Nutriënten- en energiecyclus). De ecotoxicologische bodemsaneringsnorm en de effectniveaus waarop deze wordt afgeleid wordt ingevuld per bestemmingstype. Indien deze normen nog niet werden afgeleid dienen de ecotoxicologische gegevens zelf opgezocht te worden en is het aan de bodemsaneringsdeskundige om een grenswaarde af te leiden.

Of er al dan niet ecotoxicologische risico's te verwachten zijn wordt uiteindelijk bepaald aan de hand van een ecologische toetsing. Hierbij wordt, voor bestemmingstypes II tot V, de gemiddelde concentratie vergeleken met de oppervlakte van de "Hazardous Concentration" (HC50)-contour (tabel 6), d.i. het gebied met een concentratie waarbij 50% van de organismen/processen effecten vertonen door aanwezigheid van de contaminant, of de bodemsaneringsnorm. De HC50 is de mediane waarde van de NOECs.

Bestemmings-type	Oppervlakte HC50-contour	
	Gemiddelde Conc. > HC50 en < 10 x HC50	Gemiddelde Conc. > 10 x HC50
Type II	< 500 m^2	< 50 m^2
Type III en IV	< 5.000 m^2	< 50 m^2
Type V	< 0,5 km^2	< 5.000 m^2

Tabel 6: Ecologische toetsingswaarden (OVAM, 2018)

Tijdens de ecotoxicologische risico-evaluatie wordt o.a. verder bekeken wat de mogelijke bedreigde organismen zijn en hoe de aanwezige contaminanten zich in het milieu gaan gedragen of verspreiden.
Ter ondersteuning van de ecotoxicologische risico-evaluatie of indien er negatieve effecten verwacht worden kunnen additioneel ecotoxicologische studies uitgevoerd worden (OVAM, 2018).

6.1.2 Aanpak bodemonderzoek in Canada

6.1.2.1 Classificatie van gecontamineerde sites en de kwaliteitsindex voor bodems

Vergelijkbaar met de situatie in België is het opstellen van richtlijnen voor verontreinigde bodems in Canada een bevoegdheid van de deelstaten. Op nationaal niveau stelde de "Canadian Council of Ministers of the Environment" (CCME) echter richtlijnen op om het risico of gevaar van vervuilde sites onder nationale bevoegdheid te evalueren en te kunnen prioriteren, het zogenaamde "National Classification System for Contaminated Sites" (NCSCS) (CCME, 2008). Daarnaast werd de "Soil Quality Index" (SoQI) ontwikkeld (CCME, 2007), die de concentraties van de contaminanten vergelijkt met de "Soil Quality Guideline" (SQGs) (CCME, 2006). Er worden SQGs afgeleid voor milieu (SQGE) en humane gezondheid (SQGHH) die worden gebruikt als screeningswaarden bij de risico-evaluatie van gecontamineerde gronden. Voor een eerste screening worden standaardwaarden gebruikt voor het afleiden van SQGs. Deze kunnen in verdere stappen verfijnd worden op basis van locatie-specifieke informatie. Hoewel deze SQGs een idee geven van het risico en de noodzaak voor verdere actie, kunnen ze niet beschouwd worden als een milieu risicoanalyse en geven ze geen rechtstreeks antwoord op de vraag of er al dan niet gesaneerd dient te worden.

6.1.2.2 Classificatie van gecontamineerde sites

Het NCSCS is een methode om de huidige en potentiële impact van de gecontamineerde sites op de menselijke gezondheid en het milieu te evalueren en helpt zo het prioriteren van gecontamineerde sites. Op basis van zijn eigenschappen en factoren wordt aan de gecontamineerde site een score toegekend. Hierbij wordt rekening gehouden met de eigenschappen van de contaminant (toxiciteit, overschrijding van richtwaarden, media waarin de contaminant aanwezig is, …), met het potentieel van de stof om te migreren naar andere media, delen van de site of naar aangrenzende gebieden, en als laatste met de blootstelling gebaseerd op blootstellingsroute en analyse van de receptoren. Aan elk van deze categorieën worden evaluatiefactoren toegekend die een score krijgen volgens hun potentiële of actuele bijdrage tot het gevaar van een site. De factoren met een hogere relevantie krijgen een hogere score dan factoren die minder bijdragen tot het risico van een site. Zo krijgt een contaminant met een hoge mobiliteit bijvoorbeeld een hogere score dan een contaminant die niet of slechts weinig mobiel is. Het toekennen van de juiste score gebeurt op basis van een tabel met mogelijke scenario's en richtlijnen die toelaten de juiste score te bepalen. De tabellen met betrekking tot de eigenschappen van de contaminant zijn ter illustratie opgenomen in bijlage 6.6.

Op basis van hun score worden de sites onderverdeeld in verschillende klassen, gaande van hoge prioriteit voor actie, waarbij verdere actie nodig is (vb. verdere karakterisatie van de site, risico beheersing, remediëring,…), tot geen prioriteit voor actie, waarbij wellicht geen significante impact is op milieu of humane gezondheid.

Dit systeem geeft geen kwantitatieve risico-analyse maar kan wel gebruikt worden als hulpmiddel om vervuilde sites te screenen op de noodzaak voor verdere acties om mens en milieu te beschermen.

6.1.2.3 Soil Quality Index

De "Soil Quality Index" (SoQI) evalueert het relatieve risico van een gecontamineerde site en is complementair aan de classificatie volgens NCSCS. De SoQI houdt enkel rekening met huidige omvang van de verontreiniging en beschouwt geen potentiële toekomstige migratie van contaminanten. De parameters die worden geïmplementeerd in de SoQI zijn de omvang (% contaminanten dat niet aan de richtlijnen voldoet), de frequentie (% van de testen waarin de richtlijnen niet worden gehaald) en de amplitude (grootte van de overschrijding).

In een eerste stap worden, op basis van het type vervuiling op de site, de relevante contaminanten en eventuele bijproducten geïdentificeerd die van toepassing zijn op de site. In het ideale geval worden minstens vier contaminanten geselecteerd waarvoor SQGs beschikbaar zijn. Van deze geselecteerde contaminanten dienen meetgegevens beschikbaar te zijn van stalen verspreid over de locatie en genomen op verschillende diepten. Verder dient informatie over de site zelf beschikbaar te zijn, zoals de textuur van de bodem, huidig en toekomstig landgebruik, hydrologische geleidbaarheid, aanpalende gebouwen en gegevens omtrent oppervlakte- en grondwater. De SQGs waarmee meetwaarden worden vergeleken dienen relevant te zijn voor de te evalueren site.

De bodemstructuur en achtergrondwaarden dienen bijvoorbeeld vergelijkbaar te zijn met de waarden waarop de SQG werd afgeleid; ook de receptoren waarop SQGs werden gebaseerd dienen relevant (en worst case) te zijn voor de site. Site-specifieke SQGs hebben de voorkeur, maar ook provinciale of nationale SQGs kunnen worden gebruikt voor het afleiden van de SoQI.

De drie factoren (omvang, frequentie en amplitude) worden opgeteld als vectoren in een driedimensionale ruimte waarin elke factor wordt uitgezet langs één van de assen. Op basis van hun SoQI, die kan gaan van 0 tot 100, worden de sites ondergebracht in vijf klassen die weergeven in welke mate de contaminatie een bedreiging vormt voor mens en milieu: zeer laag (90-100), laag (70-90), medium (50-70), hoog (30-50) en zeer hoog (0-30).

6.1.2.4 Afleiden van SQSs

Bij het afleiden van de SQGs wordt rekening gehouden met het landgebruik en, hoewel de ecologische receptoren en eindpunten die worden geëvalueerd identiek zijn, wordt er per landgebruik een andere mate van bescherming in rekening gebracht. Daarnaast worden twee generische bodemtypes beschouwd om het gedrag en de bio-beschikbaarheid van contaminanten in rekening te brengen, zijnde bodems met grove textuur zoals zand en grind (mediaan korrelgrootte ≥ 75 µm) en bodems met fijne textuur zoals leem en klei (mediaan korrelgrootte < 75 µm).

Sommige stoffen, zoals koper en zink, kunnen als schadelijk worden geïdentificeerd, terwijl ze bij lagere waarden ook een belangrijke nutritionele rol spelen bij de groei van planten. Daarom wordt de SQG_E voor agrarisch en residentieel/park landgebruik steeds vergeleken met de minimale nutritionele behoeften van planten en, indien nodig, wordt de SQG_E bijgesteld naar deze waarde. Daarnaast wordt eveneens rekening gehouden met natuurlijke achtergrondwaarden van chemische stoffen. Indien de finale SQG lager is dan de natuurlijke achtergrondconcentratie zal deze concentratie worden aangenomen als SQG.

Afhankelijk van de beschikbare gegevens en de specifieke situatie kunnen verschillende SQGs worden afgeleid:

- Een SQG_{SC} voor bodemcontact voor invertebraten, planten en micro-organismen.
- Een SQG_{NEC} voor microbiologische processen in de bodem (vb. afbraak, respiratie en cycli van organische nutriënten). Aangezien er met betrekking tot deze processen vaak slechts beperkte informatie beschikbaar is, wordt de SQG_{NEC} vaak eerder gebruikt als een controlemechanisme en is het aan de expert om te beslissen of de SQG_{NEC} kan worden gebruikt as SQG_E.
- Een SQG_I voor opname via begrazing door vee of wilde dieren wordt in rekening gebracht bij agrarisch landgebruik, en voor stoffen met een risico op doorvergiftiging eveneens voor residentieel landgebruik. Voor deze laatste stoffen wordt eveneens doorvergiftiging in beschouwing genomen, ongeacht het landgebruik.
- Een SQG_{FL} voor de bescherming van zoetwater organismen aangezien verontreiniging in de bodem ook een invloed kan hebben op het waterleven in nabijgelegen waterlichamen of kan migreren naar grondwater. Deze kan worden berekend op basis van een model voor verdunning en transport van grondwater en is van toepassing op alle types landgebruik.

- Verontreiniging dat naar grondwater migreert kan de kwaliteit van drinkwater voor vee of irrigatiewater voor gewassen beïnvloeden. Daarom kunnen er, voor agrarisch landgebruik, SQGs worden afgeleid voor drinkwater van vee (SQG_{LW}) of voor het irrigatiewater van gewassen (SQG_{IR}).

Voor agrarisch, residentieel en recreatief landgebruik wordt een SQG afgeleid die overeenkomt met een concentratie van de contaminant waarbij de ecologische functies van de bodem slechts minimale effecten ondervinden ("Threshold Effect Concentration", TEC). Voor commercieel en industrieel landgebruik komt de SQG overeen met een concentratie van de contaminant waarbij slechts beperkte negatieve effecten verwacht worden in minder dan de helft van de terrestrische organismen ("Effects Concentration-Low", ECL). Het bepalen van de SQG_{SC} en SQG_{NEC} gebeurt zeer gelijkaardig en de methode die wordt toegepast is afhankelijk van de hoeveelheid en betrouwbaarheid van de toxiciteitsdata. De voorkeur gaat uit naar de "weight-of-evidence" methode. Indien echter onvoldoende data beschikbaar zijn kunnen ook de LOEC-methode of de Mediaan-effect methode gebruikt worden hoewel bij deze methoden de onzekerheid toeneemt. De gedetailleerde methode voor het bepalen van de SQG_{SC}, SQG_{NEC} en SQG_{I} is beschreven in bijlage 6.7.

Op basis van de verschillende SQGs wordt uiteindelijk één finale SQG_{E} geselecteerd. Deze selectie wordt mede bepaald door het type landgebruik:

- Agrarisch landgebruik: Voor elk van beide bodemtypes (bodems met grove en fijne textuur) wordt de laagste waarde geselecteerd van de verschillende SQGs die relevant zijn voor de contaminant. Indien onvoldoende gegevens voorhanden zijn om alle mogelijke blootstellingsroutes te evalueren volstaat de SQG_{SC} voor het afleiden van de SQG_{E}. Voor stoffen met een risico op bio-magnificatie is eveneens de SQG_{I} vereist.
- Residentieel/recreatief landgebruik: Voor stoffen die niet bioaccumuleren en/of aanleiding kunnen geven tot doorvergiftiging worden de SQG_{SC} en SQG_{FL} vergeleken en voor elk bodemtype wordt de laagste van beide waarden genomen als SQG_{E}. Voor stoffen die kunnen bioaccumuleren of aanleiding kunnen geven tot doorvergiftiging wordt de SQG_{I} eveneens meegenomen in de vergelijking. De SQG_{SC} is steeds vereist voor het afleiden van een SQG_{E}.
- Commercieel en industrieel landgebruik: De laagste van de SQG_{SC} en SQG_{FL} per bodemtype worden geselecteerd als SQG_{E}. Indien beschikbaar kan ook de SQG_{OM-E} deze waarde beïnvloeden.

Als gevolg van wind- en watererosie kan geremedieerde bodem van commerciële en industriële terreinen aanleiding geven tot risico in nabijgelegen meer ecologisch gevoelige gebieden. Om dit effect te evalueren wordt naast de SQG_{E} ook een SQG_{OM-E} afgeleid op basis van de SQG_{E} voor agrarisch landgebruik en de achtergrondconcentratie van de contaminant in de ontvangende bodem.

6.1.3 Ecotoxicologische risico-evaluatie van verontreinigde bodems in Australië

Net als in Vlaanderen wordt In Australië een trapsgewijze risico-evaluatie uitgevoerd om het potentiële ecotoxicologische risico van vervuilde bodems in te schatten, waarbij in een eerste preliminaire risico-evaluatie conservatieve aannames worden gemaakt die, indien potentieel risico wordt aangetoond, verder worden verfijnd in de definitieve en beslissende risico-evaluatie (NEPC, 2013).

Zowel tijdens de preliminaire als de definitieve risico-evaluatie worden volgende aspecten bekeken:

- Identificatie van het probleem (doelstelling van de risico-evaluatie en benodigde data),
- Identificatie van relevante receptoren,
- Inschatten van de blootstelling en de verspreiding in het milieu,
- Evaluatie van de toxiciteit en afleiden van generische of site-specifieke "Environmental Investigation Levels" (EILs),
- Risico karakterisering waarbij informatie van de twee voorgaande stappen worden gecombineerd om het risico voor het ecosysteem als gevolg van de vervuiling in te schatten.

Op basis van de risico-evaluatie kan beslist worden dat er geen actie nodig is, dat de site gemonitord of geremedieerd dient te worden, of dat er, in geval van een preliminaire risico-evaluatie, een definitieve risico-evaluatie moet worden uitgevoerd.

6.1.3.1 Preliminaire en definitieve ecologische risico-evaluatie

In eerste instantie wordt het probleem omschreven in een Conceptueel Site Model (CSM), waarbij eveneens het risico op migratie naar aanpalende gebieden of grondwater worden opgenomen. Indien bodem-specifieke EILs beschikbaar zijn voor het betreffende bestemmingstype worden de meest toepasselijke waarden gekozen op basis van de fysicochemische eigenschappen van de bodem. In deze fase wordt eveneens de verspreiding van contaminanten in het milieu geëvalueerd en de relevante receptoren worden geselecteerd op basis van het landgebruik.

De concentratie van de contaminanten in de bodem wordt vergeleken met de relevante EIL. Concentraties die gelijk of lager zijn dan de EIL hebben wellicht geen negatieve impact op de lokale ecologie. Indien de bodemconcentraties voor een bepaalde contaminant hoger zijn dan de EIL is verdere evaluatie nodig. Bij overschrijding van de EILs voor meerdere contaminanten wordt er een onderscheid gemaakt tussen contaminanten met hetzelfde mechanisme en plaats van toxiciteit, die elkaars biologisch effect in het organisme niet beïnvloeden, en chemicaliën met een verschillend actiemechanisme die een invloed kunnen hebben op elkaars effect. In het eerste geval wordt de totale toxiciteit berekend volgens de regels van concentratie-additie, terwijl in het tweede geval de berekeningen volgens respons-additie gebeuren.
Gezien de conservatieve aard van de generische EILs, leidt overschrijding niet rechtstreeks tot remediëring maar is er wel verdere evaluatie nodig, bv. in de vorm van een definitieve risico-evaluatie. Dit is ook het geval wanneer bepaalde soorten of organismen, die van belang zijn voor het specifieke ecosysteem van de site, niet voldoende beschermd zijn door de generische EILs of wanneer eigenschappen van de bodem op de site, die de fysische en chemische eigenschappen van contaminanten kunnen beïnvloeden, sterk afwijken van de waarden die werden gebruikt bij het afleiden van de EILs.

In de definitieve risico-evaluatie worden de contaminanten en mengsels verder gekarakteriseerd, inclusief de vorm waarin ze voorkomen (bv metallische deeltjes, zouten,…). Waar in de preliminaire risico-evaluatie de relevante receptoren werden geselecteerd op basis van het landgebruik, wordt deze selectie nu verder verfijnd en eventueel aangevuld door biologisch onderzoek op de site en eventueel naburige gebieden die door migratie van de contaminanten kunnen worden aangetast.

