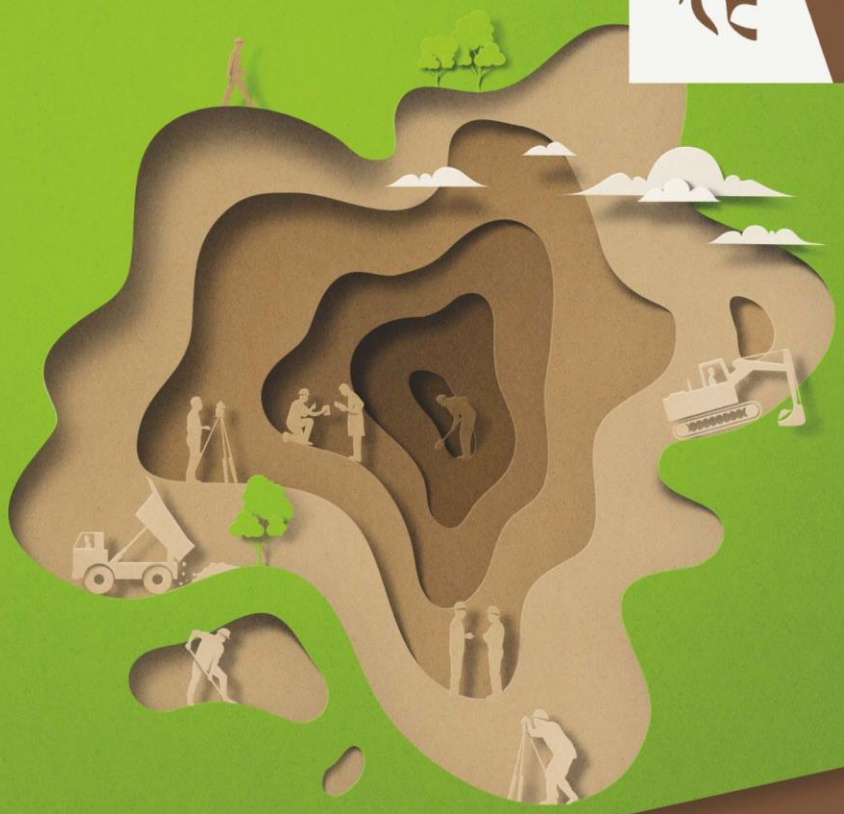
Vlaanderen
is bodembewust



METHODOLOGIE “DAEB”, RISICO-EVALUATIE EN RISICOGEBASEERDE TERUGSANEERWAARDEN

CODE VAN GOEDE PRAKTIJK

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

WWW.OVAM.BE

//

METHODOLOGIE "DAEB", RISICO-EVALUATIE EN RISICOGEBASEERDE TERUGSANEERWAARDEN

Code van goede praktijk
28.10.2021

//

DOCUMENTBESCHRIJVING

Titel van publicatie:
Code van goede praktijk methodologie "DAEB", risico-evaluatie en risicogebaseerde terugsaneerwaarden

Wettelijk Depot nummer: /

Verantwoordelijke Uitgever:
OVAM

Trefwoorden:
Risico-evaluatie
Duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging
DAEB
Bodemonderzoek
Code van goede praktijk

Samenvatting:
Deze code van goede praktijk is een aanvulling bij de standaardprocedures voor oriënterend en voor beschrijvend bodemonderzoek. Hij omvat de methoden om op een pragmatische manier een beslissing te kunnen nemen over een "duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging" (DAEB), de aanwezigheid van risico's en over risicogebaseerde terugsaneerwaarden.

Aantal bladzijden: 89

Aantal tabellen en figuren: 10 / 9

Datum publicatie:
Oktober 2021

Prijs: /*

Begeleidingsgroep en/of auteur:
Patrick Schollaert
Lieve Crauwels
Griet Van Gestel
Johan Ceenaeme

Contactpersonen:
Patrick Schollaert
Lieve Crauwels
Griet Van Gestel
Johan Ceenaeme

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.

INHOUD

1 Inleiding 7
DEEL 1: Methodologie duidelijke aanwijzingen van een ernstige bodemverontreiniging (DAEB)
2 Kader 9
3 Doorstroomschema 1 – toetsing historiek 10
3.1 Toelichting bij doorstroomschema 1 12
4 Doorstroomschema 2 – criteria 13
4.1 Toelichting bij doorstroomschema 2 15
4.1.1 Algemeen 15
4.1.2 Blok 1: verontreiniging in het vaste deel van de aarde 15
4.1.3 Blok 2: verontreiniging in het grondwater 20
DEEL 2: Risico-evaluatie
5 Algemeen 31
5.1 Actuele situatie en risico 31
5.2 Potentieel toekomstige situatie en risico 32
6 Het conceptueel sitemodel 34
6.1 Het conceptueel sitemodel rapporteren 35
7 De risico-evaluatie uitvoeren 36
7.1 Aandachtspunten 36
7.2 Methodologie 38
7.2.1 Te evalueren aspecten 38
7.3 Humane blootstelling 41
7.3.1 Actueel humaan risico 44
7.3.2 Potentieel humaan risico 45
7.4 Ecotoxicologische risico's 46
7.4.1 Te doorlopen stappen 48
7.4.2 Ecotoxicologisch onderbouwde criteria 50
7.4.3 Locatiespecifieke ecotoxicologische toetsing 52
7.4.4 Ecotoxicologische risico-evaluatie 53
7.5 Risico op verspreiding 55
7.5.1 Definitie verspreidingsrisico 55
7.5.2 Evaluatie van het verspreidingsrisico 56
7.6 Beleidsmatige saneringsnoodzaak en bijstellingen 68
7.6.1 Beleidsmatige waarden voor specifieke parameters 68
7.6.2 Beleidsmatige bijstelling 70
DEEL 3: Risicogebaseerde terugsaneerwaarden bepalen
8 Algemeen 72
9 Risicogrenswaarden 73

9.1 Humane risicogrenswaarde 74
9.2 Ecotoxicologische risicogrenswaarde 76
9.3 Risicogrenswaarde voor verspreiding 76
9.3.1 Aanwezigheid van mobiel puur product 76
9.3.2 Bedreiging van receptoren 77
9.3.3 Uitloging 77
9.3.4 Verspreiding met of in het grondwater of significante uitbreiding van de contour 77
9.3.5 Verwaaiing van verontreinigde bodemdeeltjes 78
10 Selectie van de meest geschikte en haalbare risicogebaseerde waarde als terugsaneerwaarde 79
10.1 Toetsing aan de bodemsaneringsnorm 80
10.2 Toetsing aan de beleidsmatige saneringsnoodzaak 80
10.3 Toetsing aan het BATNEEC-principe 80
DEEL 4: Bijlagen
11 Bijlage 1: Ecotoxicologische effecten (effectmetingen) 82
12 Bijlage 2: PNEC-waarden bepalen 84

LIJST VAN WIJZIGINGEN

28/10/2021: Toevoeging deel 3: Risicogebaseerde terugsaneerwaarden bepalen

28/10/2021: Aanpassing van de beleidsmatige waarde aan de oplosbaarheid in S-Risk voor trichlooretheen, tetrachlooretheen, tetrachloormethaan en 1,1,1-trichloorethaan.

28/10/2021: Aanpassing van een aantal referentiedocumenten en websites in hoofdstuk 7.4 Ecotoxicologische risico's

1 INLEIDING

Deze code van goede praktijk is een aanvulling bij de standaardprocedures voor oriënterend bodemonderzoek, voor beschrijvend bodemonderzoek en voor (beperkt) bodemsaneringsproject. Het omvat de methoden om op een pragmatische manier een beslissing te kunnen nemen over een “duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging” (DAEB), over de aanwezigheid van risico’s en over risicogebaseerde terugsaneerwaarden.

De standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek somt de criteria op om te bepalen of er sprake is van een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging. De criteria worden in deze code van goede praktijk verder toegelicht (methodologie DAEB). De standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek geeft bij de risico-evaluatie de criteria voor een ernstige bodemverontreiniging. Ook deze criteria zijn hier verder uitgewerkt. De standaardprocedure bodemsaneringsproject en beperkt bodemsaneringsproject geeft de criteria weer om risicogebaseerde terugsaneerwaarden te berekenen. Ook deze criteria zijn in deze code van goede praktijk verder uitgewerkt. De code van goede praktijk is een handleiding om de methodologie DAEB (deel 1), de risico-evaluatie (deel 2) en de bepaling van risicogebaseerde terugsaneerwaarden (deel 3) toe te passen.

De methodologie DAEB, de risico-evaluatie en de bepaling van risicogebaseerde terugsaneerwaarden worden uitgevoerd door een bodemsaneringsdeskundige. Deze code van goede praktijk richt zicht tot de bodemsaneringsdeskundige en is dan ook in die zin geschreven.

Als ondersteuning zijn er nog codes van goede praktijk en andere technisch wetenschappelijke informatie beschikbaar. Raadpleeg hiervoor www.ovam.be.

Deel 1:
Methodologie duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging (methodologie DAEB)

2 KADER

De methodologie DAEB kadert in de uitvoering van een oriënterend bodemonderzoek. U gebruikt de methodologie:

- bij historische of gemengd overwegend historische verontreiniging, voor parameters die de 80% van de bodemsaneringsnorm overschrijden;
- voor een verontreiniging met niet genormeerde parameters.

De methodologie DAEB bestaat uit twee doorstroomschema's. Doorstroomschema 1 toetst de historiek van uitgevoerde bodemonderzoeken en –saneringen op het betrokken terrein. Doorstroomschema 2 bevat de criteria voor een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging.

Gebruikt u de methodologie DAEB voor parameters die in een vorige versie van het VLAREBO waren opgenomen en waarvoor de bodemsaneringsnormen ondertussen werden gewijzigd? Gebruik dan de actuele bodemsaneringsnormen.

Past u de methodologie DAEB toe voor parameters waarvoor al bodemsaneringsnormen werden uitgewerkt maar zijn die nog niet in het VLAREBO opgenomen? Gebruik deze bodemsaneringsnormen als "toetsingswaarde bodemsanering".