Het transport, de transformatie en de verdeling van toxische contaminanten over de verschillende fasen wordt gemodelleerd op basis van kwantitatieve modellen en veldstudies. De toxiciteit van contaminanten of mengsels van contaminanten kan eveneens worden gemeten met toxiciteitstesten op materiaal verzameld op de site zelf.

De concentraties van contaminanten op de site worden vervolgens vergeleken met de site-specifieke EILs. Bij concentraties lager of gelijk aan de specifieke EILs is er wellicht geen negatieve impact op de ecologie. In dit geval is er geen actie nodig of kan beslist worden de site verder te monitoren. Echter, overschrijding van de EIL wijst op een mogelijke negatieve ecologische impact en er dient actie te worden ondernomen, bv. door het uitvoeren van een remediëring.

6.1.3.2 Afleiden van EILs

Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen generische en site-specifieke EILs. Generische EILs zijn conservatief en bieden een hoge bescherming, waardoor ze beschouwd kunnen worden als screening waarden. Daarnaast kunnen ook site-specifieke EILs worden afgeleid tijdens de definitieve risico-evaluatie, welke gezien kunnen worden als interventiewaarden.

Bij het afleiden van EILs wordt rekening gehouden met het landgebruik; voor stoffen met een risico op bio-magnificatie (Koc ≥ 4) wordt eveneens de oppervlakte van het verontreinigde gebied beschouwd. De beschikbare ecotoxicologische data worden gestandaardiseerd op basis van het gemeten eindpunt, de toegevoegde concentratie, de blootstellingsduur en of de data van waar inheemse of uitheemse species afkomstig zijn. Voor het afleiden van EILs worden bij voorkeur “Lowest Observed Effect Concentration“ (LOEC) of EC30 (EC: effect concentratie) waarden gebruikt. Concentraties dienen te zijn uitgedrukt in (of te worden herberekend naar) toegevoegde concentratie (dus zonder de achtergrond concentratie). Om te corrigeren voor bio-beschikbaarheid als gevolg van veroudering en uitloging, waardoor de toxiciteit van stoffen vaak overschat wordt op basis van testen met aangereikte bodemstalen, wordt een “ageing/leaching” factor (ALF), beschreven door Smolders *et al.* (Smolders et al. 2009), in rekening gebracht voor bodems waarin de contaminant reeds minstens 2 jaar aanwezig is.
Afhankelijk van de beschikbare toxiciteitsdata wordt de “Assessment factor” (AF) of de “Species Sensitivity Distrution” (SSD) methode gebruikt voor het afleiden van een “Added Contaminant Limit” (ACL), waarbij deze laatste methode de voorkeur heeft.
Het beschermingsniveau dat in acht moet worden genomen bij het afleiden van de ACL van de SSD is afhankelijk van het landgebruik, het aantal soorten waarvoor toxiciteitsdata beschikbaar zijn en eventuele bio-maginificatie van de contaminant. Een overzicht van de beschermingsniveaus is weergegeven in tabel 7.

Wanneer onvoldoende toxicologische gegevens voorhanden zijn, wordt de ACL afgeleid door de laagste NOEC of EC10 te delen door een AF tussen 10 en 500, die afhangt van de beschikbare data.

Indien het gecontamineerde gebied een grote oppervlakte betreft (> 250 m^2 voor stedelijk en > 1000 m^2 voor industriële en commerciële gebieden), worden doorvergiftiging en biomagnificatie in rekening gebracht. Bij gebruik van de SSD methode wordt het beschermingsniveau verhoogd met 5% voor stoffen met een Koc ≥ 4 en dus een risico op biomagnificatie.

Als laatste stap wordt de EIL voor een contaminant berekend door de ACL op te tellen bij de lokale achtergrondconcentratie. De achtergrondconcentratie kan worden gemeten op een niet-verontreinigd referentie-perceel of worden berekend indien dergelijke metingen niet voorhanden zijn.

Landgebruik	% bescherming	% bescherming bij bio-magnificatie
Stedelijk residentieel en publieke open ruimte	80	85
Industrieel en commercieel	60	65
Nationale parken en gebieden met hoge ecologische waarde	99	99

Tabel 7: Beschermingsniveau bij gebruik van SSD voor het afleiden van "Ecological Investigation Levels" (EIL) in Australië

6.1.4 Ecologische risico-evaluatie van verontreinigde bodems in het Verenigd Koninkrijk

Ook in het Verenigd Koninkrijk wordt een trapsgewijze procedure toegepast voor de ecologische risico-evaluatie van gecontamineerde bodems, zoals beschreven door het "Environment Agency" (Ashton et al., 2008).

In eerste instantie wordt een theoretische analyse uitgevoerd waarin informatie van de site en de aard van de contaminatie worden omschreven. Er wordt een CSM opgemaakt voor de verontreinigde site op basis van informatie over de potentiële bronnen, verspreiding en receptoren. Doorheen de verschillende stappen van de risico-evaluatie wordt het CSM verder verfijnd wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar wordt.

Indien er op basis van een CSM blijkt dat ecologische receptoren kunnen worden blootgesteld aan contaminanten is een ecologische risico-evaluatie van de gecontamineerde site nodig. De ecologische risico-evaluatie in het Verenigd Koninkrijk wordt uitgevoerd volgens 3 stappen:

1 Screening stap waarbij bodemconcentraties van risicovolle contaminanten worden vergeleken met "Soil screening values" (SSVs). SSVs zijn concentraties van chemische stoffen in bodems beneden dewelke er geen negatieve effecten verwacht worden op dieren (vogels en zoogdieren), planten en invertebraten en op microbiologische processen in de bodem (Merrington et al., 2008).
2 Gebruik van ecotoxicologische testen om het effect van een bepaalde contaminant of staal op een receptor te analyseren.
3 Linken van de schade aan de chemische contaminanten.

Als basis van de procedure voor het afleiden van SSVs wordt de procedure voor het bepalen van de PNEC beschreven in "European Commission Technical Guidance Document" (European Commission 2003) gebruikt.

Wanneer de achtergrondwaarden in bodem hoger zijn dan de berekende SSV kan er worden gecorrigeerd naar de concentraties die van nature aanwezig zijn. Indien het aantal overschrijdingen en de grootte van de overschrijding beperkt zijn, kunnen extra bodemstalen in de buurt van de verontreinigde site genomen worden om te bepalen of deze overschrijdingen al dan niet het gevolg zijn van natuurlijke achtergrondwaarden. Om te corrigeren voor verschillen in bio-beschikbaarheid van de contaminant in de verontreinigde bodem kan de PNEC genormaliseerd worden naar het % organisch materiaal in de bodem. Voor metalen waarvoor een “leaching/ageing” factor beschikbaar is, kan deze in rekening worden gebracht bij het afleiden van de SSV. Er wordt eveneens een SSV afgeleid voor doorvergiftiging.

Wanneer na stap 1 blijkt dat de concentraties contaminanten, ook na eventuele verfijning en het in acht nemen van de achtergrondwaarden, hoger zijn dan de SSVs, of indien er voor bepaalde contaminanten geen SSVs beschikbaar zijn, worden voorstellen gedaan voor risico management of wordt er overgegaan naar stap 2. In deze stap wordt bekeken of er (mogelijks) significante schade kan worden toegebracht aan (één van) de receptoren. Dit kan gebeuren aan de hand van ecotoxicologische testen waarbij het effect van een bepaalde contaminant of staal op een receptor wordt geanalyseerd (Roast et al., 2008). Verschillende biologische systemen (microbieel, plant en dieren) en responsen (overleving, groei en reproductie) dienen te worden gecoverd. De relevante testen worden geselecteerd op basis van hun relevantie voor het bron-pad-receptor model dat in een eerdere fase werd opgesteld.

Wanneer bij de observaties en analyses van stap 2 negatieve effecten worden waargenomen, worden er risico management maatregelen voorgesteld of gaat de analyse verder in stap 3. In deze laatste stap worden alle beschikbare data samengelegd om te kunnen afleiden of de schade aan receptoren kan worden gelinkt aan de beschikbare contaminanten en of er maatregelen dienen te worden getroffen voor risico management. Tijdens deze laatste fase wordt gekeken of er een aanwijzing is voor een oorzakelijk verband tussen de chemische contaminanten en de biologische effecten (Boucard and Whitehouse, 2008). Dit kan door de correlatie tussen het gehalte aan contaminanten en de grootte van de respons te beoordelen op basis van de criteria beschreven door Hill (Hill, 1965). Ook gegevens van sites met gelijkaardige contaminanten kunnen nuttig zijn voor het aantonen van een link.

6.1.5 Trapsgewijze risico-evaluatie van verontreinigde bodems in Duitsland

Wetgeving omtrent vervuilde bodems in Duitsland staat beschreven in de “Bundes-Bodemschutzegesetz” (BBodSchG, 1998) en de “Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung” (BBodSchV, 1999). De wetgeving is zowel van toepassing op voormalige stortplaatsen als op sites die werden vervuild door industriële activiteiten.

In een stapsgewijze procedure worden de aanwezigheid, de concentraties en het gedrag van gevaarlijke stoffen nagegaan en hun effect op relevante receptoren wordt onderzocht. Dit wordt gedaan op basis van het type contaminanten en hun hoeveelheden, hun (mogelijkheid tot) verspreiding en hun potentiële effect op relevante receptoren. Het potentiële gevaar of de mogelijke schade wordt in eerste instantie geëvalueerd in een verkennende studie en, indien nodig, verder uitgewerkt in een gedetailleerd onderzoek. De aanwezigheid van vervuiling leidt niet automatisch tot remediëring maar geeft wel aanleiding tot een risico-evaluatie.

Er worden twee soorten waarden gedefinieerd in de BBoDSchV:

- Triggerwaarden die, bij overschrijding, aanleiding geven tot verder onderzoek. Bij concentraties onder de triggerwaarde is er geen aanleiding tot risico voor de betreffende contaminant en er is geen verder onderzoek nodig. Er zijn waarden beschikbaar voor de evaluatie van humane gezondheid (direct contact), grondwater en gewassen.
- Actiewaarden die aangeven dat er schadelijke verontreiniging is waarbij rekening wordt gehouden met het bodemgebruik. Bij overschrijding van de actiewaarden dienen maatregelen te worden genomen. Er zijn actiewaarden voor humane gezondheid en gewassen.

Hoewel er voor de verschillende deelstaten in Duitsland richtlijnen en handleidingen zijn voor evaluatiecriteria, zijn er op nationaal niveau momenteel enkel richtlijnen voor humane blootstelling en voor gewassen (nuttige planten) (Frauenstein, 2009). Nieuwe ecotoxicologisch gebaseerde richtwaarden zijn in ontwikkeling, maar aangezien deze anno 2019 nog niet werden gepubliceerd, zal er in dit document niet verder op in worden gegaan.

6.1.6 Risico-evaluatie van verontreinigde bodems in Nederland

Net als in het Verenigd Koninkrijk bestaat de risico-evaluatie van verontreinigde bodems in Nederland uit 3 opeenvolgende stappen beschreven in het “Saneringscriterium” (VROM, 2013). Concentraties van contaminanten worden vergeleken met interventiewaarden.

In een eerste stap van de analyse wordt vastgesteld of het gaat om een ernstige verontreiniging. Dit is het geval wanneer de gemiddelde concentratie van minstens één verontreinigende stof in minimum 25 m3 (bodem) of 100 m3 poriënverzadigd bodemvolume (grondwaterverontreiniging) hoger is dan de interventiewaarde. Ook specifieke situaties waarbij onaanvaardbare humane risico’s worden voorspeld kunnen leiden tot de conclusie van ernstige verontreiniging, zoals bv. het geval is bij moestuinen of ondiep grondwater.

Indien men tot de conclusie komt dat er sprake is van ernstige bodemverontreiniging gaat men over naar stap 2. Is er geen ernstige verontreiniging dan is verdere evaluatie niet nodig. Stap 2 bestaat uit een standaard risicobeoordeling op basis van generieke modelberekeningen met Sanscrit[8] , waarbij wordt getoetst of de aanwezige verontreiniging bij het huidige en/of toekomstige gebruik onaanvaardbare risico’s kan opleveren voor de mens, het ecosysteem, of indien er risico is op verspreiding. Bij een onaanvaardbaar risico dient men met spoed over te gaan tot saneren of men kan de conservatieve risicobeoordeling van stap 2 verder verfijnen in stap 3 door het uitvoeren van een locatie-specifieke risicobeoordeling op basis van aanvullende metingen of modelberekeningen, bv. volgens het Triade principe.

[8] https://www.risicotoolboxbodem.nl/sanscrit/

6.1.6.1 Stap 1 – Interventiewaarden

Interventiewaarden geven de concentratie waarboven mogelijk onaanvaardbare risico's optreden. De laagste waarde voor humane en ecologische risico's wordt genomen als interventiewaarde. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen interventiewaarden voor droge bodem en interventiewaarden voor bodem onder oppervlaktewater. Het afleiden van beide normen gebeurt echter zeer gelijkaardig.

Toxicologische data die in rekening gebracht worden zijn zowel bodemorganismen als micro-organismen en effecten met betrekking tot groei, reproductie en mortaliteit worden in rekening gebracht. Voor doorvergiftiging worden vogels en zoogdieren in beschouwing genomen (Traas, 2001).

De bodemconcentratie waarbij mogelijk onaanvaardbare risico's optreden voor het ecosysteem wordt bepaald op basis van de HC50 (Lijzen et al., 2001). De SSD wordt opgemaakt op basis van "No Observed Effect Concentrations" (NOEC)-waarden met een log-normale distributie. Indien niet aan de voorwaarden voldaan is (vb. onvoldoende toxicologische data), kan de HC50 ook worden afgeleid door de laagste waarde van het geometrisch gemiddelde van de NOECs en van de L(E)C50s te delen door 10.

Voor metalen wordt de HC50 berekend op basis van de toegevoegde concentratie. De effectieve interventiewaarde wordt dan bepaald als de som van de achtergrondconcentratie en de toegevoegde concentratie.

De waarden worden bepaald voor een standaardbodem met 25% lutum en 10% organische stof maar kunnen worden herrekend naar andere bodemtypes met bodemtypecorrectieformules (VROM, 2007).

6.1.6.2 Stap 2 – Bepaling risico's voor het ecosysteem

Op basis van het gebiedstype, de verontreinigde oppervlakte en de toxische druk (TD) wordt in stap 2 van de risicobeoordeling bepaald of er onaanvaardbare ecologische risico's zijn. De TD wordt met het computermodel Sanscrit berekend op basis van de totaalgehalten van stoffen per monsterpunt ("meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie (PAF)" methode), waarbij L(E)C50 waarden gebruikt worden als basis voor de bepaling van de PAF (Rutgers, 2008). Aangezien de oppervlakte van zwaar gecontamineerde bodem meestal beperkt is, wordt bio-magnificatie niet in rekening gebracht bij het bepalen van de interventiewaarden.

Enkel contaminanten die voorkomen in concentraties boven het middenniveau worden opgenomen in de berekening van de TD. Het middenniveau wordt bepaald als het geometrisch gemiddelde van de HC5 en HC50, wat ongeveer overeenkomt met de HC20 (Wintersen et al., 2014).

Aldus worden er contouren opgemaakt waarbinnen een bepaalde TD wordt overschreden (Tabel 8). Wanneer de oppervlakte van de bodemverontreiniging groter is dan de waarde aangegeven in tabel 8 is er sprake van onaanvaardbare ecologische risico's.

Gebiedstype	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD > 0,25)	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD > 0,65)
Natuur inclusief gebieden behorende tot de ecologische hoofdstructuur	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

Tabel 8: Schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering in Nederland

Wanneer op basis van de voorgaande evaluatie is geconcludeerd dat er sprake is van onaanvaardbare risico's, terwijl er in werkelijkheid geen sprake is van dergelijke risico's, kan men overgaan naar stap 3 van de risicobeoordeling voor een locatie specifieke evaluatie. Opties voor een vervolgonderzoek zijn een Triade-onderzoek (zie paragraaf 2.1.6.3) of monitoring.

6.1.6.3 Triade

Het Triade systeem bestaat, net als de ecotoxicologische risicobeoordeling zelf, uit verschillende 'lagen', waarbij de eerste (relatief eenvoudige) onderzoekslaag, indien nodig, verder kan worden verfijnd in volgende lagen (Rutgers, Mesman, and Schouten, 2011). De Triade combineert de drie "Triadesporen" chemie, toxicologie en ecologie om tot een Triade-Effectwaarde (TE) te komen die het ecologische risico van een verontreinigde locatie weergeeft.

Het chemie-aspect betreft de concentraties van de contaminanten in de monsters van de locatie (totaalconcentratie, bio-beschikbare fractie of opgenomen hoeveelheid). Deze worden, samen met de bodemkenmerken, gebruikt voor het bepalen van de TD van het mengsel met behulp van de msPAFEC50 (Rutgers, 2008).

De toxiciteit wordt bepaald met behulp van ecotoxicologische testen op monsters van de locatie zelf en het bepalen van het effect ten opzichte van een (lokale) referentiewaarde.

Gegevens rond ecologie worden verzameld door het inventariseren van de plantengemeenschap, kleine dieren, bodemorganismen of ecologische processen. Dit kan door het analyseren van microbiële activiteit, regenwormen of nematodenfauna in bodemstalen en/of door een eenvoudige inventarisatie van de vegetatie op de locatie waarbij vergeleken wordt met een (lokale) referentie.

Voor elke gemeten parameter worden de effectmaat en de mate van onzekerheid bepaald die beide worden aangeduid met een score van 0 tot 1. Voor het effect geldt dat een waarde 0 overeenkomt met geen effect en 1 met maximaal effect. Per Triadespoor wordt het ecologisch risico bepaald via de SSD methode (≥ 3 testen) of het geometrisch gemiddelde (< 4 testen). De TE wordt berekend door het rekenkundige gemiddelde te nemen van de drie Triadesporen. De onzekerheid of deviatie wordt bepaald door de mate waarin de uitkomsten van de Triadesporen verschillen en is idealiter niet groter dan 0,4.

Uit onderzoek en ervaring met de Triade-benadering in Nederland is gebleken dat met de volgende elementen/beperkingen rekening moet gehouden worden:

- De keuze van een goede referentie als basislijn (nul-effect niveau) is belangrijk en kritisch. Het aanduiden van een geschikte referentie t.h.v. of in de onmiddellijke omgeving van de locatie is niet evident en niet steeds mogelijk. Specifiek voor (antropogeen) verstoorde locaties zoals stortplaatsen, slootdempingen, baggerdepots, … is het zeer moeilijk om relevante referenties aan te duiden.
- Inschattingen op basis van chemische analyses (vb. totaalconcentraties) leiden systematisch tot een hogere risico-inschatting dan op basis van bioassays en geeft geen gradatie weer. Een risico-inschatting op basis van chemische analyses is immers niet locatiespecifiek.
- De keuze aan bioassays is beperkt i.f.v. een bepaald bodem- of ecosysteemtype; de keuze van bioassays wordt bij voorkeur afgestemd op de specifieke veldomstandigheden (pH, zandige grond, veengrond, verzilting, …).

6.2 SPECIFIEKE LITERATUURSTUDIE STORTPLAATSEN

Hoewel de meeste landen wel een algemene aanpak hebben om ecologische risico's van vervuilde gronden te evalueren, zijn er vaak geen specifieke richtlijnen naar stortplaatsen toe. Nochtans leiden het heterogene karakter en verspreiding van de vervuiling ertoe dat een algemene aanpak niet altijd tot de juiste conclusies leidt. Daarnaast speelt ook uitloging vaak een belangrijke rol bij risico-evaluatie van stortplaatsen.

Sommige landen, waaronder Ierland en de Verenigde Staten, hebben meer specifieke richtlijnen voor de risico-evaluatie van historische stortplaatsen. Ierland heeft bv. een specifieke procedure (Code of Practice) voor het evalueren van risico's voor het milieu door de aanwezigheid van historische of illegale stortplaatsen. In de Verenigde Staten werden dan weer procedures beschreven voor het uitvoeren van een ecologische risico-evaluatie van zwaar vervuilde sites ("Superfunds"), waaronder stortplaatsen, die moeten helpen tot een besluit te komen of remediëring al dan niet nodig is.

Naast deze twee bovenvernoemde benaderingen werd in deze literatuurstudie ook verder gezocht naar specifieke gevalstudies omtrent ecotoxicologische risico-evaluaties van stortplaatsen.

6.2.1 Risico-evaluatie van historische stortplaatsen in Ierland

De richtlijnen voor het evalueren van risico's voor het milieu door de aanwezigheid van historische of illegale stortplaatsen in Ierland werd opgesteld door het "Environmental Protection Agency" (Environmental Protection Agency, 2007). Deze bestaat uit 3 stappen en start met een kwalitatieve risico-evaluatie waarin wordt nagegaan of de site een (potentieel) risico inhoudt voor receptoren. Er wordt een CSM opgesteld waarin de mogelijke bron-pad-receptoren worden geïdentificeerd en de kans en omvang van eventuele effecten worden ingeschat. Het resultaat van deze eerste stap is een ranking van de sites volgens prioriteit (hoog, matig of laag risico). In een tweede stap wordt de site onderzocht om de link te leggen tussen het risico en de verontreiniging. Er wordt eveneens ingeschat of er risico is op de vorming van gassen of verspreiding via uitloging. Deze informatie wordt gebruikt in een derde stap om het CSM, opgesteld in de eerste stap, verder te verfijnen en om te bepalen of een generische risico-evaluatie volstaat, dan wel of een gedetailleerde risico-evaluatie dient te worden uitgevoerd. De focus van de risico-evaluatie ligt op risico van verspreiding via gassen of uitloging en niet op het ecologisch risico.

6.2.1.1 Stap 1 – Opstellen CSM, screening van het risico en prioritering

Op basis van het CSM, waarin de bron, verspreiding en receptoren van contaminanten en hun onderlinge verhoudingen worden beschreven, wordt bepaald of er een (potentieel) onaanvaardbaar intrinsiek risico is voor één van de receptoren.

Het inschatten van prioriteiten laat toe om verschillende sites met elkaar te vergelijken en beschikbare middelen toe te kennen aan sites met een hogere prioriteit. De prioriteit wordt toegekend op basis van een score voor elke relevante link die in het CSM werd geïdentificeerd:

- Voor de bron wordt de score bepaald door de leeftijd van het afval (voor of na 1977), het totale volume of de oppervlakte van de stortplaats en de aard van het aanwezige afval. Wat de verspreiding in het milieu betreft ligt de nadruk op uitloging en de emissie van gassen. De risico's bij uitloging (en de daaraan gelinkte score) zijn afhankelijk van de kwetsbaarheid van het grondwater, de stroming van het grondwater, mogelijkheid om terecht te komen in oppervlaktewater en de afstand van de stortplaats tot elk van deze receptoren. De score voor risico's door gassen wordt bepaald door het bodemtype en de aanwezigheid van mensen die met de gassen in aanraking kunnen komen.
- De score voor receptoren wordt toegekend op basis van de afstand van menselijke activiteiten (vb. industrieel, bewoning,…), beschermde natuurgebieden, grondwater, drinkwatervoorziening of oppervlaktewater tot de stortplaats. Voor gassen is enkel de afstand tot menselijke activiteiten relevant voor het toekennen van een score.

Hoge scores duiden op een hoog risico of een grote mate aan onzekerheid. In dit geval gaat men over tot de tweede stap. Sites met een lage score leveren wellicht geen significant risico op voor mens of milieu. In elk geval dient er een jaarlijkse review te gebeuren voor elke site waarbij eventuele nieuwe informatie wordt opgenomen en elke 5 jaar dient een nieuwe evaluatie te gebeuren om nieuwe richtlijnen, aanpassingen in landgebruik of nieuwe ontwikkelingen in de omgeving mee in rekening te brengen.
Eventuele beschikbare monitoringsgegevens kunnen de classificatie bevestigen of tegenspreken. In dit laatste geval is alsnog verdere evaluatie nodig.

6.2.1.2 Stap 2 – Testen en onderzoek van de site

In de tweede stap van de risico-evaluatie worden doelstellingen opgesteld voor de te verzamelen informatie. Afhankelijk van de classificatie van de site (zie stap 1) zal deze informatie meer (hoog risico) of minder (laag risico) gedetailleerd zijn.

Een verkennend onderzoek dient te gebeuren voor alle sites (hoge, matige of lage prioriteit) om het CSM en eventueel de classificatie te bevestigen en bestaat uit staalnames om gas en uitloging in kaart te brengen. Het hoofdonderzoek dient enkel te worden uitgevoerd voor sites met matige of hoge prioriteit om een volledige risico-evaluatie te kunnen uitvoeren en om de aanwezigheid van linken tussen bron-pad-receptor te bevestigen. Indien 'hot spots' werden gevonden, of de uitkomst van het hoofdonderzoek wijkt af van het preliminaire (stap 1) of verkennende onderzoek kunnen bijkomende onderzoeken nodig zijn (vb. ecologische metingen, tracering met kleurstoffen,…).

6.2.1.3 Stap 3 – Verfijning CSM en kwantitatieve risico-evaluatie

De informatie verzameld in de voorgaande stap kan worden gebruikt voor het verfijnen van het CSM dat werd opgesteld in stap 1. Linken tussen contaminanten, hun verspreiding en receptoren die niet konden worden bevestigd kunnen worden weggelaten terwijl nieuwe linken die werden aangetoond in de vorige stap kunnen leiden tot een andere classificering van de site.
Afhankelijk van gevoeligheid van de site en de betrouwbaarheid van de beschikbare data wordt een generische of een gedetailleerde kwantitatieve risico-evaluatie uitgevoerd. Ongeacht het type evaluatie dienen gegevens omtrent concentraties in grondwater, oppervlaktewater en uitloging gekend te zijn voor de site. Bij een generische risico-evaluatie wordt voor elke relevante link (contaminant en receptor) het risico bepaald door concentraties, representatief voor de volledige site, te vergelijken met generische criteria of screening levels. Bij concentraties onder de criteria is er een aanvaardbaar risico en is er geen verdere actie nodig. Bij overschrijding van de generische criteria kan er een onaanvaardbaar risico zijn en zijn maatregelen nodig of kan een gedetailleerde kwantitatieve evaluatie worden uitgevoerd. Hiervoor worden site-specifieke evaluatiecriteria afgeleid op basis van gedetailleerde informatie over de contaminant, verspreiding in het milieu en receptoren.

6.2.2 Risico-evaluatie van Superfunds in de Verenigde Staten

In de VS werden procedures beschreven door het 'Environmental Protection Agency' (EPA) voor het uitvoeren van ecologische risico-evaluaties van zwaar vervuilde sites in het kader van de "Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act", kortweg CERCLA of Superfund, met het oog op het nemen van een beslissing of tot remediëring dient te worden overgegaan (US EPA, 1998).

De ecologische risico-evaluatie voor Superfunds bestaat uit 8 stappen, waarbij de eerste 2 stappen vooral een algemene doorlichting (screening) inhouden die in de volgende stappen steeds verder wordt uitgewerkt. De eerste screening gebeurt op basis van een vergelijking van concentraties van contaminanten met zogenaamde 'ecological soil screening levels' (Eco-SSLs). De procedure voor het afleiden van Eco-SSLs is beschreven in bijlage 6.8.

Om te vermijden dat er onterecht geconcludeerd wordt dat er geen risico's zijn, worden deze Eco-SSLs conservatief gehouden, waardoor er eerder een overschatting wordt gemaakt van het potentiële risico. Indien in deze eerste stappen een potentieel risico wordt geïdentificeerd, zullen de parameters verder worden verfijnd in verdere stappen van de analyse.

De eerste screening stap omvat een doorlichting op basis van beperkt beschikbare informatie omtrent de site, de verwachte contaminanten en hun mobiliteit, relevante receptoren en wijze van blootstelling. Op basis van deze informatie wordt de volledige blootstellingsroute opgesteld van de bron van vervuiling tot de receptor. Zowel de manier van opname door de receptor (bv opname via de wortels bij planten, direct contact bij sediment organismen), als de fysische en chemische eigenschappen van de contaminant spelen hierbij een rol. Enkel voor contaminanten waaraan relevante receptoren worden blootgesteld dient een risico-analyse te worden uitgevoerd.

De tweede stap van de screening fase omvat een inschatting van de blootstelling en het berekenen van het risico door de maximale blootstellingsconcentratie te vergelijken met de Eco-SSLs. Voor sites waarvoor geen specifieke waarden beschikbaar zijn, worden conservatieve aannames gemaakt om de blootstelling van receptoren aan aanwezige contaminanten in te schatten:

- De gecontamineerde fractie van het territorium (area-use factor) wordt gelijkgesteld aan 100%, waarbij men er voor terrestrische dieren van uitgaat dat hun leefgebied volledig binnen de gecontamineerde zone liggen en ze dus gedurende de volledige tijd worden blootgesteld aan de contaminatie.
- De bio-beschikbaarheid van de contaminanten is 100%.
- De meest gevoelige levensfases (meestal vroegste stadia) zijn aanwezig.
- Het laagste lichaamsgewicht en de hoogste voedselopname worden gebruikt om een maximale ratio voor inname per lichaamsgewicht te bekomen.
- De meest conservatie waarde voor bio-accumulatie beschikbaar in de literatuur dient te worden gebruikt.
- Er wordt verondersteld dat het dieet volledig bestaat uit gecontamineerd voedsel.

Voor elke contaminant en elk relevant compartiment wordt een risico quotiënt (hazard quotiënt, HQ) berekend als de verhouding van de hoogste potentiële bootstelling tot laagste Eco-SSL. Indien meerdere contaminanten aanwezig zijn wordt de hazard index (HI) berekend als de som van alle HQs per receptor. Een HQ of HI lager dan 1 geeft aan dat respectievelijk de contaminant op zichzelf of de aanwezige contaminanten als geheel wellicht geen nadelige ecologische effecten veroorzaakt of veroorzaken. Indien in deze stap wordt geconcludeerd dat de bedreiging voor het ecologische compartiment verwaarloosbaar is, dienen geen verdere stappen te worden uitgevoerd in de risico-evaluatie. Indien risico's niet kunnen worden uitgesloten voor bepaalde blootstellingsroutes of contaminanten wordt hiervoor een meer gedetailleerde "baseline" risico assessment uitgevoerd (stap 3 tot 7).

In een derde stap worden de relevante contaminanten geïdentificeerd op basis van de voorgaande stappen; contaminanten die een potentieel risico opleveren voor bepaalde receptoren worden verder in beschouwing genomen, terwijl contaminanten waarvoor het ecologische risico verwaarloosbaar is niet verder worden bekeken.

De vaak zeer conservatieve aannames die werden gemaakt in voorgaande stappen (bv. 100% bio-beschikbaarheid) kunnen in deze fase van de evaluatie worden vervangen door meer realistische waarden op basis van literatuurgegevens. Indien de HQ, berekend met de verfijnde waarden, voor een bepaalde stof lager is dan 1 kan deze contaminant eventueel alsnog worden weggelaten in de verdere stappen. De ecologische effecten van de contaminanten worden in deze stap ook verder gekarakteriseerd door een diepgaande literatuurstudie om eindpunten en mechanismen verder te verfijnen. Er wordt een conceptueel model opgesteld waarin het gedrag en de verspreiding van contaminanten in het milieu wordt weergegeven en gelinkt aan de toxicologische eindpunten. Op basis hiervan kunnen irrelevante routes of ontbrekende gegevens worden geïdentificeerd.

In stap vier wordt een werkplan (WP) en een staalname- en analyse plan (SAP) opgesteld waarin de details van het onderzoek op de site en de methoden voor het analyseren van de data worden beschreven die nodig zijn om de ontbrekende data, geïdentificeerd in stap 3, te verzamelen.

In stap vijf van het proces wordt er nagegaan of de staalnames beschreven in het SAP effectief kunnen worden verzameld. Preliminaire staalnames moeten aantonen of het doelorganisme aanwezig is en in voldoende aantal kan worden verzameld om de kwaliteitsdoelstellingen te halen. Ook de referentiegebieden dienen te worden vastgelegd in deze stap. Deze gebieden dienen in zo veel mogelijk opzichten gelijkaardig te zijn als de gecontamineerde site. In deze referentiegebieden dienen echter zo weinig mogelijk contaminanten in concentraties boven de achtergrondwaarden aanwezig te zijn.
In stap zes worden op basis van het WP en SAP de staalnames en analyses uitgevoerd. Informatie verzameld tijdens de eerste stappen van de risico-evaluatie en tijdens het veldonderzoek wordt gebruikt om blootstelling en ecologische effecten te karakteriseren. De locatie-specifieke data kunnen hierbij verschillende conservatieve aannames, gemaakt in de eerste twee stappen van de evaluatie, vervangen.

Stap zeven omvat de risico karakterisering en integreert de resultaten van het blootstellingsprofiel en de relatie tussen blootstelling en respons. De risico karakterisering omvat een kwantitatieve inschatting van de risico's op basis van de blootstellingsprofielen- en effecten en de eventuele onzekerheden worden beschreven. Daarnaast wordt ook een beschrijving gegeven van het risico met informatie omtrent het interpreteren van de resultaten en wordt er een drempelwaarde voor nadelige effecten voor de beoordeelde eindpunten vooropgesteld. Deze drempelwaarde beschrijft een concentratie range voor de contaminant tussen dewelke er geen ecologisch risico is en de laagste concentratie die werd geïdentificeerd waarbij er wellicht nadelige ecologische effecten optreden.

Stap acht omvat het risicobeheer. Tijdens deze laatste stap wordt een beslissing genomen over het al dan niet remediëren van de site. Hiervoor neemt men de reductie van het risico door remediëring in acht maar ook de mogelijke impact van de remediëring zelf.