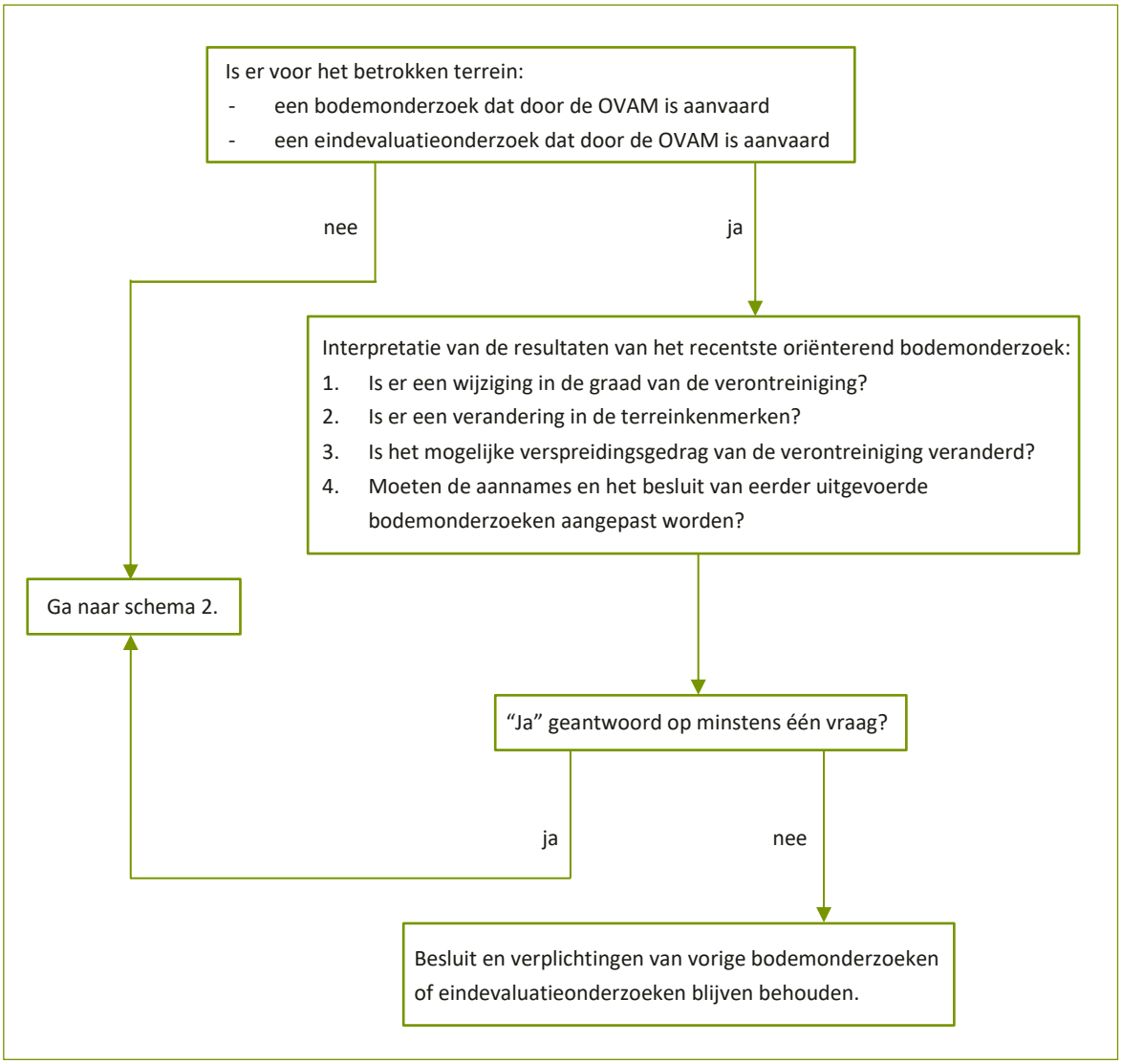
Ook als de bodemverontreiniging niet op het betrokken terrein ontstaan is, doorloopt u de methodologie DAEB.

U moet de methodologie DAEB ook doorlopen voor bodemverontreiniging die al in eerdere bodemonderzoeken werd vastgesteld.

3 DOORSTROOMSCHEMA 1 – TOETSING HISTORIEK

U gebruikt figuur 1 voor een toetsing van de historiek van uitgevoerde bodemonderzoeken en –saneringen op het betrokken terrein.

U maakt een onderscheid tussen:
- onderzoekslocaties waarvoor de OVAM al een oriënterend of beschrijvend bodemonderzoek of een eindevaluatieonderzoek heeft aanvaard;
- onderzoekslocaties waarop nog geen door de OVAM aanvaard bodemonderzoek werd uitgevoerd.



Figuur 1: Toetsing van de historiek van uitgevoerde bodemonderzoeken en -saneringen op het betrokken terrein

3.1 TOELICHTING BIJ DOORSTROOMSCHEMA 1

Hieronder worden de vragen van het blok “interpretatie van de resultaten van het recentste oriënterend bodemonderzoek” verder toegelicht.

Vraag 1: Is er een wijziging in de graad van verontreiniging?
Hierbij gaat u na of:
- er een historische bodemverontreiniging of een verontreiniging met niet genormeerde parameters aanwezig is, die in vorige onderzoeken niet werd aangetroffen;
- de concentratie van de verontreinigde stoffen, vastgesteld in vorige bodemonderzoeken, is gewijzigd.

Vraag 2: Is er een verandering in de terreinkenmerken?
U gaat na of:
- de bestemming van het terrein of de kenmerken van het terrein gewijzigd zijn, waardoor er andere blootstellingsroutes van toepassing zijn;
- eventuele functiewijzigingen een invloed hebben op de vroegere besluitvorming (bijvoorbeeld andere risico-inrichtingen).

Vraag 3: Is het mogelijke verspreidingsgedrag van de verontreiniging veranderd?
U gaat na of de mobiliteit van de bodemverontreiniging verschillend is van deze die eerder werd aangetroffen (bijvoorbeeld door de aanwezigheid van afbraakproducten, door aanwezigheid van producten met een andere mobiliteit, invloed van bemalingen op de omgeving,…).

Vraag 4: Moeten de aannames en het besluit van eerder uitgevoerde bodemonderzoeken aangepast worden?
U gaat na of de aannames uit de vroegere bodemonderzoeken nog van toepassing zijn en of de daaraan gekoppelde besluiten nog gelden.

Evaluatie van dit blok
Antwoordt u op minstens één vraag “ja”? Ga dan opnieuw na of er sprake is van een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging met doorstroomschema 2.

Als u op alle vragen “nee” antwoordt dan blijven de besluiten van de vorige bodemonderzoeken geldig. U hoeft doorstroomschema 2 niet te doorlopen.

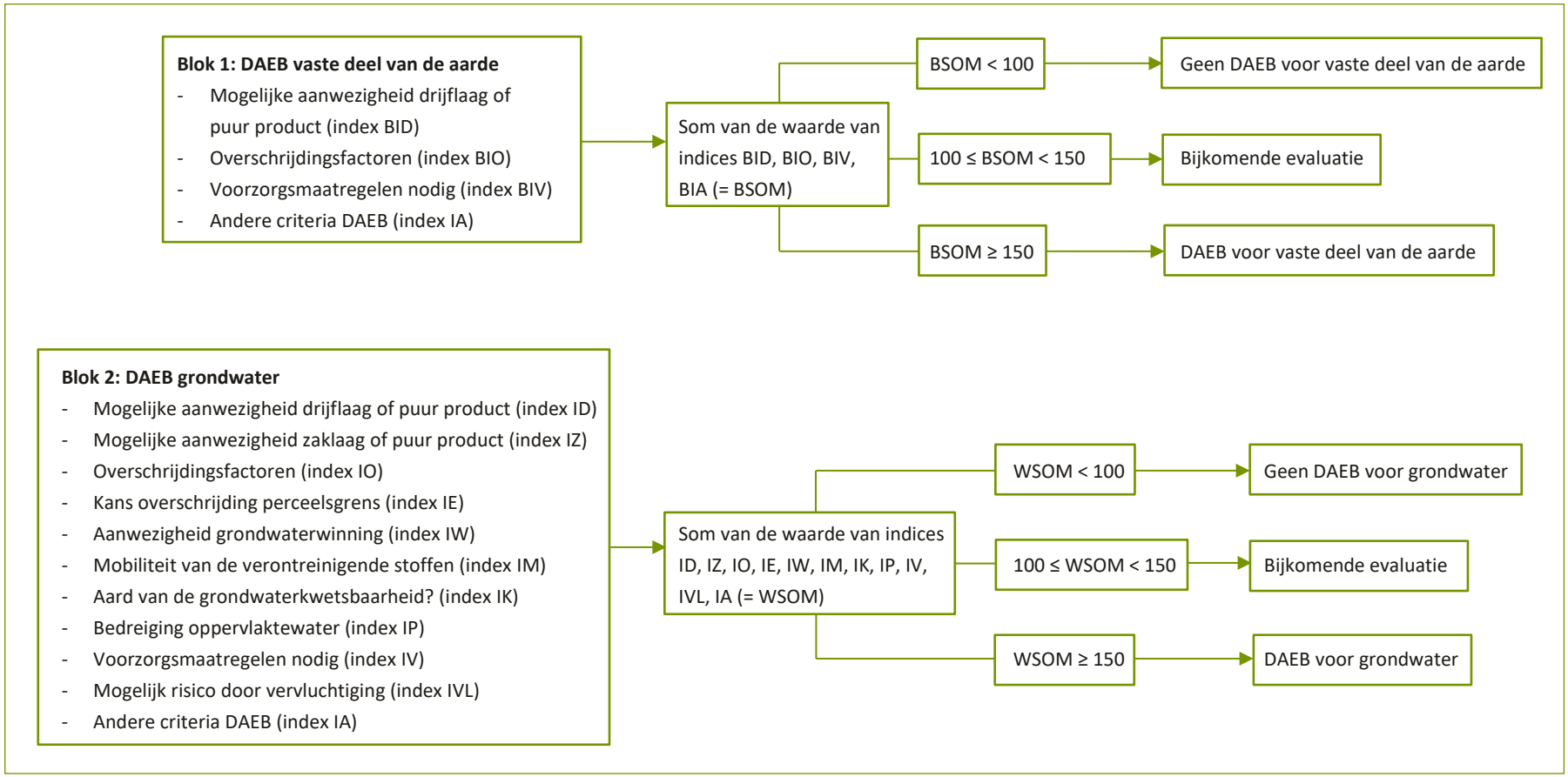
4 DOORSTROOMSCHEMA 2 – CRITERIA

U gebruikt figuur 2 voor een toetsing van de criteria voor een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging.

Doorstroomschema 2 kan u op verschillende niveaus uitvoeren:
- voor een kadastraal perceel of onderzoekslocatie;
- voor een zone (per duidelijk onderscheidbare zone op het terrein);
- voor een stofgroep[1] (per stofgroep op perceels- of zoneniveau).

Als u doorstroomschema 2 heeft toegepast op zoneniveau, dan kan u die zone opdelen per stofgroep.

[1] Er zijn twaalf stofgroepen gedefinieerd: zware metalen, BTEX - minerale olie - MTBE, PAK, VOCl, chloorbenzenen, C6+7+8, cyaniden, pesticiden, trimethylbenzenen, chloorfenolen, PCB en niet genormeerde parameters.



Figuur 2: Criteria voor een duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging (DAEB)

4.1 TOELICHTING BIJ DOORSTROOMSCHEMA 2

4.1.1 Algemeen

Het doorstroomschema bestaat uit twee blokken: blok 1 voor verontreiniging in het vaste deel van de aarde en blok 2 voor grondwaterverontreiniging. In elk blok zijn criteria opgenomen. De criteria houden rekening met de concentratie en de omvang van de bodemverontreiniging, met de aard van de ondergrond en met de omgevingskenmerken.

U geeft elk criterium een waarde op basis van Tabel 1: Bepaling van de waarde van de indices voor een verontreiniging in het vaste deel van de aarde op stofgroepniveau
(voor het vaste deel van de aarde) en Tabel 2: Bepaling van de waarde van de indices voor een verontreiniging in het grondwater op stofgroepniveau (voor het grondwater). De som van de waardes zal bepalen of er wel of geen duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging is op stofgroepniveau. Blijkt uit de som van de waardes dat er een bijkomende evaluatie nodig is? Werk dan de volgende aspecten verder uit:

- Bijkomend veldwerk: extra boringen en extra peilbuizen rond de verontreinigingskern of de potentiële verontreinigingsbron.
- Uitbreiding van het historisch onderzoek (bijvoorbeeld de ligging van potentiële verontreinigingsbronnen).

Na de bijkomende evaluatie doorloopt u opnieuw de criteria van blok 1 of blok 2, met de extra onderzoeksresultaten. Is de som van de waardes opnieuw tussen 100 en 150 en moet u dus een bijkomende evaluatie uitvoeren? Gebruik dan het criterium “andere aanwijzingen voor DAEB”. Op basis van een gegronde motivatie besluit u dan of er duidelijke aanwijzingen van een ernstige bodemverontreiniging zijn.

De stofgroep ‘niet genormeerde parameters’ kan uit diverse stoffen bestaan met heel verschillende eigenschappen. U kan de stofgroep eventueel opsplitsen in aparte groepen met gelijkaardige eigenschappen.