6.2.3 Literatuur en gevalstudies omtrent toegepaste methoden voor de risico-evaluatie van stortplaatsen

Er werden verschillende bibliografische bronnen geraadpleegd om specifieke literatuur omtrent risico-evaluaties van stortplaatsen te identificeren (bv Web of Science, SpringerLink, Science Direct, Scirus). Deze zoektocht leverde echter zeer weinig relevante publicaties op. Een publicatie van Butt et al (2014) is beschikbaar waarin het belang wordt beschreven van het uitvoeren van een basisstudie van de stortplaats, die verschillende eigenschappen van de site integreert, om tot een meer conforme en integrale manier te komen waarop risico-evaluaties van stortplaatsen kunnen worden uitgevoerd. Deze basisstudie kan eventueel dienst doen als basis voor een ééngemaakte procedure voor risico-evaluatie van stortplaatsen. Daarnaast werd een conceptueel kader ontwikkeld voor het uitvoeren van een risico-evaluatie bij de vorming van percolaat op stortplaatsen. Deze omvat een beoordeling van het gevaar en een inschatting van het risico. De eerste stap, gevaarbeoordeling, omvat naast de basisstudie ook een identificatie en indeling van het gevaar, een blootstellingsevaluatie en een beoordeling van de omvang van het gevaar (Butt et al., 2016). De output van voorgaande stappen wordt gebruikt in het tweede deel van de risico-evaluatie, waarin een inschatting van de risico's wordt gemaakt.

Enkele gevalstudies die werden uitgevoerd op voormalige stortplaatsen in Nederland focussen op de risico's met betrekking tot de vorming van gassen en percolaat (Hoekstra et al., 2010). Er wordt een "Risk Assessment Toolbox" beschreven met verschillende technieken die kunnen worden gebruikt om de verontreinigde zones en het percolaat te karakteriseren door een combinatie van technieken, o.a. elektromagnetische en seismische technieken, tracer test, hoogresolutiepeilbuizen, thermodynamische analyse, DNA/RNA analyses, … De resultaten worden verwerkt in een CSM dat wordt gebruikt als basis voor het modelleren van de stortplaats op vlak van biochemie en massatransport. Indien op basis van deze analyses en modellering kan worden vastgesteld dat er geen risico is op contaminatie van grondwater of omliggende gebieden als gevolg van uitloging, wordt de site als 'veilig' beschouwd. Ook andere casestudies focussen op mogelijke risico's op verontreiniging van drinkwater, risico's voor de menselijke gezondheid als gevolg van de vorming van gassen en de accumulatie van zware metalen in de vegetatie boven het stortlichaam (Palmeri et al., 2012; Remon et al., 2005).

6.3 BASISBEGRIPPEN ECOTOXICOLOGIE: DEFINITIES EN CONCEPTEN

Ecotoxicologie is het onderzoeksgebied dat de ecologische en toxicologische effecten van chemische verontreinigingen op soorten populaties, levensgemeenschappen en volledige ecosystemen integreert met het gedrag (transport, transformatie en afbraak) van deze verontreinigingen in het milieu. Wanneer een stof een ecotoxicologisch risico kan veroorzaken dan betekent dit dat de stof negatieve effecten kan veroorzaken op vlak van het sub-cellulaire niveau, het cellulaire niveau, de weefsels, individuen, populaties, gemeenschappen en ecosystemen, en ten slotte, landschappen. Ecotoxicologie is een multidisciplinaire wetenschap waarin zowel de chemische aspecten (verspreiding, gedrag, beschikbaarheid) worden gecombineerd met toxicologie en biologie.

Het hoofddoel van de ecotoxicologie is "de natuurlijke structuur en functies van ecosystemen te beschermen". Er zijn een aantal redenen waarom ecotoxicologie een noodzakelijk studiegebied is naast de chemische analyse van de verontreinigende stoffen. De louter chemische benadering waarbij getoetst wordt aan drempelwaarden (typisch uitgedrukt als totaal concentraties) schiet immers te kort op een aantal vlakken:

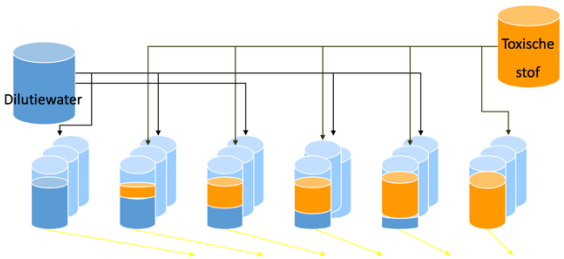
- Er kan alleen gevonden worden wat effectief geanalyseerd wordt: er zijn immers slechts kwantitatieve metingen van deze stoffen die met behulp van specifieke methoden worden geanalyseerd. Dit betekent dat er andere niet-gedetecteerde chemische stoffen in het milieu aanwezig kunnen zijn die evenzeer schadelijke effecten kunnen hebben op organismen.
- Het aantal gemeten stoffen is gelimiteerd: er zijn slechts een beperkt aantal stoffen waarvoor betrouwbare analysetechnieken bestaan. Stoffen die niet geanalyseerd worden, kunnen ook schadelijke effecten hebben op organismen.
- De effecten van mengsels van chemische stoffen zijn moeilijk te voorspellen door chemische analyses alleen: bij de beoordeling van chemisch geïnduceerde effecten is het van belang er rekening mee te houden dat organismen in het natuurlijke aquatische milieu tegelijkertijd aan een mengsel van verschillende stoffen kunnen worden blootgesteld. Blootstelling aan mengsels kan leiden tot toxicologische interacties die kwantitatief of kwalitatief verschilt van die welke van de werking van elk van de chemische stoffen alleen wordt verwacht (additiviteit, synergisme of antagonisme).
- Totaalconcentraties reflecteren niet de biobeschikbaarheid van verontreinigende stoffen: de aanwezigheid van een verontreiniging betekent niet altijd dat deze biologisch beschikbaar is voor de organismen. Stoffen met een hoog adsorptievermogen kunnen bijvoorbeeld gebonden zijn aan bodem of sediment partikels en kunnen daardoor in beperkte mate door organismen worden opgenomen.

Er is dus duidelijk een meerwaarde voor het uitvoeren van een ecotoxicologisch onderzoek.

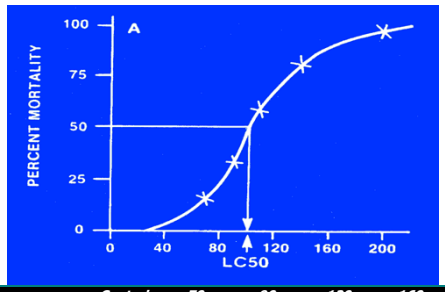
<u>De concentratie-respons relatie</u>

Het basis paradigma van de ecotoxicologie behelst de concentratie-respons relatie. Bij het meten van de toxiciteit van een chemische stof is het doel om zo nauwkeurig mogelijk het bereik van de chemische concentraties te schatten die in groepen van dezelfde testsoorten onder gecontroleerde (laboratorium)omstandigheden een geselecteerde, gemakkelijk waarneembare, kwantificeerbare respons geven.

De resultaten van de blootstelling worden typisch uitgezet in een grafiek die het percentage organismen in testgroepen met de vastgestelde respons (afhankelijke variabele, Y-as, bv. mortaliteit (%)) relateert aan de blootstellingsconcentratie van de teststof (onafhankelijke variabele, X-as, concentratie (bv. mg/l)). De concentratie-respons relatie is een getrapte relatie tussen de concentratie van de teststof waaraan de organismen worden blootgesteld en de ernst van de respons die wordt veroorzaakt. In het algemeen geldt dat hoe hoger de blootstellingsconcentratie van de onderzochte stof binnen bepaalde grenzen is, hoe ernstiger de respons. De curve die wordt getrokken om deze relatie weer te geven, zal over het algemeen asymptotisch zijn voor de Y-as, omdat bij alle concentraties onder een bepaalde minimumwaarde (drempelwaarde) geen meetbare negatieve respons (0%) wordt opgewekt, terwijl bij alle concentraties boven een bepaalde maximumwaarde de meeste of alle van de testgroep negatief worden beïnvloed (100%). Hoe steiler de helling van het centrale deel van de curve, hoe scherper het drempeleffect, dat wil zeggen, hoe intenser de respons over een beperkt concentratiebereik (zie figuur 7).



	Controle	70 mg/l	90 mg/l	120 mg/l	160 mg/l	200 mg/l
Effect # dood/totaal	2/30	5/30	10/30	19/30	24/30	30/30
Effect %	7	19	33	63	80	100



	Control	70 mg/l	90 mg/l	120 mg/l	160 mg/l	200 mg/l
Mortality # dead/total	2/30	5/30	10/30	19/30	24/30	30/30
Mortality %	7	19	33	63	80	100

Figuur 7: Testopstelling en typische sigmoïde concentratie-respons curve van een toxiciteitstest

Figuur 7 toont een typisch testopstelling en een sigmoïde concentratie-respons curve van een (vis)toxiciteitstest. Zoals hierboven vermeld, geeft de Y-as -in de grafiek- het effect (% sterfte) weer, terwijl de X-as de concentratie van de geteste stof (mg/l) aangeeft. De LC50-waarde vertegenwoordigt de concentratie die naar schatting de mortaliteit in 50% van de testpopulatie over een bepaalde tijd veroorzaakt. Deze kan worden geïnterpoleerd uit de curve door een horizontale lijn te trekken vanaf het 50% sterftepunt op de ordinaat naar de concentratie-respons curve en vervolgens een verticale lijn te trekken vanaf het snijpunt met de curve tot de abscis. De verticale lijn snijdt met de abscissen bij de LC50-waarde, die vervolgens van de grafiek wordt afgelezen.

Naast de LC50 (de (berekende) concentratie die naar schatting de mortaliteit in 50% van de testpopulatie over een bepaalde periode veroorzaakt. De duur van de blootstelling bedraagt in het algemeen 24 tot 96 uur, afhankelijk van de soort) worden ook de volgende termen vaak gebruikt:

- EC50 (mediane effect concentratie) is de concentratie van een chemische stof die naar schatting een specifiek effect (bv. fysiologisch gedrag) heeft in 50% van een populatie van een testsoort na een specifieke blootstellingsduur (bv. 24 of 48 uur).
- LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) is de laagste concentratie die een statistisch significant schadelijk effect heeft op de testorganismen in vergelijking met de controles in een specifieke test bij chronische blootstelling.
- NOEC (No Observed Effect Concentration) kan worden gedefinieerd als de maximale concentratie van de teststof die geen statistisch significant schadelijk effect heeft op de testorganismen in vergelijking met de controle in een specifieke test bij chronische blootstelling.
- ECx wordt tegenwoordig geprefereerd boven de NOEC om “geen effect” concentraties aan te duiden. Vaak wordt hierbij het effect niveau op 10-25 % geplaatst.

De NOEC/ECx waarden kunnen vervolgens gebruikt worden om veilige drempelwaarden te bekomen. De zogenaamde “Predicted No Effect Concentration” is de concentratie waar bij een blootstelling beneden deze drempelwaarde het onwaarschijnlijk is dat negatieve effecten kunnen optreden.

Ecotoxiciteitstesten versus biotoetsen/bioassays

Vaak worden de begrippen eccotoxiciteitstesten en biotoetsen door mekaar gebruikt en dit is ook niet zo verwonderlijk omdat in beide gevallen organismen worden blootgesteld aan een verontreiniging. Ecotoxiciteitstesten hebben echter eerder tot doel een aangerijkt medium (water, bodem of sediment in het laboratorium) aan te rijken met een chemische stof om hiervoor aan de hand van verdunningen een concentratie-respons relatie af te leiden. Een biotoets/bioassay slaat eerder op het uitvoeren van een ecotoxiciteitstest op een onverdund staal of medium (water, bodem of sediment) waar de doelstelling is om vast te stellen of er een direct ecotoxicologisch effect wordt waargenomen en waarbij het niet het doel is om een concentratie-respons relatie af te leiden.

Hierbij wordt nog verder een onderscheid gemaakt tussen acute testen en chronische testen. Bij acute testen is het doel van het onderzoek het bepalen van de concentratie van een bepaalde chemische stof die in relatief korte tijd (1-7 dagen) een specifieke respons of meetbaar eindpunt bij een testorganisme zal opleveren Bij chronische testen (> 7 dagen) wordt nagegaan of een langdurige blootstelling aan chemische stoffen significante nadelige effecten zal hebben op het testorganisme. Een typisch acuut eindpunt is mortaliteit. Chronische eindpunten zijn eerder sublethaal zoals groei en reproductie.

Elk milieucompartiment (water, bodem, sediment) heeft zijn eigen type testen. Voor water worden vaak vissen, algen en aquatische invertebraten gebruikt. Een groot aantal gestandaardiseerde testen kunnen hiervoor gebruikt worden. Voor het terrestrische compartiment is de keuze aan standaardtesten iets meer gelimiteerd omdat de ecotoxicologie zich initieel vooral heeft bezig gehouden met het watercompartiment.

Een overzicht van vaak gebruikte bodemtoxiciteitstesten wordt gegeven in tabel 9.

Soort	Type	Testduur	Eindpunt
	Bacteriën		
Aanwezige microbiële gemeenschap	Bacteria	Test dependent	CO_2-respiratie Enzym activiteit (zoals nitrificatie)
	Plant testen		
Lolium perenne	Engels raaigras	14d	Kieming/groei
Raphanus sativus	Radijs	14d	Kieming/groei
	Invertebraat testen		
Eisenia foetida	Regenworm	2-8 weeks	Overleving/reproductie
Folsomia candida	Springstaart (Collembola)	2-4 weeks	Overleving/reproductie
Enchytraeus albidus	Enchytraeiden (potworm)	2-6 weeks	Overleving/reproductie

Tabel 9: Overzicht van vaak gebruikte bodemecotoxiciteitstesten

In figuur 8 wordt een illustratie gegeven van sommige van de soorten die in tabel 9 beschreven werden.

Figuur 8: Illustraties van een aantal vaak gebruikte terrestrische invertebraten

Afleiding veilige drempelwaarden

Voor een milieurisicobeoordeling worden voor de meeste chemische stoffen de door het laboratorium afgeleide NOEC/EC10 waarden door middel van verschillende extrapolatietechnieken omgezet in PNECs (predicted no effect concentration). Beneden deze PNEC waarde worden geen ecotoxicologische risico's voor het ecosysteem verwacht. Daarboven is er een potentieel risico maar aangezien een PNEC waarde is gebaseerd op individuele NOEC of EC10 waarden, waarbij dus geen effecten worden waargenomen, moet deze waarde louter beschouwd worden als een triggerwaarde. Overschrijding van deze drempelwaarde betekent niet dat er een daadwerkelijk ecotoxicologisch risico is maar kan een aanleiding zijn tot het opstarten van een gedetailleerd ecotoxicologisch onderzoek. Indien drempelwaarden dienen gebruikt te worden om na te gaan of bodemsanering noodzakelijk is dan is er meer baat bij het gebruik van L(E)C25 waarden.

Afhankelijk van het aantal beschikbare ecotoxiciteitswaarden kunnen twee methoden ondersscheiden worden voor de berekening van de PNEC, namelijk het gebruik van beoordelingssfactoren wanneer weinig ecotoxiciteitsgegevens beschikbaar zijn of het gebruik van een statistische extrapolatie methode indien een voldoende aantal ecotoxiciteitsgegevens voorhanden zijn. Verschillende statistische schattingen (bv. ECx, LCx, NOEC, LOEC, …) worden gebruikt om de resultaten van ecotoxiciteitstesten weer te geven (OECD, 2006). In het algemeen wordt aanbevolen om meer gewicht toe te kennen aan concentratie-responsmodellen (bv. regressiemethoden ECx) in plaats van hypothese testmethoden (NOEC/LOEC).

<u>Gebruik van beoordelingsfactoren (of Assessment Factor (AF))</u>

Wanneer slechts een beperkt aantal ecotoxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, wordt normaal op de laagste acute of chronische waarde een beoordelingsfactor (tussen 10 en 1000) gebruikt om de PNEC voor het ecosysteem af te leiden. Deze beoordelingsfactoren reflecteren de mate of hoeveelheid onzekerheid waarmee rekening moet worden gehouden wanneer experimentele laboratoriumgegevens naar het ecosysteem worden geëxtrapoleerd.

Voor de schatting van de PNEC houden de beoordelingsfactoren verband met de beschikbare acute/chronische toxiciteitsgegevens over aquatische organismen. In kleine datasets (zoals voor data-arme metalen) is er meestal de voorkeur voor het selecteren van de meest gevoelige waarde in plaats van het gebruik van een geometrisch gemiddelde. Het gebruik van de laagste waarde is conservatief en wordt aanbevolen wanneer er een grote variatie wordt waargenomen tussen de laagste en hoogste datapunten voor een bepaalde soort. Men dient zich te realiseren dat sommige van de lagere toxiciteitswaarden die in de literatuur worden gerapporteerd, het resultaat kunnen zijn van een slechte gezondheid van het organisme of gewoon het gevolg kunnen zijn van verschillen in abiotische testomstandigheden (biobeschikbaarheid). In dat geval kan overwogen worden om de laagste waarde te verwijderen uit de database.

In tabellen 10, 11 en 12 worden de beoordelingsfactoren weergegeven die gebruikt worden om toe te passen op de laagste acute L(E)C50/ chronische NOEC-waarde. Deze beoordelingsfactoren zijn verschillend voor het aquatische, sediment en terrestrische compartiment.