Bent u van oordeel dat het niet nodig is om de blokken te doorlopen? Dan moet u besluiten dat er een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging is voor elke bodemverontreiniging waarvoor u het doorstroomschema zou moeten doorlopen. U motiveert uw keuze om de blokken niet te doorlopen.

4.1.2 Blok 1: verontreiniging in het vaste deel van de aarde

U gebruikt blok 1 om – op stofgroepniveau – na te gaan of er een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging is in het vaste deel van de aarde. De criteria van blok 1 zijn weergegeven in Tabel 1: Bepaling van de waarde van de indices voor een verontreiniging in het vaste deel van de aarde op stofgroepniveau
. De criteria worden toegelicht in hoofdstuk 4.1.2.1 tot en met 0.

Index BID	Mogelijke aanwezigheid puur product (*)	Waarde BID
	Nee Vermoeden Ja	0 75 100
	(*) Definitie: zie tekst.	
Index BIO	Overschrijdingsfactoren CI_b of CIV_b (*)	Waarde BIO
	$0,8 < CI_b/CIV_b \leq 2$ $2 < CI_b/CIV_b \leq 4$ $4 < CI_b/CIV_b \leq 6$ $CI_b/CIV_b > 6$	75 100 125 150
	(*) Methode om CIb of CIVb te bepalen: zie tekst.	
Index BIV	Voorzorgsmaatregelen nodig (*)	Waarde BIV
	Geen Nodig / handhaven	0 150
	(*) Opgelegd door de overheid of vrijwillig uitgevoerd.	
Index BIA	Andere criteria die aanleiding geven tot DAEB (*)	Waarde BIA
	Nee Ja – argumenten tot beslissing DAEB Ja – argumenten tot beslissing geen DAEB	0 +50/100/150 -50
	(*) Zie tekst.	

Tabel 1: Bepaling van de waarde van de indices voor een verontreiniging in het vaste deel van de aarde op stofgroepniveau

4.1.2.1 Criterium 1: (mogelijk) puur product in het vaste deel van de aarde aanwezig (index BID)

Puur product is een vloeibare, hydrofobe verontreiniging, al dan niet mobiel, die voorkomt in de bodem als een afzonderlijke (niet waterige) fase (= Non-Aqueous Phase Liquid - NAPL). Het puur product is mobiel (onder invloed van de zwaartekracht of capillaire krachten) als de retentiecapaciteit van de bodem overschreden wordt. Een andere naam hiervoor is vrij product. Puur product dat aanwezig is in de bodemporiën in gehalten onder de retentiecapaciteit van de bodem en bijgevolg immobiel is, wordt residueel puur product genoemd. Een synoniem voor puur product met een soortelijk gewicht kleiner dan 1 wordt ook LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid) genoemd. Is het soortelijk gewicht groter dan 1 dan wordt het een DNAPL genoemd (Dense Non-Aqueous Phase Liquid).

De waarde van de index BID hangt af van het al dan niet aanwezig zijn van puur product. Er zijn drie mogelijkheden:

- er is zeker puur product aanwezig: de index BID krijgt de waarde 100;
- u vermoedt dat er puur product aanwezig is (bijvoorbeeld op basis van organoleptische waarnemingen, concentraties in het vaste deel van de aarde): de index BID krijgt de waarde 75;
- er is zeker geen puur product aanwezig: de index BID krijgt de waarde 0.

4.1.2.2 Criterium 2: overschrijdingsfactoren CIb of CIVb (index BIO)

De index BIO krijgt een waarde op basis van de concentratie-indices CI en CIV, die worden bepaald aan de hand van de overschrijdingsfactoren van de van toepassing zijnde bodemsaneringsnormen.

De concentratie-index CI_b bepalen

U bepaalt de concentratie-index CI_b voor de parameters die in het VLAREBO genormeerd zijn.

Enkel de parameters met een concentratie groter dan 80 % van de bodemsaneringsnorm (BSN) worden in rekening gebracht. Dit wordt weergegeven als:

$C_i > 0{,}8 * BSN_i$

waarbij C_i = concentratie voor parameters i

U gebruikt de hoogste concentratie.

Bereken de concentratie-index CI_b als volgt:

$$CIb = \sum_{i=1}^{n} \frac{Cib}{BSNib(*)}$$

waarbij
CI_b = concentratie-index SAP
C_{ib} = maximale gemeten concentratie aan stof i in vaste deel van de aarde
BSN_{ib} (*) = bodemsaneringsnorm voor stof i in het vaste deel van de aarde

De concentratie-index CIV_b bepalen

Voor niet genormeerde parameters ontwikkelt u toetsingswaarden. Enkel de parameters met een concentratie groter dan 80 % van de toetsingswaarde "bodemsanering" (TSW) worden in rekening gebracht. Dit wordt weergegeven als:

$C_i > 0{,}8*TSWi$

waarbij C_i = concentratie voor parameters i

U gebruikt de hoogste concentratie.

Bereken de concentratie-index CIV_b als volgt:

$$CIVb = \sum_{i=1}^{n} \frac{Cib}{TSWib}$$

waarbij
CIV_b = concentratie-index verdachte stoffen in het vaste deel van de aarde
C_{ib} = maximale gemeten concentratie aan stof i in vaste deel van de aarde en
TSW_{ib} = toetsingswaarde voor stof i in het vaste deel van de aarde

4.1.2.3 Criterium 3: voorzorgsmaatregelen nodig (index BIV)

Voorzorgsmaatregelen zijn maatregelen om mens of milieu tijdelijk te beschermen tegen de gevaren van de bodemverontreiniging in afwachting van bodemsaneringswerken. De beoordeling van de nood aan voorzorgsmaatregelen is uitgewerkt in de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek.

4.1.2.4 Criterium 4: andere criteria die aanleiding geven tot DAEB (index BIA)

Niet alle criteria kunnen in een eenvoudige methodologie verwerkt worden. Om dit te ondervangen werd de index BIA ingevoegd. De index BIA kan vijf verschillende waarden hebben: +150, +100, +50, -50 of 0.

Als het oriënterend bodemonderzoek wordt uitgevoerd voor een stortplaats en de uitzonderingsprocedure wordt toegepast, dan wordt altijd overgegaan tot een beschrijvend bodemonderzoek. Geef de **index BIA de waarde +150**.

U geeft de **index BIA de waarde +100** als er op basis van de beschikbare onderzoeksresultaten aanwijzingen zijn voor een ernstige bodemverontreiniging in het vaste deel van de aarde en deze aanwijzingen niet gevat zijn in één van de bovenstaande criteria. De index krijgt de waarde +100 in de volgende gevallen (niet limitatief):

- afwijkende lage of hoge waarden voor bodemparameters (zoals de zuurtegraad) in vergelijking met de natuurlijke waarden of in vergelijking met andere waarden die werden vastgesteld op het terrein;
- zintuiglijk waarneembare verontreiniging van de grond (die niet tot uiting komt in de uitgevoerde analyseresultaten);
- de bron van de bodemverontreiniging is niet gekend en de concentraties zijn afwijkend ten opzichte van de omgevingswaarden;
- er zijn aanwijzingen dat de bodemverontreiniging relatief uitgebreid is;
- om uitzonderlijke technische redenen konden de stalen van het vaste deel van de aarde niet in de omgeving van de potentiële verontreinigingsbron genomen worden, en de bodemsaneringsnorm wordt overschreden;
- locatiespecifieke condities;
- de bodemverontreiniging in het vaste deel van de aarde correleert met de grondwaterverontreiniging;
- er is een relatie tussen de betreffende stofgroep en een andere stofgroep (bijvoorbeeld bij een loodhoudende benzineverontreiniging is er een relatie tussen lood uit de stofgroep “zware metalen” en minerale olie uit de stofgroep “BTEX – minerale olie – MTBE”);
- uit een risicoanalysemodel blijkt een ernstige bodemverontreiniging.

Geef de **index BIA de waarde +50** als er verhoogde asbestconcentraties worden vastgesteld in de bodemlaag tussen de 0 en 30 cm-mv en daarvoor de methodologie DAEB wordt uitgevoerd.

Geef de **index BIA de waarde -50** als er op basis van de beschikbare onderzoeksresultaten duidelijke aanwijzingen zijn dat er voor de verontreiniging in het vaste deel van de aarde geen sprake is van een ernstige bodemverontreiniging. Bijvoorbeeld wanneer een (beperkte) risico-evaluatie aangeeft dat er geen risico's zijn (geen directe blootstellingswegen) en de bron en de omvang van de bodemverontreiniging gekend zijn.

U kan een bodemverontreiniging in het oriënterend bodemonderzoek afperken om aan te tonen dat ze beperkt is in omvang (= een puntverontreiniging) en er dus geen duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging is. Deze werkwijze wordt toegestaan onder de volgende voorwaarden:

- De bodemverontreiniging is beperkt in omvang (een puntverontreiniging) en is in één fase afgeperkt.
- De bodemverontreiniging overschrijdt de bodemsaneringsnormen of toetsingswaarde "bodemsaneringsnorm" in beperkte mate.
- De uitgevoerde risico-evaluatie geeft geen overschrijding van de risico-indices. De risico-evaluatie houdt rekening met het bestemmingstype zoals ingekleurd op het gewestplan (het is bijvoorbeeld niet toegestaan om voor een terrein gelegen in woonzone het verbruik van groenten uit te schakelen).
- De index BIA krijgt een waarde tussen 0 en -50 waardoor de som van de waardes van de indices kleiner wordt dan 100.

Het is niet de bedoeling om de werkzaamheden die bedoeld zijn voor een beschrijvend bodemonderzoek al uit te voeren in het oriënterend bodemonderzoek.

In alle andere gevallen geeft u de **index BIA de waarde 0**.

4.1.2.5 Samenvatting van blok 1

Per onderzoekslocatie of per zone bepaalt u voor elke stofgroep of er een duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging is in het vaste deel van de aarde. U maakt de som van de waarde van de indices BID, BIO, BIV en BIA:

- Als de som kleiner is dan 100 dan is er geen duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging.
- Als de som groter is dan of gelijk is aan 100 en kleiner is dan 150 dan moet u een bijkomende evaluatie uitvoeren.
- Als de som gelijk is aan of groter is dan 150 dan is er sprake van een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging.

4.1.3 Blok 2: verontreiniging in het grondwater

U gebruikt blok 2 om – op stofgroepniveau – na te gaan of er een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging is in het grondwater. De beslissingscriteria van blok 2 zijn weergegeven in Tabel 2: Bepaling van de waarde van de indices voor een verontreiniging in het grondwater op stofgroepniveau . De criteria worden toegelicht in hoofdstuk 0 tot en met 4.1.3.11.

Index ID	Mogelijke aanwezigheid van drijflaag of puur product (*)	Waarde ID
	Nee Vermoeden Ja	0 75 100
	(*) Definitie: zie tekst.	
Index IZ	Mogelijke aanwezigheid van zaklaag of puur product (*)	Waarde IZ
	Nee Vermoeden Ja	0 75 100
	(*) Definitie: zie tekst.	