Beschikbare informatie	- -Beoordelingsfactor
Minstens 1 acute L(E)C50 van elk van de drie trofische niveaus (vis, daphnia, alg)	1000
1 chronische NOEC/EC10 waarde (vis of Daphnia)	100
2 chronische NOEC/EC10 waarden van soorten die 2 trofische niveaus (vis en/of Daphnia en of algen) omvattten	50
Chronische NOEC/EC10 waarden voor minstens 3 soorten (vis, Daphnia en algen) die representatief zijn voor 3 trofische niveaus	10

Tabel 10: Beoordelingsfactoren gebruikt om een PNEC waarde af te leiden voor het aquatisch compartiment

Beschikbare informatie	- -Beoordelingsfactor
1 chronische NOEC/EC10 waarde	100
2 chronische NOEC/EC10 waarden van soorten die verschillende leef- en voedinggewoontes hebben	50
Chronische NOECs of EC10 waarden van soorten die verschillende leef- en voedinggewoontes hebben	10

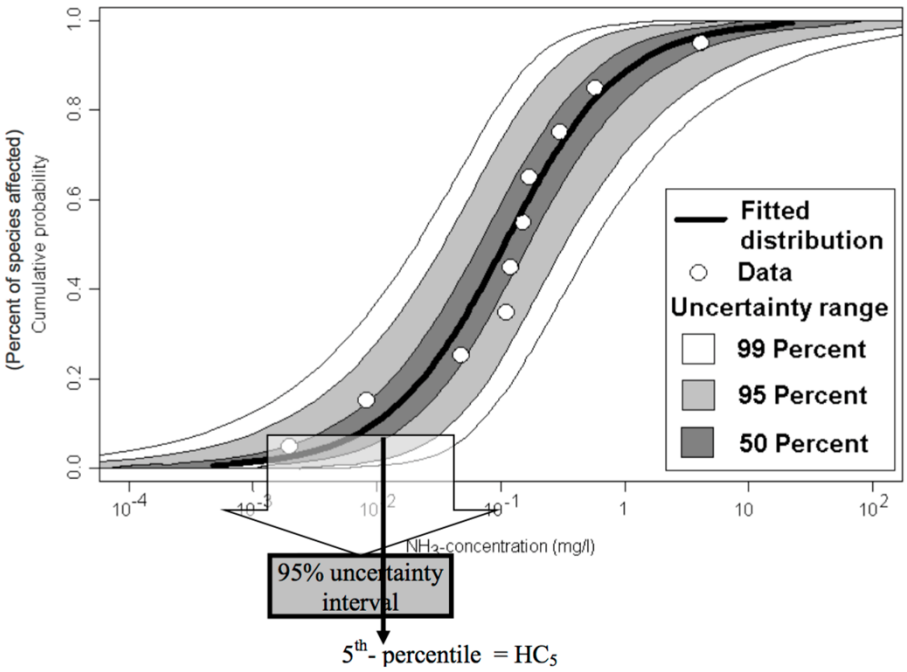
Tabel 11: Beoordelingsfactoren gebruikt om een PNEC waarde af te leiden voor het sediment compartiment

Beschikbare informatie	- -Beoordelingsfactor
Minstens 1 acute L(E)C50 (planten, regenwormen micro organismen)	1000
1 chronische NOEC /EC10 waarde (vb. planten)	100
2 chronische NOECs/EC10 waarden van soorten die 2 trofische niveaus omvattten	50
Chronische NOEC/EC10 waarden voor minstens 3 soorten die representatief zijn voor 3 trofische niveaus	10

Tabel 12: Beoordelingsfactoren gebruikt om een PNEC waarde af te leiden voor het terrestrische compartiment

Gebruik van statistische extrapolatie methoden

Wanneer een grote dataset voor verschillende taxonomische groepen beschikbaar is, kan de drempelwaarde worden berekend met behulp van de statistische extrapolatiemethode waarbij de gevoeligheid van een set soorten voor een bepaalde toxische stof kan worden beschreven door middel van een statistische verdeling (bv. Soorten Gevoeligheidsverdeling of SSD). Een SSD kan worden gevisualiseerd als een cumulatieve verdelingsfunctie (figuur 9). De cumulatieve verdelingsfunctie volgt de verdeling van de gevoeligheidsgegevens die uit ecotoxicologische tests afgeleid worden (bv. L(E)C10 of NOEC waarden).



Figuur 9: Voorbeeld van een SSD (Soorten Gevoeligheidsverdeling – Log-normaal verdeling) met onzekerheidsband en de HC5 (Gevaarlijke Concentratie bij 5%)

De variabiliteit in de gevoeligheid van de testsoorten wordt geacht representatief te zijn voor de variabiliteit van alle testsoorten in het milieu.. Het criterium dat deze methode oplevert is een “Hazardous Concentration” (HC: gevaarlijke concentratie). De meest gebruikelijke huidige aanpak is om de “Predicted No Effect Concentration PNEC” (voorspelde geen-effectconcentratie) af te leiden uit het 5de percentiel van de SSD zoals weergegeven in figuur 9. Dit betekent dat het beschermingsniveau op 95 % van de soorten wordt geplaatst en dat voor 5% van de soorten de NOEC/EC10 waarden wordt overschreden.

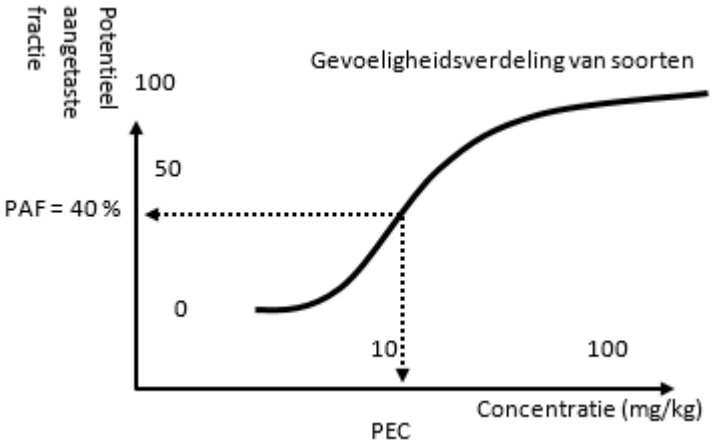
In de praktijk worden aanbevelingen gedaan voor het minimum aantal soorten dat nodig is om een soorten gevoeligheidsdistributie op te stellen. Voor het water compartiment wordt vaak een minimum van 10-15 soorten voorgesteld behorende tot 8 taxonomische groepen. Richtlijnen voor het minimumaantal taxonomische groepen dat nodig is om de statistische extrapolatietechniek voor het terrestrische en sedimentcompartiment toe te passen, zijn echter niet specifiek beschikbaar. Voor bodem wordt aanbevolen de volgende taxonomische groepen op te nemen: ten minste twee soorten dicotyle planten, behorend tot verschillende families, een monocotyle plant, een geleedpotige, een annelide worm en microbiële processen die verband houden met de koolstof- en stikstofcyclus.

In theorie kan de log-normaal functie, die typisch gefit wordt aan de toxiciteit data, reeds opgesteld worden vanaf 4 data punten. Zolang de bijbehorende bemonsteringsonzekerheid met de inschatting van de HC5 waarde naar behoren wordt gekwantificeerd. Wanneer er een gebrek is aan chronische gegevens voor een of meer trofische niveaus, kan het echter ook mogelijk zijn om acute gegevens te gebruiken in combinatie met geschikte acute tot chronische verhoudingen (A/C). Meestal zijn A/C verhoudingen kleiner dan een factor 10.

Ook op de HC waarde kan een beoordelings/onzekerheid factor worden toegepast. Typisch varieert deze tussen 1 en 5.

<u>PAF concept</u>
Het PAF concept werd oorspronkelijk uitgewerkt door het RIVM (1997, 1999) en heeft als groot voordeel dat het ecologisch risico bij alle graden van verontreiniging op éénzelfde schaal kan uitgedrukt worden, i.e. van 0 tot 100% (of van 0 tot 1) potentieel aangetaste fractie. Bovendien laat een dergelijke ‘fractie gerelateerde‘ aanpak (0: geen effect; 100: maximaal effect) toe andere effectgebaseerde methodologieën (vb. in situ ecotoxiciteit) op eenzelfde schaal te zetten hetgeen de vergelijkbaarheid van de meetresultaten vereenvoudigt. Het voorgestelde PAF-concept houdt in de eerste plaats in dat de PAF (i.e. de fractie van de soortenverzameling die is blootgesteld aan een concentratie hoger dan een welbepaalde grenswaarde) wordt voorgesteld als maatlat voor toxische druk op ecosystemen. Hierbij worden de totaal gemeten bodem concentraties vergeleken met de, uit toxiciteitsgegevens, gevoeligheidsverdeling van bodemorganismen. Deze PAF-waarden bekomen uit totaal concentraties zijn aldus een mate voor de inherente potentiële toxische druk. Indien voldoende gegevens voorhanden zijn kunnen PAF-waarden opgesteld worden voor verschillende soorten met een taxonomische overeenkomst (vb. planten, wormen,…). Hierdoor wordt het mogelijk een risico voor welbepaalde ecosysteem componenten in te schatten.

In figuur 10 wordt een voorbeeld gegeven van de soorten gevoeligheidsverdeling voor een welbepaalde chemische stof.



Figuur 10: Berekening van potentiële ecologische schade adhv PAF waarden

Voor deze specifieke locatie, met een PEC waarde van 10 mg/kg, wordt aldus de potentieel aangetaste fractie van de bodemorganismen, ten gevolge van blootstelling aan een welbepaalde stof, op 40% geraamd (figuur 10).

6.4 UITGEBREIDE VOORSTUDIE VOOR STORTPLAATSEN

1	Historiek: — activiteiten op het terrein — wat, waar en wanneer is er gestort? — overzicht en karakteristieken van de gestorte afvalstoffen (bv. uitlooggedrag) — manier van storten (homogeen of heterogeen) — relevante luchtfoto's
2	Gegevens met betrekking tot de opbouw van de stortplaats (diepte en grenzen van de stortplaats, drainage, afwerking: onder- of bovenafdekking, leeflaag, controlesysteem, gasvorming, venting, …)
3	Huidige en voormalige verharding of afdekking en tijdstip waarop deze werd aangebracht/verwijderd
4	Indicaties voor bodemverontreiniging op basis van de fauna en flora
5	Bestaande plannen (geologische kaart, geologische coupe doorheen stortplaats, …)
6	Beschrijving bestaande boringen, peilbuizen of monitoringsputten en hun meetresultaten
7	Gegevens omtrent de aanwezigheid van oppervlaktewater op en rond de stortplaats
8	Interpretatie lokale (hydro)geologie <u>Algemene geologische situatie</u> — geologische opbouw — granulometrische en lithologische kenmerken van de verschillende lagen <u>Algemene hydrogeologische situatie</u> — beschrijving van de voornaamste hydrologische kenmerken van de watervoerende lagen (doorlaatbaarheid, porositeit, gradiënt, effectieve stromingssnelheid, …) — bepaling van de stromingsrichting van het grondwater per watervoerende laag — vermelding en beschrijving van de ondoorlatende lagen Er wordt aangegeven of de verschillende hydrologische kenmerken bepaald werden op basis van metingen, zoals peilmetingen en pompproeven, op het terrein zelf of op basis van literatuurgegevens. Indien vergund, volstaat het om een samenvatting van de hydrogeologische studie in het kader van de vergunningsaanvraag toe te voegen. De ligging van de eventuele in de omgeving aanwezige waterwinningen en de mogelijke beïnvloeding ervan.
9	Bodemonderzoeken in de omgeving

Tabel 13: Algemene informatie stortplaats

1	Datum van de vergunning(en) en vergunning(en) integraal aan rapport toevoegen
2	In welke fase: exploitatie of nazorg?
3	De documenten die aantonen dat de gestorte afvalstoffen voldoen aan de aanvaardingscriteria voor stortplaatsen: — de oorsprong en de herkomst van de afvalstof — de samenstelling en de eigenschappen van de afvalstof — het uitlooggedrag van de afvalstof
4	Afvalstoffendocumentatie, met inbegrip van het identificatieformulier voor afvalstoffen zoals omschreven in VLAREA, en indien van toepassing, de documenten die voorgeschreven zijn bij verordening (EEG) nr. 29/93 van de Raad van 1 februari 1993
5	Analysegegevens van geïnspecteerde afvalstoffen bij aangevoerde afvalstoffen
6	Het door de toezichthoudende overheid goedgekeurde algemeen werkplan met betrekking tot de exploitatie van de stortplaats
7	Opgestelde en goedgekeurde inrichtingsplannen van de stortplaats — aanvullings-, nivellerings- en profileringsplan — constructie en uitvoering van de drainagesystemen met beschermingslagen (dimensionering en gebruikte materialen) — voor stortplaatsen in ophoging: constructie van de stortdijken (afmetingen en gebruikte materialen) — constructie en uitvoering van de afsluitlaag met beschermingslagen (gebruikte materialen)
8	— de destijds uitgevoerde voorbereidende infrastructuurwerken — de aangebrachte lekdetectiesystemen — het aangebrachte percolaatdrainagesysteem (dimensionering, gebruikte materialen)
9	Gegevens over de uitbating van de stortplaats: — de aangelegde kwelsloot of een drainagesysteem ter voorkoming van het indringen van grondwater of afvloeiwater van naburige percelen — de gegevens betreffende het op het terrein voorziene volume afdekmateriaal — de aanduiding van de stortzone — het aantal en de hoogte van de stortlagen, het aantal stortvakken per stortlaag — de gegevens betreffende de aangebrachte tussenafdeklagen voor stortplaatsen categorie 1 en 2 (dikte, gebruikte afvalstoffen of bodemmaterialen) — het eventueel ter plaatse sorteren of schiften van de afvalstoffen — de wijze waarop overtollig niet-verontreinigd regenwater of afvloeiwater (runoff) wordt opgevangen en afgevoerd — de wijze waarop het gevormde percolaat wordt afgepompt (opvangputten, ondoorlatend verzamelbekken, eventuele waterzuiveringsinstallatie en opgeslagen producten) — gegevens betreffende de gecontroleerde evacuatie van het gevormde stortplaatsgas (gasdrainagesysteem) — een samenvatting van de gegevens die in de stortjaarrapporten werden opgenomen betreffende de aard, hoeveelheid van de gestorte afvalstoffen
10	Gegevens over de afwerking van de stortplaats: — de officiële melding van de stopzetting van stortactiviteiten in de individuele stortvakken — de gegevens betreffende de afdichtlaag — de gegevens betreffende de eindafdek — het door de toezichthoudende overheid afgeleverde proces-verbaal van sluiting houdende de definitieve afwerking van de stortplaats
11	Gegevens over controles van het grondwater die werden uitgevoerd tijdens de uitbating van de stortplaats (aantal peilputten, diepte peilputten, filtertraject, ligging op plan, ...)

Tabel 14: Informatie vergunde stortplaats

6.5 METHODOLOGIE VOOR HET AFLEIDEN VAN STREEFWAARDEN, RICHTWAARDEN EN BODEMSANERINGSNORMEN IN VLAANDEREN (OVAM, 2016)

In het OBO worden de meetresultaten van verontreinigde percelen vergeleken met bodemsaneringsnormen. Voor genormeerde stoffen werden in VLAREBO streefwaarden, richtwaarden en bodemsaneringsnormen opgenomen. De werkwijze voor het opstellen van deze normen is beschreven in het document "Basisinformatie voor risico-evaluaties" (OVAM, 2016) . Voor niet-genormeerde stoffen dient de deskundige zelf toetsingswaarden af te leiden volgens de principes beschreven in hetzelfde document.

Voor nieuwe bodemverontreiniging is de **bodemsaneringsnorm** tevens het saneringscriterium. Bij deze concentratie aan verontreiniging is er een duidelijk risico voor negatieve effecten voor mens of milieu. **Richtwaarden** daarentegen zijn concentraties waarbij alle functies van de bodem vervuld kunnen worden en zijn het doel bij het saneren van nieuwe bodemverontreiniging. Zij liggen tussen de streefwaarde en de bodemsaneringsnorm. Voor metalen wordt de richtwaarde genomen op 60% van de bodemsaneringsnorm (type II) bij standaardbodem. Voor organische verbindingen is de bepaling van de richtwaarde afhankelijk van hoe de bodemsaneringsnorm werd afgeleid. In principe wordt het gemiddelde genomen van de streefwaarde en de bodemsaneringsnorm type II. Echter, indien deze waarde hoger is dan 80% van de laagst mogelijke bodemsaneringsnorm dan wordt de richtwaarde genomen op 80% van de bodemsaneringsnorm. Indien de bodemsaneringsnorm werd bijgesteld tot vijf maal de aantoonbaarheidsgrens (laagste concentratie waarvan de aanwezigheid nog kan worden vastgesteld) dan is de richtwaarde gelijk aan drie maal de aantoonbaarheidsgrens.