	Overschrijdingsfactoren CI_{gw} of CIV_{gw} (*)			
Index IO	CI_{gw} voor VOCl, chloorbenzenen, cyaniden en pesticiden	Index IO	CI_{gw} en CIV_{gw} voor overige stofgroepen (**)	Waarde IO
	$0,8 < CI_{gw} < 1$ $1 \geq CI_{gw} < 10$ $10 \geq CI_{gw} < 15$ $CI_{gw} \geq 15$	20 100 125 150	$0,8 < CI_{gw}/CIV_{gw} < 2$ $2 \geq CI_{gw}/CIV_{gw} \leq 6$ $6 < CI_{gw}/CIV_{gw} \leq 15$ $CI_{gw}/CIV_{gw} > 15$	20 50 75 100
	(*) Methode om CIgw of CIVgw te bepalen: zie tekst. (**) Overige stofgroepen: zware metalen, BTEX, minerale olie, MTBE, PAK, C_{6-7-8}, niet genormeerde parameters			

Index IE	Kans op overschrijding van de perceelsgrens	Waarde IE
	Nooit Mogelijke overschrijding	0 25

Index IW	Aanwezigheid grondwaterwinning (*)		
	Type winning	Drinkwater	Andere
		Waarde IW	Waarde IW
	Vermoeden nadelig effect	100	100
	Gelegen op < 100 m van de potentiële verontreinigingsbron	100	50
	Gelegen op < 200 m van de potentiële verontreinigingsbron	75	30
	Gelegen op < 500 m van de potentiële verontreinigingsbron	50	20
	Gelegen op > 500 m of geen aanwezig/geen bedreiging	0	0
	(*) – U houdt rekening met elk type winning. Diepere winningen in duidelijk afgescheiden waterlagen neemt u niet op. – U bepaalt de afstand tot de grondwaterwinning tegenover de contourlijn van 80% van de bodemsaneringsnorm. Als die niet gekend is dan neemt u de afstand tot de bron van de verontreiniging.		

Index IM	Mobiliteit van de verdachte stoffen in functie van oplosbaarheid S (*)	Waarde IM
	Zeer mobiel (S ≥ 100.000 mg/l) Mobiel (S ≥ 1.000 mg/l) Middelmatig mobiel (S ≥ 10 mg/l) Weinig mobiel (S > 0,1 mg/l) Zeer weinig mobiel (S < 0,1 mg/l) Onbekend	50 40 30 20 10 40
	(*) – U legt de mobiliteit standaard op middelmatig mobiel voor zware metalen, metalloïden, cyaniden en minerale olie. – U beschouwt zware metalen die worden gebruikt om te metalliseren als mobiel. – Bij verschillende contaminanten gebruikt u de hoogste S-waarde.	
Index IK	Aard van de ondergrond – Grondwaterkwetsbaarheidsgraad (*)	Waarde IK
	Weinig kwetsbaar Matig kwetsbaar Kwetsbaar Zeer kwetsbaar Uiterst kwetsbaar	5 10 15 20 25
	(*) U leidt de kwetsbaarheid niet enkel af van de kwetsbaarheidskaart maar ook aan de hand van veldgegevens en uw interpretatie.	
Index IP	Bedreiging oppervlaktewater (*)	Waarde IP
	Oppervlaktewater op minder dan 100 m van de verontreiniging Oppervlaktewater op minder dan 200 meter van de verontreiniging Oppervlaktewater op meer dan 200 meter van de verontreiniging Geen bedreiging Zeker bedreiging	20 10 0 0 30
	(*) U bepaalt de afstand tot het oppervlaktewater tegenover de contourlijn van 80% van de bodemsaneringsnorm. Als die niet gekend is dan neemt u de afstand tot de bron van de verontreiniging.	
Index IV	Voorzorgsmaatregelen nodig (*)	Waarde IV
	Geen Nodig / handhaven	0 150
	(*) Opgelegd door de overheid of vrijwillig uitgevoerd.	
Index IVL	Risico door vervluchtiging	Waarde IVL
	Nee Ja	0 100
Index IA	Andere criteria die aanleiding geven tot DAEB (*)	Waarde IA
	Nee Ja – argumenten tot beslissing DAEB Ja – argumenten tot beslissing geen DAEB	0 +100/150 -100
	(*) Zie tekst.	

Tabel 2: Bepaling van de waarde van de indices voor een verontreiniging in het grondwater op stofgroepniveau

4.1.3.1 Criterium 5: mogelijke aanwezigheid van een drijflaag op het grondwater of puur product in de verzadigde zone (index ID)

Producten met een kleinere dichtheid dan water (zogenaamde LNAPL: light non-aqueous phase liquids), blijven op het grondwater drijven.

Puur product is een vloeibare, hydrofobe verontreiniging, al dan niet mobiel, die voorkomt in de bodem als een afzonderlijke (niet waterige) fase (= Non-Aqueous Phase Liquid - NAPL). Het puur product is mobiel (onder invloed van de zwaartekracht of capillaire krachten) als de retentiecapaciteit van de bodem overschreden wordt. Een andere naam hiervoor is vrij product. Puur product dat aanwezig is in de bodemporiën in gehalten onder de retentiecapaciteit van de bodem en bijgevolg immobiel is, wordt residueel puur product genoemd. Een synoniem voor puur product met een soortelijk gewicht kleiner dan 1 wordt ook LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid) genoemd. Is het soortelijk gewicht groter dan 1 dan wordt het een DNAPL genoemd (Dense Non-Aqueous Phase Liquid).

Een drijflaag is puur product dat voorkomt op het grondwaterniveau (ter hoogte van de grondwatertafel en de water capillaire zone) en daar aanleiding geeft tot een puur productspiegel. Het puur product is in dit geval mobiel. Wanneer er geen vloeistofspiegel wordt gevormd is het puur product capillair aanwezig.

Het onderscheid tussen “puur product” en “drijflaag” ligt in de mobiliteit van het product ter hoogte van het grondwaterniveau. Dit is dus ook het geval bij seizoensgebonden effecten, waardoor het ontstaan van drijflagen, gevormd door stijging van de grondwatertafel, kan voorkomen.

Als u geen puur product/drijflaag in een peilbuis waarneemt, gaat u na of er mogelijk toch een drijflaag in de bodem aanwezig is, maar dat ze in de peilbuis niet kan worden gedetecteerd (bijvoorbeeld trage toestroming van het product naar de peilbuis toe, niet-snijdende filter,…). Hou er rekening mee dat het puur product zich bij daling van het grondwaterniveau in een versmeringszone kan bevinden, waardoor er op dat moment geen drijflaag aanwezig is. De drijflaag komt in dit geval slechts voor bij hoge grondwaterstand maar moet wel degelijk in rekening gebracht worden. Ook uit de grondwaterconcentraties kan u afleiden of er mogelijk een drijflaag aanwezig is. U vergelijkt daarvoor de gemeten grondwaterconcentraties met de oplosbaarheid van de betreffende stof in grondwater. Ook houdt u rekening met de concentraties aanwezig in het vaste deel van de aarde ter hoogte van de grondwatertafel en met zintuiglijke waarnemingen ter hoogte van de grondwatertafel.

Maak een onderscheid tussen een werkelijke drijflaag en een schijnbare drijflaag. Dat kan op basis van de terugpompbaarheid van de veronderstelde drijflaag, waarbij u nagaat of er puur product blijft toestromen als u de snijdende filter herhaaldelijk heeft leeggepompt. Als dat niet het geval is, dan is er eerder sprake van een lokale accumulatie in de snijdende filter. Dit fenomeen is niet ongebruikelijk bij filters in een sterk verontreinigde bodem die gedurende lange tijd niet meer bemonsterd zijn.

De waarde van de index ID wordt bepaald door de aanwezigheid van een drijflaag of puur product. Er zijn drie mogelijkheden:

- er is zeker een drijflaag (vrij product gedetecteerd in de peilbuis of puur product) aanwezig: de index ID krijgt de waarde 100;
- u vermoedt dat er een drijflaag of puur product aanwezig is (bijvoorbeeld op basis van organoleptische waarnemingen, concentraties in het vaste deel van de aarde, concentraties in het grondwater): de index ID krijgt de waarde 75;
- er is zeker geen drijflaag of puur product aanwezig: de index ID krijgt de waarde 0.

4.1.3.2 Criterium 6: mogelijke aanwezigheid van een zaklaag of puur product (index IZ)

Zaklagen worden in deze context gedefinieerd als de aanwezigheid van puur product in de watervoerende laag en dit met stoffen die een grotere dichtheid hebben dan water (zogenaamde DNAPL: dense non aqueous phase liquids).

U gaat de aanwezigheid van puur product (DNAPL) in de onverzadigde zone na.

Deze producten zakken relatief snel tot aan de grondwatertafel. In het grondwater verspreiden deze producten zich zowel in de grondwaterstromingsrichting als verticaal. Verticale migratie wordt slechts verhinderd als het product wordt tegengehouden door de aanwezigheid van een leem- of kleilaag (slecht of zeer slecht doorlatend). Hierdoor kan er een zaklaag gevormd worden op deze klei- of leemlagen. Zaklagen vormen zich enkel wanneer het product in het grondwater aanwezig is in niet-opgeloste vorm.

De aanwezigheid van zaklagen op het terrein is zeer moeilijk na te gaan (heterogene en onregelmatige verdeling). Bovendien kunnen DNAPL ook aanwezig zijn in de vorm van ganglia (= puur product in de poriën). Het kan dan niet direct in een waterstaal waargenomen worden omdat het product in de ganglia de neiging heeft om te adsorberen op de vaste deeltjes van de bodem. Indirect wordt de aanwezigheid van puur product in een watervoerende laag nagegaan door de gemeten grondwaterconcentraties te vergelijken met de gekende oplosbaarheid van de beschouwde stoffen.

Als de concentratie minstens 1 % van de oplosbaarheid bedraagt, bestaat er een grote kans dat er puur product in de watervoerende laag aanwezig is (minstens in ganglia). Als de concentratie 10 % van de oplosbaarheid bedraagt, dan is de aanwezigheid van puur product zeer waarschijnlijk.

De waarde van de index IZ hangt af van de mogelijkheid tot de aanwezigheid van vrij product, bestaande uit componenten met een grotere dichtheid dan water, in de ondergrond. Er zijn drie mogelijkheden:

- er is een zaklaag/puur product vastgesteld of de concentraties in het grondwater zijn groter dan of gelijk aan 10 % van de oplosbaarheid van de stof in het grondwater: de index IZ krijgt de waarde 100;
- de concentraties in het grondwater zijn groter dan of gelijk aan 1 % en kleiner dan 10 % van de oplosbaarheid van de stof in het grondwater: de index IZ krijgt de waarde 75;
- de concentraties in het grondwater zijn kleiner dan 1 % van de oplosbaarheid: de index IZ krijgt waarde 0.

4.1.3.3 Criterium 7: overschrijdingsfactoren CIgw of CIVgw (index IO)

De waarde van de index IO voor de stofgroepen VOCl, chloorbenzenen, cyaniden en pesticiden bepaalt u op basis van andere overschrijdingsfactoren dan deze die gelden voor de overige zes stofgroepen (zware metalen, minerale olie - BTEX - MTBE, PAK, C6+7+8 en niet genormeerd parameters).

De concentratie-index CI_{gw} bepalen

U bepaalt de concentratie-index CI_{gw} voor de parameters die in het VLAREBO genormeerd zijn.

Enkel de parameters met een concentratie groter dan 80 % van de bodemsaneringsnorm (BSN) worden in rekening gebracht. Dit wordt weergegeven als:

$C_i > 0{,}8*BSNi$

waarbij C_i = concentratie voor parameters i

U gebruikt de hoogste concentratie.

Bereken de concentratie-index CI_{gw} als volgt:

$$CIgw = \sum_{i=1}^{n} \frac{Cigw}{BSNigw(*)}$$

waarbij
CI_{gw} = concentratie-index SAP
C_{igw} = maximale gemeten concentratie aan stof i in grondwater
$BSN_{igw}(*)$ = bodemsaneringsnorm voor stof i in grondwater

De concentratie-index CIV_{gw} bepalen

Voor niet genormeerde parameters ontwikkelt u toetsingswaarden. Enkel de parameters met een concentratie groter dan 80 % van de toetsingswaarde “bodemsanering” (TSW) worden in rekening gebracht. Dit wordt weergegeven als:

$C_i > 0{,}8*TSWi$

waarbij C_i = concentratie voor parameters i

U gebruikt de hoogste concentratie.