Streefwaarden zijn van toepassing op bodembeschermingsgebied en komen overeen met de normale achtergrondconcentratie bij niet-verontreinigde bodems. Deze wordt bepaald op basis van literatuurdata waarvan het 90-percentiel genomen wordt. In het geval van niet van nature voorkomende stoffen is de streefwaarde gelijk aan de aantoonbaarheidsgrens.

De standaard bodem waarvoor de normen werden afgeleid heeft een kleigehalte van 10%, een gehalte organisch materiaal van 2% en een pH van 5. De bodemsaneringsnormen kunnen wel worden aangepast in functie van pH en gehalte aan klei en organisch materiaal van het te evalueren terrein.

In de huidige benadering voor het opstellen van bodemsaneringsnormen in Vlaanderen wordt enkel direct bodem contact beschouwd ter bescherming van planten en invertebraten. Opname via de voeding, accumulatie in de voedselketen en bescherming van fauna en vee worden niet in beschouwing genomen.

De methode die in Vlaanderen wordt toegepast voor het afleiden van bodemsaneringswaarden is in belangrijke mate afgeleid van de Canadese methode. In deze methode worden twee sets waarden afgeleid: een waarde voor bodemcontact voor planten en invertebraten (SQGsoil contact), waarbij de waarde voor bodemgebruik type I - IV een hoger beschermingsniveau geeft in vergelijking met de SQGsoil contact voor commercieel of industrieel landgebruik, en een waarde voor micro-organismen, nutriënten- en energycyclus (SQGNEC). De laagste van deze twee waarden wordt gebruikt als bodemsaneringsnorm.

De SQG wordt afgeleid van de TEC (Threshold Effect Concentration) voor bestemmingstypes I tot IV, een niveau waarbij enkel minimale effecten op het ecosysteem zouden worden waargenomen. Bij bestemmingstype V wordt gebruik gemaakt van de ECL (Effects Concentration - Low), waarbij nadelige effecten in beperkte mate zouden optreden in minder dan de helft van de soorten.

Er zijn verschillende methoden beschreven voor het afleiden van de bodemsaneringswaarden (TEC en ECL) afhankelijk van de beschikbare ecotoxicologische data.

6.5.1 Bewijslastmethode (Weight of Evidence)

Bij deze methode worden de TEC en ECL berekend aan de hand van de EC25 of IC25 waarde of de LOEC (Lowest Oberved Effect Concentration) en de EC50 waarde.

- EC25/IC25
  - Voor deze berekening zijn minstens 10 datapunten van 3 verschillende studies nodig, waaronder twee data voor bodeminvertebraten en twee voor planten. Voor elk datapunt wordt de percentielrangorde berekend en grafisch weergegeven[9]. Voor de ESSD25 (Estimated Species Sensitivity Distribution) wordt het 25^{e} percentiel afgeleid, voor de ESSD50 het 50^{e} percentiel. De TEC wordt berekend door de ESSD25 te delen door een onzekerheidsfactor (UF of OF) van 1 tot 5 die wordt gekozen op basis van de kwaliteit van de beschikbare data. De ECL is gelijk aan de ESSD50. Indien verschillende waarden beschikbaar zijn voor planten en invertebraten wordt de laagste waarde genomen.
- Effect / geen-effect verdeling
  - Deze benadering wordt gebruikt indien onvoldoende EC25 waarden kunnen worden afgeleid maar wel voldoende datapunten beschikbaar zijn (≥10 datapunten van ≥ 3 studies, ≥ 2 voor invertebraten en ≥ 2 voor planten). Effect data zijn LOEC en EC50 waarden, geen-effect data zijn NOEC (No Observed Effect Concentration) waarden. Voor de ESSD25 wordt het 25^{e} percentiel afgeleid en voor de ESSD50 het 50^{e} percentiel. De TEC wordt berekend door de ESSD25 te delen door een onzekerheidsfactor (OF) van 1 tot 5 die wordt gekozen op basis van de kwaliteit van de beschikbare data. De ECL is gelijk aan de ESSD50. Indien verschillende waarden beschikbaar zijn voor planten en invertebraten, wordt de laagste waarde genomen.

[9] percentielrangorde = i*100/(n+1) met i = rangorde van het datapunt in de dataset en n = totaal aantal punten in de dataset.

6.5.2 Lowest Observed Effect Concentration methode

Voor deze methode zijn minimaal drie studies nodig waarin een LOEC wordt vermeld, waaronder minstens één voor planten en één voor bodeminvertebraten. De TEC wordt berekend door de laagste LOEC te delen door een onzekerheidsfactor (OF) van 1 tot 5 die wordt gekozen op basis van de kwaliteit van de beschikbare data. Voor de ECL wordt het geometrische gemiddelde genomen van de verschillende LOEC waarden.

6.5.3 Median Effects methode

Deze methode wordt enkel toegepast voor bestemmingstypes I tot IV. Voor deze methode zijn minimaal drie studies nodig waarin een EC waarde wordt vermeld waaronder minstens één voor planten en één voor bodeminvertebraten. De TEC wordt bepaald door de laagste EC50 of LC50 te delen door een onzekerheidsfactor (OF). Bij gebruik van een EC50 waarde wordt een OF van 5 toegepast, indien een LC50 wordt gebruikt is een OF van 10 van toepassing. Er kan een bijkomende onzekerheidsfactor van 1 tot 5 toegepast worden op basis van de kwaliteit van de beschikbare data.

6.6 VOORBEELD NATIONAAL CLASSIFICATIESYSTEEM CANADA

Definition	Scoring Guideline	Method of Evaluation	Notes
1. Residency Media (replaces physical state)			
Which of the following residency media are known (or strongly suspected) to have one or more exceedances of the applicable CCME guidelines? yes = has an exceedance or strongly suspected to have an exceedance no = does not have an exceedance or strongly suspected not to have an exceedance A. Soil Yes No Do Not Know B. Groundwater Yes No Do Not Know C. Surface water Yes No Do Not Know D. Sediment Yes No Do Not Know	 2 0 1 2 0 1 2 0 1 2 0 1	The overall score is calculated by adding the individual scores from each residency media (having one or more exceedance of the most conservative media specific and land-use appropriate CCME guideline). Summary tables of the Canadian Environmental Quality Guidelines for soil, water (aquatic life, non-potable groundwater environments, and agricultural water uses) and sediment are available on the CCME website at http://st-ts.ccme.ca/ For potable groundwater environments, guidelines for Canadian Drinking Water Quality (for comparison with groundwater monitoring data) are available on the Health Canada website at http://hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/drink-potab/guide/index-eng.php	An increasing number of residency media containing chemical exceedances often equates to a greater potential risk due to an increase in the number of potential exposure pathways.
2. Chemical Hazard			
What is the relative degree of chemical hazard of the contaminant in the list of hazard rankings proposed by the Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP)? High Medium Low Do Not Know	 8 4 2 4	The relative degree of chemical hazard should be selected based on the most hazardous contaminant known or suspected to be present at the site. The degree of hazard has been defined by the Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP) and a list of substances with their associated hazard (Low, Medium and High) has been provided as a separate sheet in this file. *See Attached Reference Material for Contaminant Hazard Rankings.*	Hazard as defined in the revised NCSCS pertains to the physical properties of a chemical which can cause harm. Properties can include toxic potency, propensity to biomagnify, persistence in the environment, etc. Although there is some overlap between hazard and contaminant exceedance factor below, it will not be possible to derive contaminant exceedance factors for many substances which have a designated chemical hazard designation, but don't have a CCME guideline. The purpose of this category is to avoid missing a measure of toxic potential.

Definition	Scoring Guideline	Method of Evaluation	Notes
3. Contaminant Exceedance Factor			
What is the ratio between the measured contaminant concentration and the applicable CCME guidelines (or other "standards")? NAPL (mobile or immobile) High (>100x) Medium (10x to 100x) Low (1x to 10x) Do Not Know	 8 6 4 2 4	Ranking of contaminant "exceedance" is determined by comparing contaminant concentrations with the *most conservative media-specific and land-use appropriate CCME* environmental quality guidelines. **Ranking should be based on contaminant with greatest exceedance of CCME guidelines.** Ranking of contaminant hazard as high, medium and low is as follows: High = One or more measured contaminant concentration is greater than 100 X appropriate CCME guidelines Medium = One or more measured contaminant concentration is 10 - 99.99 X appropriate CCME guidelines Low = One or more measured contaminant concentration is 1 - 9.99 X appropriate CCME guidelines NAPL (LNAPL or DNAPL) = Contaminant is a non-aqueous phase liquid (*i.e.,* due to its low solubility, it does not dissolve in water, but remains as a separate liquid) and is present at a sufficiently high saturation (*i.e.,* greater than residual NAPL saturation) such that there is significant potential for mobility either downwards or laterally. Any amount of NAPL should be scored, i.e. small amounts and sheens cannot be ignored. The presence of a NAPL (mobile or immoblie or regardless of amount) may be considered unnaceptable by some jurisidcations. If NAPL is present, consult jurisdiction on how to proceed with NCSCS. Other standards may include local background concentration or published toxicity benchmarks. Results of toxicity testing with site samples can be used as an alternative. This approach is only relevant for contaminants that do not biomagnify in the food web, since toxicity tests would not indicate potential effects at higher trophic levels. High = lethality observed. Medium = no lethality, but sub lethal effects observed. Low = neither lethal nor sub lethal effects observed.	In the event that elevated levels of a material with no associated CCME guidelines are present, check provincial and USEPA environmental criteria. Hazard Quotients (sometimes referred to as a screening quotient in risk assessments) refer to the ratio of measured concentration to the concentration believed to be the threshold for toxicity. A similar calculation is used here to determine the contaminant exceedance factor (CEF). Concentrations greater than one times the applicable CCME guideline (*i.e.,* CEF=>1) indicate that risks are possible. Mobile NAPL has the highest associated score (8) because of its highly concentrated nature and potential for increase in the size of the impacted zone.
4. Contaminant Quantity (known or strongly suspected)			
What is the known or strongly suspected quantity of all contaminants? >10 hectare (ha) or 5000 m^3 2 to 10 ha or 1000 to 5000 m^3 <2 ha or 1000 m^3 Do Not Know	 9 6 2 4	Measure or estimate the area or quantity of total contamination (i.e, all contaminants known or strongly suspected to be present on the site). The "Area of Contamination" is defined as the area or volume of contaminated media (soil, sediment, groundwater, surface water) exceeding applicable environmental criteria.	A larger quantity of a potentially toxic substance can result in a larger frequency of exposure as well as a greater probability of migration, therefore, larger quantities of these substances are given a higher score.

Definition	Scoring Guideline	Method of Evaluation	Notes
5. Modifying Factors			
Does the chemical fall in the class of persistent chemicals based on its behavior in the environment? Yes No Do Not Know	 2 0 1	Persistent chemicals, *e.g.,* PCBs, chlorinated pesticides etc. either do not degrade or take longer to degrade, and therefore may be available to cause effects for a longer period of time. Canadian Environmental Protection Act (CEPA) classifies a chemical as persistent when it has at least one of the following characteristics: (a) in air, (i) its half-life is equal to or greater than 2 days, or (ii) it is subject to atmospheric transport from its source to a remote area; (b) in water, its half-life is equal to or greater than 182 days; (c) in sediments, its half-life is equal to or greater than 365 days; or (d) in soil, its half-life is equal to or greater than 182 days. Elements do not degrade, therefore treat any metal, metalloid, or halogen COPC as persistent.	*Examples of Persistent Substances are provided in attached Reference Materials*
Are there contaminants present that could cause damage to utilities and infrastructure, either now or in the future, given their location? Yes No Do Not Know	 2 0 1	If answered Yes, in Rationale for Score column document the location and extent of the infrastructure that is/may be damaged, verify the mode of contact between contaminants of potential concern (COPCs) and infrastructure, list the specific COPCs that could cause damage, and note the expected effect on specific infrastructure.	Some contaminants may react or absorb into underground utilities and infrastructure. For example, organic solvents may degrade some plastics, and salts could cause corrosion of metal.
How many different contaminant classes have representative CCME guideline exceedances? One Two to Four Five or More Do Not Know	 0 2 3 2	For the purposes of the revised NCSCS, the following chemicals represent distinct chemical "classes": inorganic substances (including metals), volatile petroleum hydrocarbons, light extractable petroleum hydrocarbons, heavy extractable petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, phenolic substances, chlorinated hydrocarbons, halogenated methanes, phthalate esters, pesticides.	*Refer to the Reference Material sheet for a list of example substances that fall under the various chemical classes.*

Tabel 15: Voorbeeld score systeem eigenschappen contaminanten (CCME, 2008)

6.7 METHODE VOOR HET AFLEIDEN VAN SQGS IN CANADA

A. SQG_{SC} en SQG_{NEC}

Bewijslastmethode: de EC25 waarden bekomen uit de literatuur worden uitgezet in een "soorten gevoeligheidsdistributie". Voor agrarisch en residentieel/park landgebruik wordt hiervan het 25^{e} percentiel genomen. Deze waarde wordt gedeeld door een onzekerheidsfactor (OF) om tot een TEC te komen. Voor commercieel en industrieel landgebruik wordt het 50^{e} percentiel van de distributie genomen als ECL.

Indien niet voldoende EC25 waarden beschikbaar zijn maar wel aan alle andere data voorwaarden is voldaan, kunnen beschikbare effect- en "no observed effect" data gebruikt worden om de gevoeligheidsdistributie op te maken. In dit geval wordt het 25^{e} percentiel (ESSD25), gedeeld door een OF (1 tot 5), gekozen om de TEC af te leiden. De ECL wordt bepaald op basis van het 50^{e} percentiel. De onzekerheidsfactor wordt gekozen op basis van de beoordeling van de expert en volgende criteria:

- Er is slecht het minimum aantal van 3 studies beschikbaar.
- Er zijn meer dan 3 studies beschikbaar, maar er zijn minder dan 3 taxonomische groepen vertegenwoordigd.
- Meer dan 50% van de data voor toxiciteit van planten of bodem invertebraten is lager dan het 25^{e} percentiel van de distributie als beide data sets worden gecombineerd.
- Acute toxiciteitsstudies zijn gebruikt om aan de minimale datavereisten te voldoen.
- Meer dan 50% van de data zijn gebaseerd op toxiciteitsstudies met lage biobeschikbaarheid.

"Lowest-observed-effect Concentration" methode: in de LOEC methode wordt de TEC voor agrarisch en residentieel/park landgebruik bepaald door de laagste beschikbare LOEC te delen door een OF. De TEC waarde zal hierdoor iets lager zijn dan de laagste LOEC. Voor de ECL wordt het geometrisch gemiddelde van de beschikbare LOEC data genomen. De onzekerheidsfactor wordt gekozen op basis van de beoordeling van de expert en volgende criteria:

- De LOEC wordt beschouwd als biologisch significant en niet enkel als statisch verschillend van de controles waardoor extrapolatie onder dit effectniveau nodig is.
- De LOEC werd afgeleid van een acute lethale of sub-lethale studie.
- Er is slecht het minimum aantal van 3 studies beschikbaar.
- Er zijn minder dan 3 taxonomische groepen vertegenwoordigd.

Mediaan-effect methode: indien niet voldaan wordt aan de data-voorwaarden voor de bovenstaande methoden wordt de TEC bepaald door de laagste beschikbare EC50 of LC50 te delen door een OF van 5 (bij gebruik van EC50) of 10 (bij gebruik van LC50). Deze methode is echter niet geschikt voor het afleiden van een ECL voor commerciële en industriële gebieden.

B. SQG_l

In een eerste stap wordt de dagelijkse drempelwaarde voor effect (daily threshold effect dose - DTED) bepaald voor elk tropisch niveau (primaire, secundaire en tertiaire gebruikers). De meest bedreigde species per niveau is dat waarvoor de verhouding van de LOAEL tot de droge stof inname (uitgedrukt in kg voedselopname per kg lichaamsgewicht per dag) het laagst is. De LOAEL voor de meest gevoelige species wordt gedeeld door een OF om tot de DTED te komen. Voor het bepalen van de SQG_l wordt verder informatie omtrent bio-beschikbaarheid en bio-concentratie van de contaminant in rekening gebracht.

6.8 AFLEIDEN VAN ECO-SSLS VOOR DE RISICO-EVALUATIE VAN SUPERFUNDS IN DE V.S.

Voor de bepaling van Eco-SSLs worden er vier types receptoren in rekening gebracht: planten via direct contact met de contaminant, bodem invertebraten via inname van verontreinigde bodem of direct contact, en vogels en zoogdieren via accidentele inname van verontreinigde bodem of door het eten van gecontamineerd voedsel (doorvergiftiging) (United States Environmental Protection Agency, 2003). Amfibieën en reptielen, evenals microben en microbiële bodemprocessen werden niet opgenomen in de richtlijn wegens gebrek aan (interpreteerbare) data. Voor 24 contaminanten die prominent aanwezig zijn in vervuilde bodems werden reeds Eco-SSLs afgeleid door het EPA. De afgeleide Eco-SSLs zijn niet afhankelijk van bodemeigenschappen en zijn best toepasbaar voor bodems met een pH tussen 4.0 en 8.5 met een organisch stofgehalte ≤ 10%.