Bereken de concentratie-index CIV_{gw} als volgt:

$$CIVgw = \sum_{i=1}^{n} \frac{Cigw}{TSWigw}$$

waarbij

CIV_{gw} = concentratie-index verdachte stoffen in grondwater
C_{igw} = maximale gemeten concentratie aan stof i in grondwater
TSW_{igw} = toetsingswaarde voor stof i in grondwater.

4.1.3.4 Criterium 8: kans op overschrijding van de perceelsgrens (index IE)

U bepaalt de waarde van de index IE aan de hand van de beschikbare gegevens zoals concentraties, afstand tot de perceelsgrens, samenstelling van de ondergrond, richting van de grondwaterstroming, mobiliteit van de verontreinigende stoffen,…

4.1.3.5 Criterium 9: mogelijke bedreiging van een grondwaterwinning (index IW)

U bepaalt de waarde van de index IW. U brengt elk type winning in rekening, zonder onderscheid in het debiet en de aard van het gebruik (uitgezonderd de aanwezigheid van een drinkwaterwinning). Grondwater-winningen uit watervoerende lagen die gescheiden worden van de verontreinigde watervoerende laag door een continue slecht doorlatende laag ($K < 10^{-6}$ m/s) met een dikte van minstens 10 m of door een zeer slecht doorlatende laag ($K < 10^{-8}$ m/s) met een dikte van minstens 5 m worden niet in rekening gebracht.

De waarde van de index IW wordt bepaald door de afstand tussen de bodemverontreiniging en de grondwaterwinning. Als de contourlijn van de 80 %-waarde van de bodemsaneringsnorm al gekend is dan bepaalt u de afstand tussen de waterwinning en deze contourlijn. Als de contour niet gekend is, bepaalt u de afstand van de verontreinigingsbron tot de waterwinning.

4.1.3.6 Criterium 10: mobiliteit van de verdachte stoffen in functie van oplosbaarheid (index IM)

Voor organische stoffen bepaalt u de waarde van de index IM op basis van de oplosbaarheid van de verontreinigende stoffen. Voor elke verontreinigende stof waarvoor de 80 %-waarde van de bodemsaneringsnorm wordt overschreden, wordt de oplosbaarheid opgezocht in de literatuur.

Organische stoffen worden volgens hun oplosbaarheid ingedeeld in mobiliteitsklassen (zeer mobiel, mobiel, middelmatig mobiel, weinig mobiel, zeer weinig mobiel). Voor de zware metalen en metalloïden en voor cyaniden is de mobiliteit afhankelijk van verschillende criteria waarover u tijdens het oriënterend bodemonderzoek misschien nog onvoldoende informatie heeft. Daarom worden deze stoffen ingedeeld in de categorie middelmatig mobiel. Dit geldt ook voor minerale olie. Als u de samenstelling van de minerale olie niet kent, dan ook niet de mobiliteit ervan. De kationen natrium, kalium, magnesium en calcium en de anionen sulfaten, chloriden, nitraten en nitrieten zijn in de mobiliteitsklasse zeer mobiel ingedeeld. Andere anorganische verontreinigingen deelt u in volgens hun chemische kenmerken.

De mobiliteitsklasse 'niet mobiel' is in deze tabel niet opgenomen, omdat een grondwaterverontreiniging altijd in zekere mate mobiel is.

4.1.3.7 Criterium 11: aard van de ondergrond – grondwaterkwetsbaarheidgraad (index IK)

Bepaal de waarde van de index IK op basis van de kwetsbaarheid van het grondwater. U gebruikt de vijf kwetsbaarheidgraden die ook worden gehanteerd voor de grondwaterkwetsbaarheidskaarten: weinig kwetsbaar, matig kwetsbaar, kwetsbaar, zeer kwetsbaar en uiterst kwetsbaar. Voor de definitie van de kwetsbaarheidsgraden wordt er verwezen naar de grondwaterkwetsbaarheidskaarten.

Het is belangrijk dat u de kwetsbaarheid van het grondwater niet enkel bepaalt op basis van de kwetsbaarheidskaarten maar dat u ook rekening houdt met de opbouw van de ondergrond (beschikbare boorgegevens, geologische kaarten, eigen veldgegevens). De lithologische samenstelling van de bovenste 5 tot 10 m van de ondergrond is hierbij heel belangrijk. Wanneer de kwetsbaarheidsgraad van de ondergrond varieert, hou dan altijd rekening met de hoogste op de onderzoekslocatie voorkomende kwetsbaarheid.

4.1.3.8 Criterium 12: directe bedreiging van oppervlaktewater (index IP)

Bepaal de waarde van de index IP op basis van de mogelijke invloed van de grondwaterverontreiniging op de kwaliteit van het oppervlaktewater. U houdt rekening met de aanwezigheid van oppervlaktewater, de afstand tussen de verontreiniging en het oppervlaktewater, de vermoedelijke verspreidingsrichting van de grondwaterverontreiniging, de aard van de ondergrond en met de mobiliteit en de concentraties van de verontreiniging.

De afstand tussen het oppervlaktewater en de verontreiniging, is de afstand tussen het oppervlaktewater en de contourlijn van de 80 %-waarde van de bodemsaneringsnorm (80 % BSN). Als deze contour niet gekend is, bepaalt u de afstand tussen de verontreinigingsbron en het oppervlaktewater.

Er zijn vier mogelijkheden:
- De kwaliteit van het oppervlaktewater wordt zeker beïnvloed door de aanwezigheid van grondwater-verontreiniging.
- Er bevindt zich oppervlaktewater op een afstand van minder dan 100 m van de verontreiniging (contourlijn 80 % BSN) of van de bron van de verontreiniging als de contourlijn van 80 % BSN niet gekend is.
- Er bevindt zich oppervlaktewater op een afstand van 100 m of meer dan 100 m en minder dan 200 m van de verontreiniging (contourlijn 80 % BSN) of van de bron van de verontreiniging als de contourlijn van de 80% BSN niet gekend is.
- Het oppervlaktewater wordt niet beïnvloed door de aanwezigheid van grondwaterverontreiniging (het oppervlaktewater ligt grondwaterstroomopwaarts van de verontreiniging) of het oppervlaktewater bevindt zich op meer dan 200 m van de verontreiniging.

Grachten of beken die niet permanent water bevatten, brengt u niet in rekening bij de bepaling van index IP.

4.1.3.9 Criterium 13: voorzorgsmaatregelen nodig (index IV)

Voorzorgsmaatregelen zijn maatregelen om mens of milieu tijdelijk te beschermen tegen de gevaren van de bodemverontreiniging in afwachting van bodemsaneringswerken. Er zijn slechts twee mogelijkheden: er zijn wel of niet voorzorgsmaatregelen van kracht.

4.1.3.10 Criterium 14: risico door vervluchtiging (index IVL)

Index IVL is alleen van toepassing bij verontreinigd grondwater onder een woning of pand. Deze index is afhankelijk van de mogelijkheid dat opgeloste stoffen in het grondwater vervluchtigen en leiden tot overschrijding van de normen voor luchtkwaliteit.

Vervluchtiging gebeurt door diffusie en convectie. Als de verontreiniging zich enkel in het grondwater bevindt, speelt alleen diffusie een rol. De stoffen worden vanuit het grondwater door diffusie aangevoerd naar de top van de volcapillaire zone (= capillaire zone waar de poriën volledig gevuld zijn met grondwater), die de beperkende factor vormt in het transportproces. Alleen wanneer de grondwatertafel zich dicht bij een ondergrondse constructie situeert, treedt naast diffusie ook convectie op. Dit is sterk afhankelijk van de constructie, de grondsoort en de fysicochemie van de verontreinigende stof.

U vergelijkt de grondwaterconcentraties met de grenswaarden voor vervluchtiging. De grenswaarden komen overeen met de concentraties in grondwater, die onder de vermelde omstandigheden leiden tot een overschrijding van de toegelaten concentratie in de binnenlucht.

De gemeten grondwaterconcentraties van de verontreinigende stoffen worden gedeeld door de grenswaarden voor vervluchtiging. Er is een risico op vervluchtiging van zodra deze verhouding voor één van de stoffen groter is dan 1. De index IVL krijgt dan een waarde 100.

4.1.3.11 Criterium 15: andere aanwijzingen (index IA)

Niet alle criteria kunnen in een eenvoudige methodologie verwerkt worden. Om dit te ondervangen werd de index IA ingevoegd. De index IA kan vier verschillende waarden hebben: +150, +100, -100 en 0.

Voert u een oriënterend bodemonderzoek uit voor een stortplaats en past u de uitzonderingsprocedure toe? Dan is er altijd een beschrijvend bodemonderzoek nodig. De **index IA krijgt de waarde +150**.

De **index IA krijgt de waarde +100** bij aanwijzingen voor een ernstige grondwaterverontreiniging die niet gevat zijn in één van de andere criteria. De index krijgt bijvoorbeeld de waarde +100 in deze gevallen:

- afwijkende lage of hoge zuurtegraad in vergelijking met de natuurlijke waarden of in vergelijking met de andere waarden die werden vastgesteld op het terrein;
- abnormaal hoge geleidbaarheid in vergelijking met de natuurlijke waarden of in vergelijking met de andere waarden die werden vastgesteld op het terrein;
- zintuiglijk waarneembare verontreiniging van het grondwater (die niet kan verklaard worden via de uitgevoerde analyses);
- mogelijke aantasting van drinkwaterleidingen;

- de bron van de grondwaterverontreiniging is niet gekend en de concentraties zijn afwijkend ten opzichte van de omgevingswaarden;
- er zijn aanwijzingen dat de verontreiniging relatief uitgebreid is;
- de verontreiniging is van die aard dat de detectie ervan bemoeilijkt wordt;
- om uitzonderlijke technische redenen konden de grondwatermonsters niet in de omgeving van de mogelijke bron van de verontreiniging genomen worden en de van toepassing zijnde norm wordt overschreden;
- locatiespecifieke condities;
- de verontreiniging die voorkomt in het vaste deel van de aarde is gerelateerd aan de grondwaterverontreiniging;
- er is een relatie tussen de betreffende stofgroep en een andere stofgroep (bijvoorbeeld bij een loodhoudende benzineverontreiniging is er een relatie tussen lood en minerale olie);
- er werd een niet-decretale sanering uitgevoerd;
- uit een risicoanalyse model blijkt een ernstige bodemverontreiniging.

De **index IA krijgt de waarde -100** als er op basis van de beschikbare onderzoeksresultaten duidelijke aanwijzingen zijn dat er voor de grondwaterverontreiniging geen sprake zal zijn van een ernstige bodemverontreiniging in het beschrijvend bodemonderzoek.

U kan de index IA ook de waarde -100 geven als:
- de bron en de aard van de bodemverontreiniging eenduidig gekend zijn en als op basis van een risico-inschatting blijkt dat er geen sprake is van enig risico;
- bepaalde parameters regionaal diffuus verhoogd zijn;
- de bodemverontreiniging afgeperkt is en beperkt is in omvang (= puntverontreiniging) en er geen sprake is van enig risico.

Het is niet de bedoeling om de werkzaamheden die bedoeld zijn voor een beschrijvend bodemonderzoek al uit te voeren in het oriënterend bodemonderzoek. Anderzijds moet u vermijden dat een beschrijvend bodemonderzoek moet uitgevoerd worden als u met zekerheid kan stellen dat er geen ernstige bodemverontreiniging aanwezig is.

In alle andere gevallen krijgt **de index IA de waarde 0**.

4.1.3.12 Samenvatting blok 2

Per onderzoekslocatie of per zone bepaalt u voor elke stofgroep of er een duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging is in het grondwater. U maakt de som van de waarde van de indices ID, IZ, IO, IE, IW, IM, IK, IP, IV, IVL en IA:
- Als de som kleiner is dan 100 dan is er geen duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging.
- Als de som groter is dan of gelijk is aan 100 en kleiner is dan 150, dan voert u een bijkomende evaluatie uit op basis van de specifieke kenmerken van het terrein, de ondergrond en de verontreiniging.
- Als de som groter is dan of gelijk is aan 150 dan is er een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging.

Deel 2:
Risico-evaluatie

5 ALGEMEEN

De risico-evaluatie kadert in de uitvoering van een beschrijvend bodemonderzoek. U evalueert het gevaar op blootstelling van mensen, planten en dieren aan de bodemverontreiniging en van het verspreiden van de verontreiniging naar grond- en oppervlaktewater. U evalueert het risico in de huidige én in de potentieel toekomstige situatie.

U gebruikt de risico-evaluatie om na te gaan of er sprake is van een ernstige bodemverontreiniging:
- voor een (gemengd overwegend) historische verontreiniging;
- voor een verontreiniging met een niet genormeerde parameter;
- voor een bodemverontreiniging die omwille van haar bijzondere aard niet aan bodemsaneringsnormen getoetst kan worden.

De risico-evaluatie moet toelaten om voor elke verontreiniging de volgende beoordeling te maken:
- de saneringsnoodzaak, voor een (gemengd overwegend) historische verontreiniging of voor een verontreiniging met een niet genormeerde parameter;
- de nood aan veiligheidsmaatregelen en voorzorgsmaatregelen;
- de prioriteit van de bodemsanering;
- de nood aan gebruiksadviezen.

De nood aan veiligheids- en voorzorgsmaatregelen, de saneringsprioriteit en de nood aan gebruiksadviezen geldt ook voor nieuwe en voor gemengd overwegend nieuwe bodemverontreiniging. Het is dus aangewezen om bij indicaties van deze gevallen ook een risico-evaluatie uit te voeren voor een nieuwe verontreiniging.

Een risico-evaluatie begint met het afwerken van het conceptueel sitemodel en de bron-pad-receptor analyse.

Uitgangspunt is het **optimale gebruik** van een grond binnen realistische omstandigheden. Het Bodemdecreet beoogt een verbetering van de kwaliteit van de bodem. Het is echter niet de bedoeling om een bodemsanering uit te voeren voor alle in het beschrijvend bodemonderzoek beschreven bodemverontreinigingen om zo tot een beter “bodembeheer” te komen.

Voor de parameter asbest gebruikt u de specifieke werkwijze van de “Code van goede praktijk asbest: uitvoering beschrijvend bodemonderzoek” (OVAM, 2020).

5.1 ACTUELE SITUATIE EN RISICO

U bepaalt het **actuele risico** op basis van de huidige (**actuele**) verontreinigings**situatie** in functie van het huidige gebruik, de huidige functie van de locatie, de huidige terrein- en omgevingskenmerken, de huidige hydrologie,…

5.2 POTENTIEEL TOEKOMSTIGE SITUATIE EN RISICO

Voor de inschatting van potentiële risico's wordt niet uitgegaan van een multifunctioneel terreingebruik.

Het **potentiële risico** bepaalt u op basis van de **potentiële** (toekomstige) verontreinigings**situatie** in functie van waarschijnlijke of reële toekomstige wijzigingen in het gebruik, potentiële veranderingen van de functie van de locatie, de terrein- en omgevingskenmerken, de hydrologie of door een evolutie in de verontreinigings-toestand.

Als er plannen (zoals RUP of BPA, verhuis van het bedrijf, bestemmingswijziging,…) bestaan en uitgevoerd zullen worden, hou daar dan rekening mee.

Bepaal de risico's onafhankelijk van de termijn waarbinnen die kunnen optreden. Deze termijn houdt rekening met realistische en representatieve, mogelijke toekomstscenario's.

Neem enkel gekende, representatieve en realistische potentiële scenario's in overweging, waarbij het optimale gebruik van de grond wordt gewaarborgd. U motiveert de beschouwde termijn voor de beoordeling van het potentiële risico.

Bij natuurlijke afbraak treden in de ondergrond fysische, chemische of biologische processen op. Zowel de concentratie als de massa, het volume, de mobiliteit of de toxiciteit van de verontreiniging nemen hierbij af. Maar er kunnen ook schadelijke tussenproducten of eindproducten worden gevormd, waardoor de verontreinigingsgraad kan toenemen.

Bodemverontreiniging kan door natuurlijke afbraakprocessen beïnvloed worden door:
- transformatie van de verontreiniging naar minder schadelijke vormen door destructieve processen, zoals biodegradatie of abiotische afbraak;
- transformatie van de verontreiniging naar meer schadelijke (meer toxische) tussenproducten of eindproducten;
- daling van de concentratie van de verontreiniging waardoor de blootstelling geringer kan worden;
- vermindering van de mobiliteit en de biobeschikbaarheid van de verontreiniging door sorptie aan de vaste ondergrond.

Bestaat de kans dat er natuurlijke afbraak optreedt? Hou dan bij het bepalen van het verspreidingsrisico ook rekening met de eigenschappen van de afbraakproducten en de toxische effecten die eventueel kunnen optreden.

Beschrijf zo transparant mogelijk de randvoorwaarden die u gebruikt bij de beoordeling van potentiële risico's en bij de uitvoering van een risico-evaluatie. Zo kunnen betrokken partijen en potentiële kopers afgewogen keuzes maken en zich bewust zijn van de randvoorwaarden van een terrein.

Voorbeeld: In een sterk verstedelijkte omgeving is op dit ogenblik geen groentetuin aanwezig op de grond. Op basis van de locatiespecifieke omstandigheden (zoals ligging, oppervlakte, zontoetreding,…) is een groentetuin in de toekomst ook niet realistisch. U hoeft deze blootstellingsroute dan niet in overweging te nemen als u de potentiële risico's bepaalt, hoewel dat in een standaard woonscenario wel van toepassing is. U motiveert voor elke potentiële risico welke gebruiken realistisch en toepasselijk kunnen zijn voor de betrokken grond.

6 HET CONCEPTUEEL SITEMODEL

Voorafgaand aan de risico-evaluatie werkt u een conceptueel sitemodel uit.

Het conceptueel sitemodel is een ruimtelijk denkmodel dat evolueert tijdens de uitvoering van het beschrijvend bodemonderzoek. Het model bekijkt de bodemverontreiniging in relatie tot het bodemsysteem waarin het zich bevindt door bronnen, verspreidings- en blootstellingsroutes en mogelijke risico's en receptoren te identificeren. Een conceptueel sitemodel helpt bij de risico-evaluatie en om hiaten in de kennis te detecteren.

Op basis van het conceptueel sitemodel kan u voor elk terrein specifiek bepalen hoe de mens, het ecosysteem of andere receptoren actueel of potentieel blootgesteld worden aan de verontreiniging.

Het conceptueel sitemodel geeft een beschrijving van de verontreinigingssituatie in het vaste deel van de aarde en het grondwater en geeft de bron-pad-receptor relatie. Daarbij wordt rekening gehouden met:
- de gekende en de ontbrekende informatie over de verontreiniging in het vaste deel van de aarde en het grondwater;
- de kennis over het gedrag van de stof in het vaste deel van de aarde en het grondwater (zoals verspreiding, afbraak, oplosbaarheid, mobiliteit, vluchtigheid);
- de receptoren;
- de blootstellingswegen en de daaraan gekoppelde risico's voor ecosysteem of mens;
- de eventuele impact van grondwateronttrekkingen in de omgeving;
- geplande of verwachte toekomstige ontwikkelingen.

In het document "Basisinformatie voor risico-evaluaties – deel 2 – uitvoeren van een humaan-toxicologische locatiespecifieke risico-evaluatie" (OVAM, 2016) wordt de opmaak van het conceptueel sitemodel voor een humane risico-evaluatie in detail toegelicht. Bestrijkt een verontreiniging meerdere bestemmings- of gebruikstypes? Werk dan per gebruikstype een conceptueel sitemodel uit. Specifieke omstandigheden (zoals blootstellingsroutes of verblijfstijden) kunnen immers per gebruikstype variëren, en deze zijn bepalend voor het humane risico.

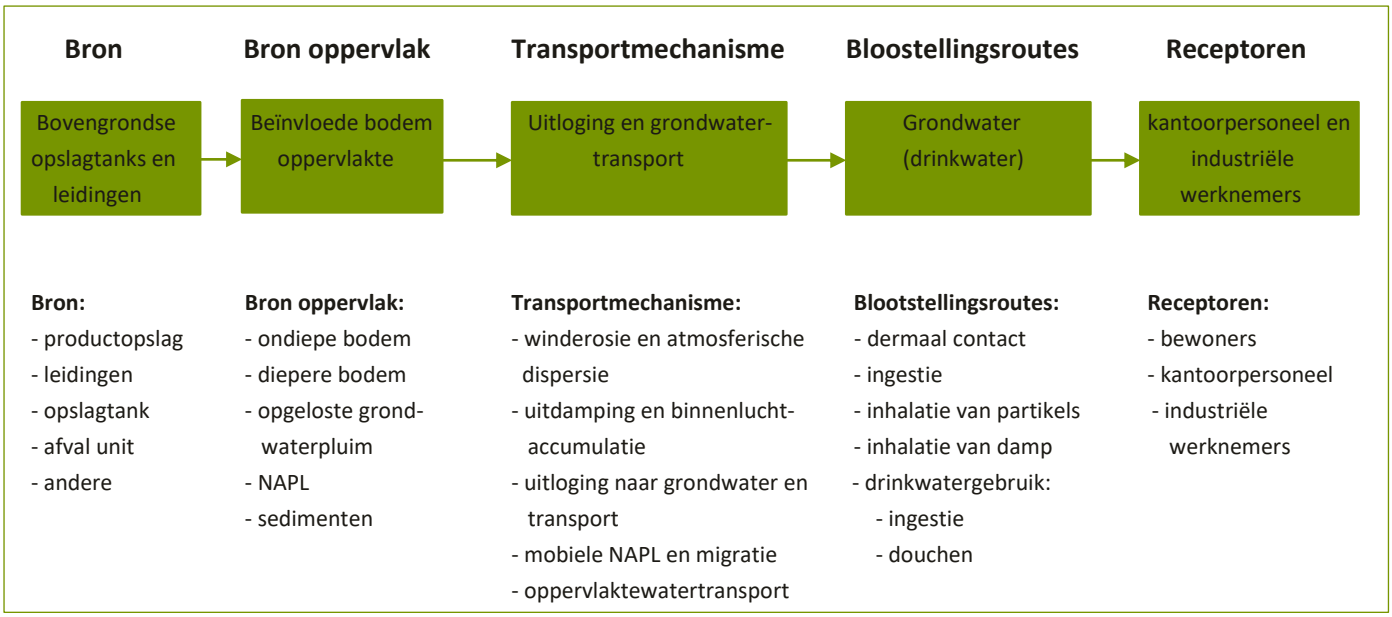
Een goed conceptueel sitemodel vereist een gedetailleerde kennis van het terrein en het gebruik ervan. U stelt het conceptueel sitemodel bij op basis van nieuwe, relevante informatie. Bijkomende metingen en interpretaties voert u uit met het meest recente en correcte conceptueel sitemodel als uitgangspunt. Bij een inschatting van het potentieel risico stelt u op basis van het al dan niet gekende toekomstige gebruik van het terrein, een zo correct mogelijk conceptueel sitemodel op.

6.1 HET CONCEPTUEEL SITEMODEL RAPPORTEREN

Beschrijf de verontreinigingssituatie, de blootstellingswegen en een evaluatie van de risico's aan de hand van het conceptueel sitemodel. U geeft het conceptueel sitemodel voor het actuele en het potentiële scenario. De rapportage bestaat uit kaartmateriaal en schema's, een toelichting bij de achtergronden en de argumentatie voor de opbouw van het conceptueel sitemodel.