Voor vogels en zoogdieren werden Eco-SSLs afgeleid op basis van 'Toxicity Reference Values' (TRVs), uitgedrukt in blootstellingsdosis (mg) per kilogram lichaamsgewicht per dag. De Eco-SSL komt overeen met de bodemconcentratie waarbij de verhouding van de blootgestelde dosis tot de TRV gelijk is aan 1. Zowel accidentele orale opname van bodem als inname via het dieet worden in beschouwing genomen. De TRV wordt berekend door het geometrische gemiddelde te nemen van NOAEL waarden voor groei en reproductie. Indien deze waarde echter hoger is dan de laagste gebonden LOAEL (= LOAEL waarvoor ook een NOAEL beschikbaar is), is de TRV de hoogste gebonden NOAEL (=NOAEL waarvoor ook een LOAEL beschikbaar is) die lager is dan de laagste gebonden LOAEL voor groei, reproductie of overleving. Indien geen gegevens voorhanden zijn voor deze eigenschappen wordt de TRV berekend op basis van resultaten voor biochemie, gedrag, pathologie en fysiologie. In dit geval werden zowel NOAEL (gebonden of niet gebonden) en LOAEL (enkel gebonden) eindpunten gebruikt.

Voor planten en bodeminvertebraten worden eindpunten omtrent reproductie, populatie, groei of fysiologie gebruikt. Aangezien biomassa (groei) voor planten het meest gevoelig bleek te zijn, heeft dit eindpunt de voorkeur. Voor bodeminvertebraten gaat de voorkeur uit naar data omtrent reproductie. De Eco-SSLs worden afgeleid door het geometrische gemiddelde te nemen van toxiciteitswaarden beschreven als EC20 waarden, maximum toelaatbare toxische concentratie (MATC) en EC10 waarden (in volgorde van voorkeur) bij de hoogste relatieve bio-beschikbaarheid (op basis van organisch materiaal en pH) waarvoor voldoende data beschikbaar zijn. De MATC wordt berekend door het geometrische gemiddelde te nemen van de NOAEC en de LOAEC indien beide waarden voorhanden waren.

De laagste Eco-SSL voor de vier receptoren wordt vergeleken met de hoogste bodemconcentratie (of 95e percentiel bij grote datasets). ECO-SSLs zijn eerder verglijkbaar met de richtwaarden voor bodemsanering. Hoewel de Eco-SSLs een indicatie geven van een potentieel risico, zijn ze gebaseerd op enkele conservatieve aannames waardoor ze niet gebruikt mogen worden als trigger voor remediëring. De noodzaak voor sanering wordt bepaald na een site specifieke beoordeling van de mogelijke effecten en risico's.

6.9 REKENBLAD VOOR DE BEREKENING VAN PAF-WAARDEN

Dit berekeningsblad berekent de potentieel geaffecteerde fractie (PAF) van bodemorganismen bij een bepaalde blootstellingsconcentratie voor een verontreinigende stof volgens een lognormale-soorten-gevoeligheidsverdeling. De vereiste inputgegevens zijn de toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen (planten, ongewervelde dieren en micro-organismen) voor de betrokken verontreinigende stof (maximaal 100 gegevens) en de gemeten (of geschatte) blootstellingsconcentratie waarbij de PAF moet worden berekend. De invoervelden zijn grijs gemarkeerd. Als output wordt de PAF-waarde bij de blootstellingsconcentratie berekend en wordt een grafiek van de SSD weergegeven met de verdeling van de toxiciteitsgegevens en de log-normale verdeling.

Het formularium bevat de volgende formules:

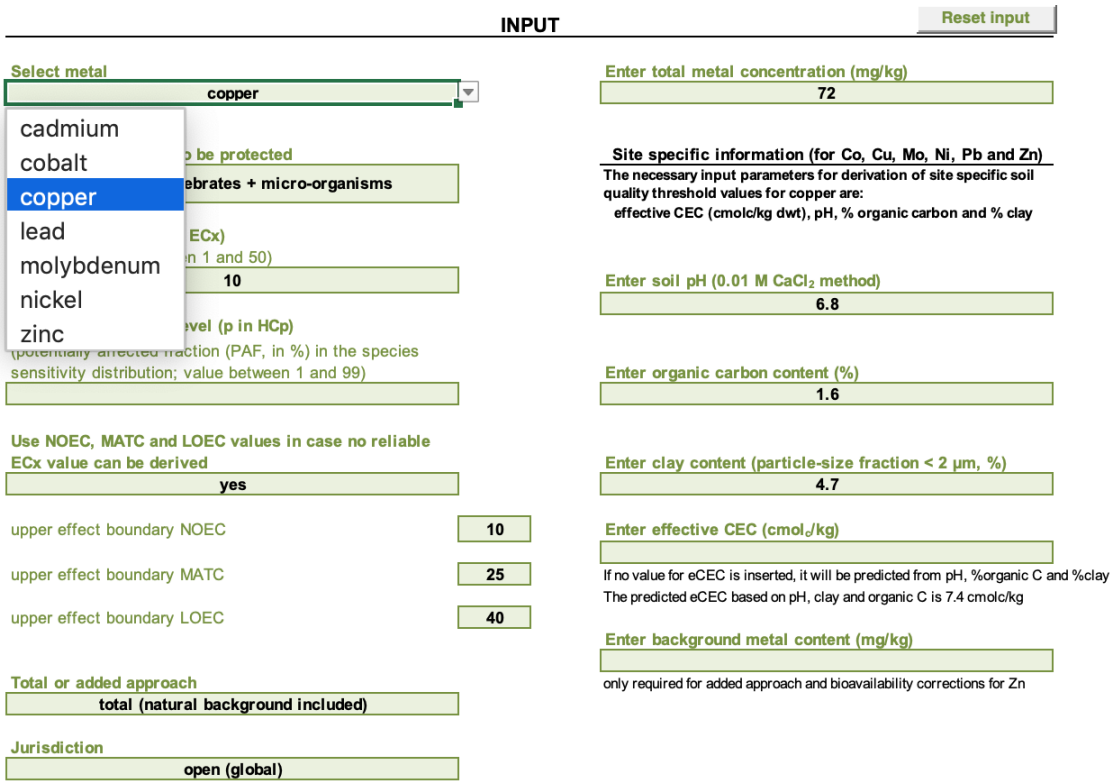
- HCx = loginv(probability,meanln,stdevln) met probability = x/100 (dus 0.05 voor HC5)
- meanln = het gemiddelde van de ln getransformeerde ECx waarden in de SSD
- stdevln = de standaard deviatie van de ln getransformeerde ECx waarden in de SSD
- PAF = 100*lognormdist(blootstelling, meanln,stdevln) met blootstelling = blootstellingsconcentratie waarvoor de PAF moet berekend worden
- meanln = het gemiddelde van de ln getransformeerde ECx waarden in de SSD
- stdevln = de standaard deviatie van de ln getransformeerde ECx waarden in de SSD.

6.10 HANDLEIDING VOOR HET GEBRUIK VAN DE 'TRESHOLD CALCULATOR' VOOR METALEN IN BODEMS

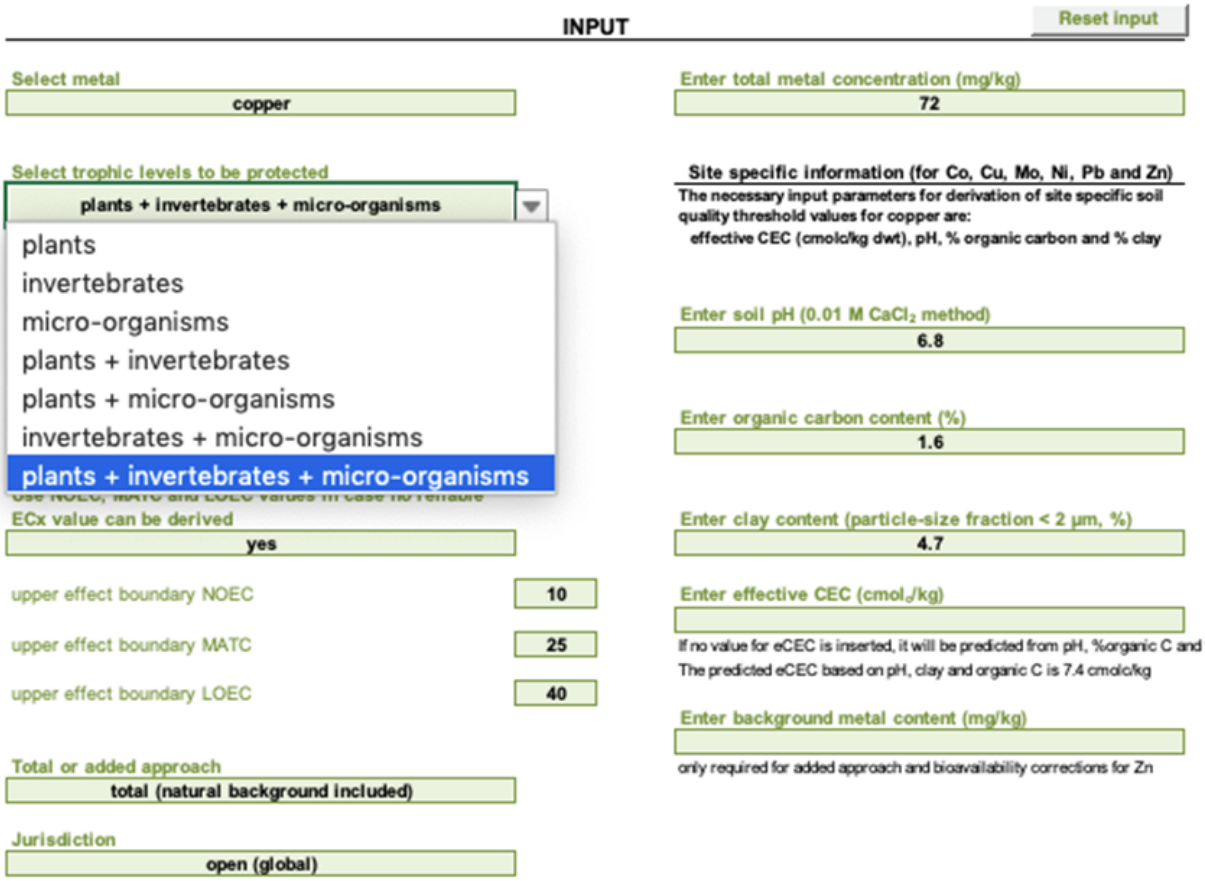
De 'Treshold calculator' kan worden gebruikt voor het afleiden van ecotoxicologische grenswaarden in bodem voor de metalen Cd, Co, Cu, Pb, Mo, Ni en Zn. Ook de eigenschappen van de bodem kunnen hierbij in rekening gebracht worden. De tool is gebaseerd op chronische toxiciteitsdata voor planten, invertebraten en microbiologische processen en maakt gebruik van de "soorten gevoeligheids distributie" (species sensitivity distribution, SSD). Daarnaast worden biobeschikbaarheidsmodellen gebruikt voor het afleiden van grenswaarden afhankelijk van de eigenschappen van de bodem.

Hieronder wordt een kort overzicht gegeven van de verschillende stappen die doorlopen dienen te worden voor het afleiden van bodemspecifieke ecotoxicologische grenswaarden. Het ingeven van de belangrijkste selectiecriteria en het weergeven van de resultaten gebeurt in de tap "Input + output".
De "Threshold calculator" kan worden aangevraagd via deze link.

6.10.1 Selecteer in het drop-down menu het metaal waarvoor de grenswaarde berekend dient te worden.



6.10.2 Selecteer de trofische niveau(s) waarvan de beschikbare ecotoxicologische data in rekening gebracht dienen te worden.



6.10.3 Selecteer het effectniveau (EC10, EC20, NOEC, LOEC, MATC,...) van de originele data die gebruikt dient te worden voor het opstellen van de SSD. De voorkeur gaat uit naar ECx waarden, maar indien niet voldoende betrouwbare data beschikbaar zijn kunnen ook NOEC, MATC of LOEC waarden gebruikt worden.

INPUT — Reset input

Select metal: copper

Select trophic levels to be protected: plants + invertebrates + micro-organisms

Enter effect level (x in ECx)
(x in ECx; value between 1 and 50): 10

Enter the probability level (p in HCp)
(potentially affected fraction (PAF, in %) in the species sensitivity distribution; value between 1 and 99):

Use NOEC, MATC and LOEC values in case no reliable ECx value can be derived: yes

upper effect boundary NOEC	10
upper effect boundary MATC	25
upper effect boundary LOEC	40

Total or added approach: total (natural background included)

Jurisdiction: open (global)

Enter total metal concentration (mg/kg): 72

Site specific information (for Co, Cu, Mo, Ni, Pb and Zn)
The necessary input parameters for derivation of site specific soil quality threshold values for copper are:
effective CEC (cmolc/kg dwt), pH, % organic carbon and % clay

Enter soil pH (0.01 M $CaCl_2$ method): 6.8

Enter organic carbon content (%): 1.6

Enter clay content (particle-size fraction < 2 µm, %): 4.7

Enter effective CEC ($cmol_c$/kg):

If no value for eCEC is inserted, it will be predicted from pH, %organic C and %clay
The predicted eCEC based on pH, clay and organic C is 7.4 cmolc/kg

Enter background metal content (mg/kg):

only required for added approach and bioavailability corrections for Zn

6.10.4 Om de HCx te bepalen, vul het probabiliteitsniveau in, de PAF waarde (potentially affected fraction), die overeenkomt met het % van de species die een effect zullen ondervinden bij een bepaalde concentratie contaminant in de bodem.

INPUT — Reset input

Select metal
copper

Select trophic levels to be protected
plants + invertebrates + micro-organisms

Enter effect level (x in ECx)
(x in ECx; value between 1 and 50)
10

Enter the probability level (p in HCp)
(potentially affected fraction (PAF, in %) in the species sensitivity distribution; value between 1 and 99)
5

Use NOEC, MATC and LOEC values in case no reliable ECx value can be derived
yes

upper effect boundary NOEC	10
upper effect boundary MATC	25
upper effect boundary LOEC	40

Total or added approach
total (natural background included)

Jurisdiction
open (global)

Enter total metal concentration (mg/kg)
72

Site specific information (for Co, Cu, Mo, Ni, Pb and Zn)
The necessary input parameters for derivation of site specific soil quality threshold values for copper are:
effective CEC (cmolc/kg dwt), pH, % organic carbon and % clay

Enter soil pH (0.01 M $CaCl_2$ method)
6.8

Enter organic carbon content (%)
1.6

Enter clay content (particle-size fraction < 2 µm, %)
4.7

Enter effective CEC (cmol$_c$/kg)

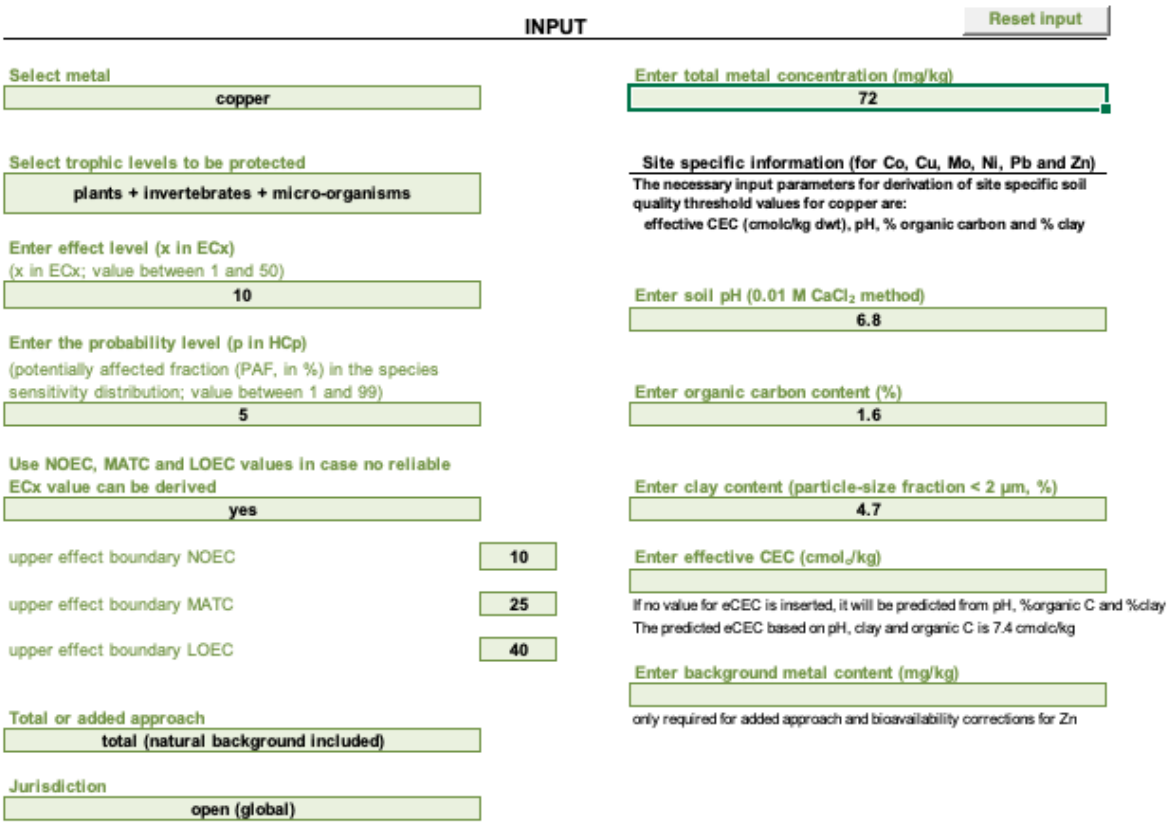
If no value for eCEC is inserted, it will be predicted from pH, %organic C and %cla
The predicted eCEC based on pH, clay and organic C is 7.4 cmolc/kg

Enter background metal content (mg/kg)

only required for added approach and bioavailability corrections for Zn

6.10.5 De concentratie van het metaal in een specifieke bodem kan worden ingegeven. Om bodemspecifieke grenswaarden af te leiden dienen eveneens volgende bodemeigenschappen te worden ingegeven:

- **pH**: gemeten in een 0.01M $CaCl_2$ bodem suspensie
- **Organic carbon content (%):** organisch koolstof gehalte (OC). Indien enkel het gehalte aan organisch materiaal (OM) gekend is, kan het organisch koolstof gehalte als volgt worden berekend: %OC= %OM x 0.58
- **Clay content (%):** kleigehalte, fractie minerale bodempartikels < 2µm, bepaald door zeving en sedimentatie na volledige dispersie van de grond.
- **Effective cation exchange capacity (eCEC, cmolc/kg):** effectieve kationen uitwisselingscapaciteit, gemeten bij de pH van de bodem.
- **Background metal content (mg/kg):** totale of pseudo-totale concentratie van het metaal in een niet-verontreinigde referentie bodem met gelijkaardige fysico-chemische eigenschappen.