U kan verwijzen naar kaartmateriaal waarop de indeling van het terrein, de aanwezige infrastructuur en de verontreinigingscontouren zijn weergegeven.

U bent verplicht om het conceptueel sitemodel weer te geven met een tabel of schema. U kan hiervoor kiezen uit de voorbeelden in de bijlage A van het document "Basisinformatie voor risico-evaluaties – deel 2 – uitvoeren van een humaan-toxicologische locatiespecifieke risico-evaluatie" (OVAM, 2016) of gelijkwaardig. In figuur 3 is een voorbeeld weergegeven.



Figuur 3: Het conceptueel sitemodel (voorbeeld)

7 DE RISICO-EVALUATIE UITVOEREN

U voert de risico-evaluatie zo volledig en grondig mogelijk uit. U kan gerichte analyses (zoals binnenlucht- of bodemluchtmetingen, drinkwateranalyse, gewasanalyse,…) uitvoeren om de risico-evaluatie beter te onderbouwen of aan de werkelijkheid te toetsen. Soms kan ook een grondwatermodellering aangewezen zijn.

Hou ook rekening met vastgestelde concentraties uit voorgaande bodemonderzoeken.

Beschrijf de input en de resultaten van het berekeningsmodellen. Geef ook aan welk model u gebruikt. U voegt een detail van de input en de output (bijvoorbeeld grafische voorstellingen van de blootstellingsberekening) als een bijlage toe aan het rapport.

7.1 AANDACHTSPUNTEN

Evalueer de uitkomst van het risicomodel met een kritische blik. Voer eventueel gerichte metingen uit om het model beter op de realiteit af te stemmen. Het louter overschrijden van de risico-index mag niet zomaar leiden tot de conclusie dat er bodemsanering nodig is.

Wees ook kritisch ten opzichte van de berekende grondwaterstromingssnelheid en verspreidingssnelheid. Stemt de berekende snelheid overeen met wat in realiteit vastgesteld wordt?
Voorbeelden: Er wordt een verspreidingssnelheid van 10 m/jaar berekend. In realiteit blijkt dat de verontreiniging zich, sinds zijn ontstaan in 1970, maar 20 m verspreid heeft. De berekende verspreidingssnelheid is dan duidelijk niet correct. Er treden ook processen zoals adsorptie, afbraak,... op.
Het kan ook omgekeerd. De berekende verspreidingssnelheid is 2 m/jaar, maar in realiteit heeft de verontreiniging zich op 5 jaar al over 100 m verspreid. Er zijn dan misschien preferentiële stromingsbanen aanwezig, zoals een grindlaagje, een grover zandhorizont, via een nutsleiding of eventueel een bijkomende bron,...

Met bovenstaande aandachtspunten wil de OVAM duidelijk maken dat u de uitkomst van modellen (risicomodellen, grondwatermodellen, F-Leach,...) en berekeningen (zoals verspreidingssnelheden) altijd goed moet evalueren. Laat u niet zomaar leiden door de uitkomst en het getal. Zoals altijd geldt hier ook: “rubbish in is rubbish out”.

Bovenstaande wordt geïllustreerd met twee voorbeelden:
Voorbeeld 1
Een voormalig tankstation is gelegen in woongebied. De bebouwing wijzigt en de garage zal omgebouwd worden tot een saunacomplex.
In één peilbuis naast de tank wordt een verontreiniging met BTEX in het grondwater vastgesteld. Een boring op ongeveer één meter afstand blijkt niet verontreinigd te zijn. De grondwaterverontreiniging wordt slechts in beperkte mate in een naastgelegen peilbuis vastgesteld.

Bij toepassing van S-Risk in een woonscenario, wordt rekening houdend met de maximaal vastgestelde concentratie benzeen in het grondwater. Ook na aanpassing van de verblijftijd van 7,5 uur per dag wordt de risico-index RI (TDI en TCL) overschreden.

U kan het risico als volgt nuanceren:
Voor benzeen in het grondwater werd de risico-index RI weliswaar beperkt overschreden (RI = 1,24). Dit was voor 99,8% te wijten aan de inhalatie van binnenlucht (TCL = 2,05). Maar aangezien:

- de verontreiniging met benzeen in het grondwater slechts in 1 peilbuis wordt gemeten;
- in het vaste deel van de aarde geen verontreiniging met benzeen werd aangetroffen, en geen nalevering van benzeen naar het grondwater wordt verwacht, de verblijftijd van mensen ter hoogte van deze zone vast en zeker een stuk kleiner is dan 7,5 uur per dag, ook in het waarschijnlijke geval van een uitbreiding van het saunacomplex met een schoonheidssalon;
- de verontreiniging met benzeen niet ver verspreid is, wat kan gerelateerd worden aan de het grote percentage klei in de bodem, wordt niet verwacht dat deze verontreiniging ook effectief risico's zal inhouden voor mens (of binnenlucht).

Besluit: Het louter overschrijden van de risico-index is een indicatie van de aanwezigheid van een risico. De conclusies kunnen door de bodemsaneringsdeskundige gemotiveerd bijgesteld worden op basis van bijvoorbeeld volume van de verontreiniging, verblijftijden, actueel en toekomstig gebruik van het terrein.

<u>Voorbeeld 2</u>
Na uitvoering van een ontgraving is nog een beperkte restverontreiniging aanwezig onder het gebouw. De restverontreiniging bevindt zich deels onder de inkomhal van een woning en deels onder de voormalige winkelruimte die nu als opslagruimte gebruikt wordt..

Bij toepassing van S-Risk in een woonscenario, is de berekende risico-index RI groter dan 1 voor benzeen. Benzeen overschrijdt slechts in één boring de bodemsaneringsnorm. Er worden binnenluchtmetingen uitgevoerd in ieder gebouw en één referentiemeting in de omgevingslucht aan de achterzijde van het gebouw. De binnenluchtmeting in de winkelruimte geeft een waarde van 5 µg/Nm³ (>TCL). Er wordt niets gemeten bij de binnenluchtmeting in de woning.

U kan het aanwezige risico als volgt nuanceren:
De overschrijding van de TCL tijdens de binnenluchtmeting in de winkelruimte kan niet gerelateerd worden aan de aanwezige restverontreiniging. Deze overschrijding is vermoedelijk te wijten aan het feit dat deze ruimte een voormalige verkoopzaal is voor motoronderdelen en waar ook beperkt oliehoudende producten werden gestockeerd. De beperkte verluchting van het lokaal, de vloerbekleding (oud en muf) en de voormalige opslag hebben waarschijnlijk een invloed gehad op de meting. Gezien de restverontreiniging met benzeen zich in dezelfde mate onder de beide gebouwen bevindt en gezien de beperkte afstand tussen de twee binnenluchtmetingen en de referentiemeting nemen we aan dat de restverontreiniging in het vast deel van de aarde geen aanleiding geeft tot verspreiding naar de binnenlucht.

Besluit: Binnenluchtmetingen zijn een middel om de berekende blootstelling te evalueren, maar een kritische blik en de nodige kennis zijn een must. De resultaten moeten geëvalueerd worden, om na te gaan of de verhogingen tegenover de referentiemetingen het gevolg zijn van de aanwezige bodemverontreiniging of van andere omgevingskenmerken. De gevolgde redenering wordt duidelijk en gemotiveerd weergegeven in het bodemonderzoek.

7.2 METHODOLOGIE

7.2.1 Te evalueren aspecten

Gebruik het doorstroomschema van figuur 4: Criteria voor een ernstige bodemverontreiniging om te bepalen of sprake is van een ernstige bodemverontreiniging.

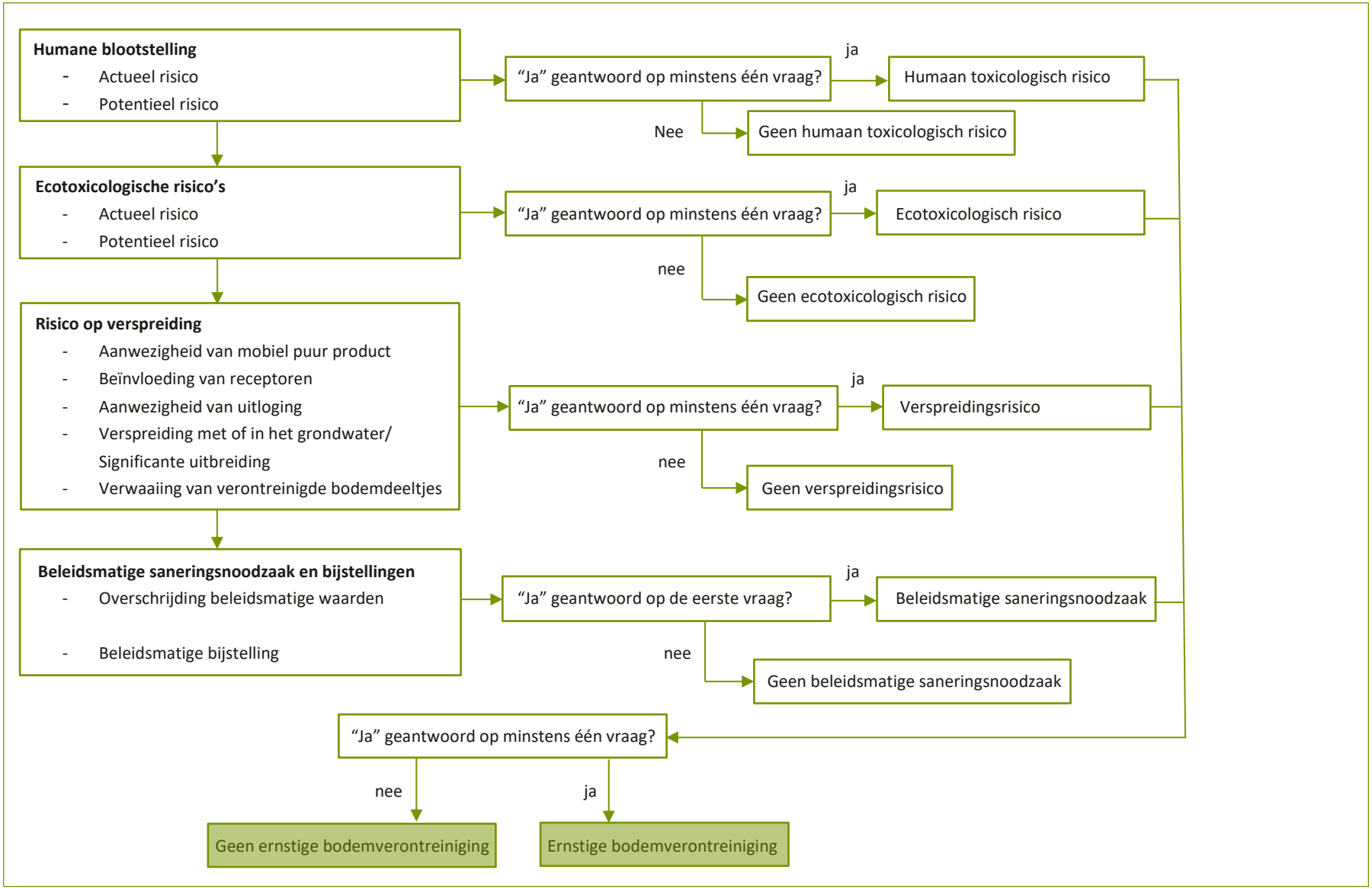
U evalueert of er sprake is van een ernstige bodemverontreiniging voor de volgende aspecten:
- humane blootstelling
- ecotoxicologische blootstelling
- verspreiding
- beleidsmatige bijstellingen

Pas na het beoordelen van deze vier aspecten kan u een uitspraak doen over het al dan niet aanwezig zijn van een ernstige bodemverontreiniging en de nood aan verdere maatregelen. Elk ander vermoeden van ernstige bodemverontreiniging moet u door een bijkomende evaluatie of metingen nagaan (voorbeeld: schade aan civieltechnische constructies).