6.10.6 In het output gedeelte van de Threshold calculator worden volgende waarden weergegeven:

- Geselecteerde parameters in het input gedeelte (metaal, trofische niveaus en grenswaarden)
- Generische HCx en PAF waarde: op basis van de gekozen ECx waarde wordt de overeenkomstige HCx concentratie bepaald in standaardbodem. Indien een metaalconcentratie werd ingegeven in het input gedeelte, wordt hier eveneens weergegeven met welke PAF deze concentratie overeenkomt.
- Genormaliseerde HCx en PAF waarde: indien bodemeigenschappen werden ingevuld in het input gedeelte, en voor zover voldoende ecotoxicologische data voorhanden zijn, worden hier de HCx en PAF waarde weergegeven genormaliseerd naar de specifieke bodem. Hier wordt dus de biobeschikbaarheid van het metaal in de bodem in rekening rekening gebracht.
- SSD grafiek: visualisatie van de SSD als een cumulatieve distributie functie van de relevante ecotoxicologische data.

OUTPUT

Metal:	**copper**
Trophic levels:	**plants + invertebrates + micro-organisms**
Threshold based on:	**HC5 of EC10 values (mg/kg dry weight)**

Generic (no normalization, all data)

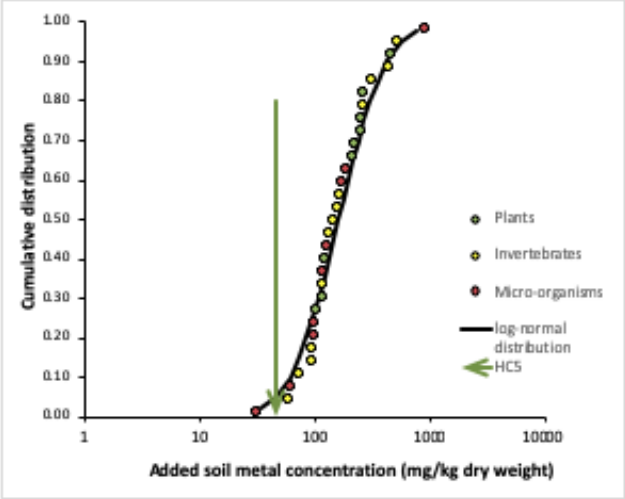
Total approach (natural background included)		5% - 95% confidence interval
HC5 of EC10 values (mg/kg dry weight)	**69.3**	**57.6 - 81.8**
Potentially Affected Fraction (PAF, %)	**5.4**	

Normalized to specific soil conditions (species mean)

Total approach (natural background included)		5% - 95% confidence interval
HC5 of EC10 values (mg/kg dry weight)	**52.5**	**34.7 - 71.3**
Potentially Affected Fraction (PAF, %)	**10.7**	

SSD graph (based on species mean values)

SSD for EC10 data for copper normalized to pH 6.8, 1.6 % organic carbon, 4.7 % clay and effective CEC 7.4 cmolc/kg



6.11 UITBIJTER ANALYSE EN AFLEIDING WAARDE 90STE PERCENTIEL

6.11.1 Uitbijter analyse

Zoals gesteld in paragraaf 4.1.2 is het aantreffen van extreme waarden in een stortplaats of op een gecontamineerde site in het algemeen niet verwonderlijk. De analyse van de risico's van de aangetroffen verontreiniging en de eventuele hieraan gekoppelde sanering hangt echter sterk af van het feit of het hier om een geïsoleerde hot spot gaat, of eerder om een meer diffuse verontreiniging dan wel of het een daadwerkelijke onregelmatigheid/meetfout betreft. Daarom is het aanbevolen om een uitbijter analyse uit te voeren.

Als er voldoende gegevens beschikbaar zijn, kan de volgende statistische benadering voor het definiëren van uitbijters worden gebruikt:

$$\log(Xi) > \log(p75) + K(\log(p75) - \log(p25))$$

Xi = concentratie waarboven een gemeten waarde als een uitbijter kan worden beschouwd
pi = de waarde van het i^{de} percentiel van de statistiek
K= is een schaalfactor (K = 1,5 wordt in de meeste statistische pakketten gebruikt, maar deze factor kan onderwerp afhankelijk zijn)

Hoe meer datapunten hoe betrouwbaarder de analyse. Bij minder dan 10 datapunten heeft een uitbijteranalyse echter weinig zin.

Wanneer uitbijters zijn geïdentificeerd, moet hun opname/uitsluiting worden besproken en gerechtvaardigd. Een kwalitatieve kritische beoordeling is hierbij nodig om vast te stellen of de hoge waarden een artificieel artefact weerspiegelen of gewoon de werkelijkheid reflecteren (locatie waar stalen werden genomen vs locaties andere stalen en de daar gemeten waarden). Naast statistische technieken kan het visualiseren van de gemeten data in een grafiek ook een hulpmiddel zijn om snel uitbijters te identificeren.

6.11.2 Berekening 90ste percentiel waarde

Voor een bestaande dataset kan de 90ste percentiel waarde berekend worden op basis van een probabiliteitsmodel gefit aan de data (dit is de zogenaamde parametrische methode) ofwel op basis van de data zelf (dmv interpolatie in een zogenaamde niet-parametrische methode). De 'percentiel' functie in Excel is een niet-parametrische methode en is onvoldoende betrouwbaar voor kleine datasets (aantal punten < 10). Betrouwbaardere methodes voor kleine datasets zijn de zogenaamde Hazen plotting.

Hier wordt een parametrische methode voorgesteld (op basis van de lognormale distributie). De lognormale distributie is een vaak voorkomende en vaak gebruikte probabiliteitsfunctie in het milieu. Deze methode kan ook gebruikt worden voor kleinere data sets (vanaf 2 punten) doordat ze extrapolaties toelaat boven de maximum geobserveerde waarde (gebaseerd op het lognormale model). De 'lognorm.inv' functie in Excel is hiervoor geschikt. Hoe groter het aantal punten, hoe betrouwbaarder de schatting.

Sowieso is het aangeraden om de P90 zowel te berekenen op de volledige dataset alsook op de dataset waar de uitbijters uit verwijderd zijn en na te gaan in welke mate de P90 wordt beïnvloed.
In sommige gevallen kan de berekende P90 waarde hoger zijn dan de maximum geobserveerde waarde; in dat geval wordt voorgesteld om:

- de maximum geobserveerde waarde te hanteren, ofwel,
- de dataset te evalueren en bij onvoldoende data in de dataset of bij onvoldoende (ruimtelijke) spreiding bijkomend veldwerk en analyses uit te voeren.

6.12 LEIDRAAD VOOR HET UITVOEREN EN RAPPORTEREN VAN VELDONDERZOEK EN -INVENTARISATIES

6.12.1 Achtergrond en kadering

Open ruimte in Vlaanderen wordt beschouwd als een schaars goed en is onderhevig aan ruimtelijke druk. Ruimtelijk werd er een zonale indeling gemaakt waardoor bepaalde activiteiten al dan niet kunnen plaatsvinden (woon-, landbouw-, industriegebied). Niettegenstaande deze indeling wordt zowat iedere km² meervoudig gebruikt. Zowat elke combinatie tussen landbouwdoeleinden, industriële activiteiten, recreatie, verkeer, natuur, … kan beschouwd worden als mogelijk. Elk ruimtegebruik heeft dan weer zijn impact op de lokale natuurwaarden. Bij landbouw is het gebruik van sproei- en meststoffen niet meer weg te denken en worden de akkers en weilanden vaak intensief gebruikt. Ook recreatie kan zorgen voor meerdere vormen van verstoring. De impact van verkeer kan vooral gevonden worden in de versnippering door het dichte wegennet en het risico op verkeersslachtoffers bij dieren. Terreinen bestemd voor natuur kunnen enerzijds voor een verademing zorgen maar kunnen i.f.v. de natuurwaarden ook een zekere druk creëren. De beschikbare natuurgebieden worden soms sterk gestuurd om bepaalde natuurdoelen te kunnen behalen waardoor bepaalde beheerkeuzes moeten worden gemaakt. Waar een beheersmaatregel ondersteunend kan werken voor een bepaalde dier- of plantensoort, zal die beheersmaatregel dan mogelijks weer minder bevorderend zijn voor een andere soort.

Elk ruimtegebruik veroorzaakt dus een bepaalde invloed op de aanwezige natuurwaarden. Algemeen kan gesteld wordt dat hoe groter de druk op het ruimtegebruik is, hoe zwaarder de impact op de lokale biodiversiteit zal zijn. Daarnaast kan gesteld worden dat al deze invloeden samen zorgen voor een situatie waarbij er op een bepaalde locatie zelden een soortendiversiteit aanwezig is die overeenkomt met de potentiële biodiversiteit. Een bepaald gebied kan dermate ingericht/beheerd worden met als doel om alle vereiste kenmerken voor een bepaalde soort te voorzien. Maar als die bewuste soort er door versnippering uit zichzelf niet geraakt, kan de soort in dat gebied ook niet voorkomen.

Om na te gaan in welke mate een aanwezige bodemverstoring (en/of bodemverontreiniging) een bepaalde lokale impact heeft, zal in ieder geval rekening moeten gehouden worden met het lokale en omliggende ruimtegebruik.

Om de invloed op de lokale biodiversiteit van een aanwezige verstoring en/of verontreiniging te bepalen, zal nagegaan moeten worden of er (subtiele) veranderingen in de soortensamenstelling en/of het soortenaantal van een bepaalde diergroep zijn of te verwachten zijn. Hierbij zal voornamelijk een vergelijking moeten worden gemaakt tussen de huidige situatie en die van het verleden en tussen de lokale soortenrijkdom en de soortenrijkdom in de nabije omgeving.

Hierna worden enkele elementen opgenomen die kunnen worden afgetoetst om na te gaan of er een invloed op de lokale soortenrijkdom/biodiversiteit merkbaar is of te verwachten is ten gevolge van de aanwezige bodemverontreiniging. Hierbij dient er ook rekening gehouden te worden met de mobiliteit van de soorten in en vanuit aangrenzende gebieden. Het is immers mogelijk dat er van bepaalde soorten jaarlijks individuen worden vastgesteld zonder dat er sprake is van een populatie op die locatie. Het gaat in dat geval om individuen vanuit een nabijgelegen bronpopulatie die via 'dispersie' op de onderzoekslocatie terechtgekomen zijn. Er zal voornamelijk moeten worden gelet op indicaties dat reproductie ook op de onderzoekslocatie kan plaatsvinden om met zekerheid van een lokale populatie te kunnen spreken.

6.12.2 Natuurstudie – literatuurstudie

6.12.2.1 Historische gegevens

Het rapport van het veldonderzoek en -inventarisatie dient een evaluatie te bevatten van de situatie voor en na de aangebrachte verstoring/verontreiniging. Het is echter mogelijk dat na het aanbrengen van stortmateriaal of na de afwerking van een stortplaats de natuurwaarden zijn toegenomen omwille van het feit dat het bodemgebruik is gewijzigd (bijvoorbeeld van landbouw naar natuur waarbij de graad van verstoring lager is in een natuurgebied dan in een landbouwgebied). Anderzijds is een verandering in natuurwaarde ook mogelijk door een wijziging van de biotoopkenmerken. Het storten van baggerslib op lager gelegen gronden nabij een rivier kan als gevolg hebben dat vochtige, laaggelegen weilanden worden omgezet naar droge, hogergelegen graslanden. Een valleigebied dat werd opgevuld (bijvoorbeeld slibstort) zal dan een andere soortensamenstelling en -aantal bezitten dan de oorspronkelijke, niet-opgevulde vallei. Voornoemde wijzigingen en de impact ervan zullen uit de beoordeling naar voor moeten komen.

6.12.2.2 Beschikbare gegevens waarnemingen

Een analyse van reeds beschikbare gegevens en documenten kan een eerste indicatie geven van de lokale natuurwaarden en dient verder mee in beschouwing te worden genomen bij de beoordeling.

Er kan verwezen worden naar het invoerportaal www.waarnemingen.be. Op vrijwillige basis worden waarnemingen op eenvoudige wijze geregistreerd in een centrale databank. Hoewel deze gegevens niet altijd op een wetenschappelijk correcte wijze zijn geregistreerd, hebben ze wel een indicatieve waarde. Een analyse van deze gegevens kan soms een waardevolle aanvulling zijn bovenop lokale terreininventarisaties of -waarnemingen.

Een bermbeheerplan, een gemeentelijk bijenplan, een bosbeheerplan ,... zijn vaak gebaseerd op lokale terreininventarisaties en kunnen in het kader van een vergelijkende studie bijgevolg waardevolle informatiebronnen zijn.

6.12.3 Terreinbezoek en veldwerk

Indien de onderzoekslocatie (verontreinigd terrein of verlaten stortplaats) geen openbaar domein is en/of niet vrij toegankelijk is, is de kans vrij groot dat er weinig tot geen gegevens beschikbaar zullen zijn om een indicatieve beoordeling te kunnen maken. In dergelijke gevallen kan het uitvoeren van een terreinbezoek en bijkomend veldwerk noodzakelijk zijn. Voorwaarde is dat deze uitgevoerd worden in de 'relevante' seizoenen (te bepalen i.f.v. de natuurwaarden). Activiteiten van insecten en plantengroei/bloei is beperkt tot onbestaande in de late herfst en de winter.

Bij het uit te voeren van een terreinbezoek en veldwerk dient vooral aandacht geschonken te worden aan die soorten die zeer lokaal voorkomen; enkele aandachtsgroepen/-punten zijn:

- Oligolectische grondnestelende bijensoorten
- Cladocera (watervlooien) in poelen
- Regenwormen
- Voedselketen gebaseerd op regenwormen
- Vegetatie (sterk locatiegebonden plantensoorten)
- Algemene biotoopbeoordeling
- …

Het doel van het terreinbezoek en het veldwerk is om zicht te krijgen op de verschillen tussen de onderzoekslocatie en de onmiddellijke omgeving. Daarnaast kan het ook aangewezen zijn om een vergelijking te maken met een gelijkaardig biotoop die dezelfde biotoopkenmerken vertoont maar die zich daarom niet noodzakelijk in de onmiddellijke omgeving van de onderzoekslocatie bevindt. Indien nodig, zullen meerdere terreinbezoeken (al dan niet binnen hetzelfde seizoen of gespreid over meerdere seizoenen) moeten worden uitgevoerd om de noodzakelijke waarnemingen te kunnen verzamelen.

Er wordt benadrukt dat het belangrijk is dat de biotopen die in de vergelijkende studie worden gebruikt op dezelfde manier geïnventariseerd worden (dezelfde weersomstandigheden, hetzelfde seizoen, hetzelfde tijdstip van de dag). Enkel dan kan bij de beoordeling een correcte vergelijking gemaakt worden.

6.12.4 Eindbeoordeling

Op basis van de bekomen informatie kan een beoordeling gemaakt worden van de historische en de huidige toestand. In deze eindbeoordeling dient aangegeven te worden of er al dan niet duidelijke verschillen te noteren zijn tussen de onderzoekslocatie en de onmiddellijke omgeving of tussen de onderzoekslocatie en de gelijkaardige biotopen en dit ten gevolge van de bodemverstoring en/of bodemverontreiniging.