Geef voor elk aspect duidelijk aan welke gegevens u gebruikt en welke veronderstellingen en aannames u doet. Bespreek de criteria in detail en motiveer en onderbouw alles grondig.

U kan bijkomende informatie verzamelen of gerichte analyses (zoals binnenlucht- of bodemluchtmetingen, drinkwateranalyse, monitoring,…) uitvoeren om de risico-evaluatie beter te onderbouwen of te controleren.

Deze bijkomende inspanningen moeten bij het invullen van modellen (zoals S-Risk) leiden tot een eenduidige uitspraak over een mogelijk risico. Als u bijkomende gegevens verzamelde, voer dan een nieuwe risico-evaluatie uit, waarbij u rekening houdt met deze nieuwe elementen.



Figuur 4: Criteria voor een ernstige bodemverontreiniging

Een verontreinigingszone wordt gedefinieerd als een zone op het onderzochte terrein waar een verontreiniging wordt aangetroffen die horizontaal en verticaal werd afgebakend. Die verontreiniging kan bestaan uit **meerdere parameters met al dan niet verschillende fysicochemische eigenschappen**.

Een voorbeeld van een typische verontreinigingszone is een benzineverontreiniging, die uit verschillende parameters (minerale olie, C6+7+8, BTEX, MTBE,…) bestaat. Dan is het aangewezen om de risico-evaluatie op dit niveau uit te voeren. Andere voorbeelden van verontreinigingszones zijn droogkuisparameters (VOCl), stortplaatsparameters,…

U kan met prioritaire contaminanten of gidsstoffen werken (bijvoorbeeld stoffen die het meest toxisch zijn of het snelst verspreiden). De conclusie voor de prioritaire contaminant of gidsstof geldt dan voor alle parameters van die verontreinigingszone. Besteed extra aandacht aan stoffen met afwijkende eigenschappen, waardoor het risico mogelijks onderschat zou kunnen worden.

Zijn er op het terrein **ruimtelijk van elkaar te onderscheiden verontreinigde zones?** Pas dan per verontreinigingszone de methode voor de bepaling van een ernstige bodemverontreiniging toe.

U kan het terrein in meerdere verontreinigingszones opsplitsen als het terrein cumulatief voldoet aan de volgende voorwaarden:

- De bronnen van de verontreinigingen en de verschillende kritische locaties op het terrein zijn gekend. U beschikt over een goed uitgewerkte historiek en voldoende boringen en peilbuizen op de kritische locaties. Bij de plaatsing van de boringen en peilbuizen heeft u rekening gehouden met de horizontale en verticale verspreiding in het vaste deel van de aarde en met de verspreiding via grondwater of stofopwaai.
- De locaties van de verontreinigingen zijn ruimtelijk duidelijk van elkaar te onderscheiden.

Voert u de evaluatie uit op parameterniveau? Dat mag in geen geval leiden tot absurde situaties. Bijvoorbeeld als u voor één fractie van minerale olie een ernstige bodemverontreiniging vaststelt, dan is de conclusie dat de saneringsnoodzaak voor het hele mengsel ‘minerale olie’ geldt.

Als het op basis van uw ervaring duidelijk is dat er een ernstige bodemverontreiniging aanwezig is dan kan u deze per verontreinigingszone algemeen omschrijven. De saneringsnoodzaak moet u in dit geval duidelijk motiveren.

7.3 HUMANE BLOOTSTELLING

In het document “Basisinformatie voor risico-evaluaties – deel 2 – uitvoeren van een humaan-toxicologische locatiespecifieke risico-evaluatie” (OVAM, 2016) wordt de humane risico-evaluatie in detail toegelicht. Hier volgt een samenvatting en enkele aandachtspunten.

Aan de hand van het conceptueel sitemodel en de kennis over de verspreidingsrisico’s kan u afleiden hoe de mens actueel en potentieel wordt blootgesteld aan de vastgestelde verontreiniging. U evalueert de blootstelling zowel ter hoogte van de onderzoekslocatie als in de nabije omgeving waar de verontreiniging zich al heeft verspreid of kan verspreiden.

De berekening van de humane blootstelling en de humane risico’s gebeurt via een door de OVAM aanvaard blootstellingsmodel (zoals S-Risk). Elk blootstellingsmodel heeft zijn sterktes en zwaktes. U ziet er op toe dat het gebruikte model geschikt is voor het type blootstelling dat geëvalueerd wordt. Omwille van wetenschappelijke evoluties is het aangewezen om een blootstellingsmodel te gebruiken waarin u verschillende bodemlagen kan ingeven op variabele dieptes en u de vastgestelde grondwatertafel kan ingeven. Gebruik bij voorkeur een model met de nodige flexibiliteit om locatiespecifiek te modelleren.

Hou voor enkele veelvoorkomende blootstellingswegen volgende aandachtspunten en concrete vragen in het achterhoofd:

- Aanwezigheid van een drinkwaterleiding, contact via baden, douchen:
    - Ligt er inderdaad een (drink)waterleiding in de verontreinigingsvlek en heeft deze ligging een (nadelige) invloed op de waterleiding en op het drinkwater? Of bevindt de verontreiniging zich veel dieper ten opzichte van de waterleiding waardoor er geen invloed is?
    - Welke invloed heeft de verspreiding van de verontreiniging op de (drink)waterleiding en de kwaliteit van het leidingwater (potentiële situatie)?
    - Is de aanleg van (drink)waterleidingen in de toekomst mogelijk in betreffende zone, en wat is de ruimtelijke situering hiervan ten opzichte van de verontreiniging?
- Aanwezigheid van een grondwaterwinning:
    - Is er een grondwaterwinning aanwezig binnen de verontreinigingsvlek? Hou hierbij ook rekening met toekomstige verspreiding. Wat is de diepte van de grondwaterwinning in relatie tot de verticale verspreiding van de verontreiniging?
- Welke invloed heeft de verspreiding van de verontreiniging op de (drink)waterwinning en de kwaliteit van het putwater (potentiële situatie)?
- Binnenluchtmetingen:
    - Voer steeds een referentiemeting uit. Ga ook na wat de 'achtergrondblootstelling' of nulsituatie op het terrein is. Bijvoorbeeld een garagewerkplaats of een huis naast een tankstation of naast een drukke steenweg kan een verhoogde achtergrondblootstelling hebben. Dit zou kunnen leiden tot een vals positief. Wees dus kritisch als u oordeelt of de verhoogde meting te wijten is aan de aanwezige verontreiniging of aan omgevingsfactoren die de verhoging kunnen verklaren.

- Groentetuin:
  - Gebruik de juiste concentraties. Als er een moestuin aanwezig is, dan is het raadzaam om minstens één (top)staal ter hoogte van deze moestuin te nemen. U weegt de representativiteit van het analyseresultaat af ten opzichte van de omliggende analyseresultaten. Vraag ook na of er grondwater wordt gebruikt voor het besproeien van de gewassen.

Meer informatie over luchtmetingen en het berekenen van binnen- en bodemluchtverontreinigingen als gevolg van een bodemverontreiniging vindt u in het document “Code van goede praktijk: evaluatie van uitdampingsrisico’s in het kader van bodem- en grondwaterverontreinigingen” (OVAM, 2019).

Eventueel kan u na interpretatie van de resultaten het bekomen risico nuanceren op basis van uw kennis, locatiespecifieke omstandigheden,…

De risico-evaluatie van een verontreiniging met minerale olie voert u uit volgens de richtlijnen in het document “Humane risico-evaluatie voor minerale olie” (OVAM, 2007). U bepaalt de fracties met de **EPK/VPK-methode**.

De **aanwezigheid van puur product** kan tot gevolg hebben dat bodemsanering nodig is (zie verder). In het kader van voorzorgsmaatregelen of de saneringsprioriteit schat u de mogelijke humane risico’s als gevolg van de aanwezigheid van puur product in. U identificeert de significante blootstellingsroute(s) en op basis daarvan beslist u of het zinvol is om gerichte metingen uit te voeren. U kan de volgende werkwijze hanteren:
- Voer een simulatie uit met S-Risk of een gelijkwaardig blootstellingsmodel, waarbij u de maximale oplosbaarheid van de contaminant invoert. Dit is uiteraard een niet-conservatieve berekening, aangezien dit de werkelijke situatie (puur product) onderschat.
- Uit die simulatie is het mogelijk om de significante blootstellingsroute(s) te identificeren. Die blootstellingsroutes zijn wellicht ook bij het puur product bepalend voor de risico’s.
- Op basis van die informatie is het mogelijk om eventueel gerichte metingen uit te voeren. Is de voornaamste route bijvoorbeeld binnenhuis inhalatie, dan kan een binnenlucht- of bodemluchtmeting meer duidelijkheid geven over de werkelijk te verwachten risico’s.

De Tabel 3: Beslissingscriteria voor het humaan risico geeft een overzicht van de beslissingscriteria die deel uitmaken van de humane blootstelling.

Humane blootstelling	Beoordeling
Actueel humaan risico	
Risico-index > 1	Ja/Nee
Extra kankerrisico > 1/100.000	Ja/Nee
Concentratie binnen- of buitenlucht > TCL	Ja/Nee
Concentratie in contactmedia > norm	Ja/Nee
Potentieel humaan risico	
Risico-index > 1	Ja/Nee
Extra kankerrisico > 1/100.000	Ja/Nee
Concentratie binnen- of buitenlucht > TCL	Ja/Nee
Concentratie in contactmedia > norm	Ja/Nee
Humaan risico	**Ja/Nee**

Tabel 3: Beslissingscriteria voor het humaan risico

U beantwoordt de volgende vragen:
- Is de risico-index groter dan 1, of het extra kankerrisico groter dan 1/100.000?
- Is de concentratie in de buiten- of binnenlucht groter dan de toelaatbare concentratie in lucht (TCL)?
- Is de gemeten of gemodelleerde concentratie in de contactmedia (drinkwater, gewassen, melk, vlees,…) groter dan de toelaatbare concentratie?

Er is sprake van een humaan risico als u op één van de vragen “ja” antwoordt op basis van een modellering met het bloostellingsmodel of met metingen.

Als u “ja” antwoordt bij het actueel humaan risico of potentieel humaan risico, is er sprake van een ernstige bodemverontreiniging door humane blootstelling.

Antwoordt u “nee” bij het actueel en het potentieel humaan risico? Er is dan geen sprake van een ernstige bodemverontreiniging door humane blootstelling.

Elk ander vermoeden van een humaan risico gaat u na door een bijkomende evaluatie of door metingen.

7.3.1 Actueel humaan risico

7.3.1.1 Is de risico-index groter dan 1? Of is het extra kankerrisico groter dan 1/100.000?

De toetsing gebeurt aan de hand van de berekening van een risico-index[2], waarbij u de berekende blootstelling vergelijkt met de toxicologische grenswaarden.

Voor niet carcinogene stoffen toetst u de berekende blootstelling aan de toelaatbare dagelijkse inname (TDI[3]). Dit is de maximale dagelijkse dosis waarbij geen nadelige effecten zullen optreden bij levenslange blootstelling.

Voor carcinogene stoffen toetst u de berekende blootstelling aan de dosis die overeenkomt met één extra kankergeval per 100.000 levenslang blootgestelden.

Moet u voor meerdere stoffen een risico-evaluatie uitvoeren, omdat die samen voorkomen? Ga dan na of er tussen de stoffen wisselwerkingen kunnen optreden, zoals additiviteit, antagonisme of synergisme. Hou hiermee rekening bij de bepaling van de risico-index. Voor genormeerde parameters waarvoor u combinatietoxiciteit in rekening moet brengen, is dit aangegeven in het VLAREBO (bijlage IV, toelichting bij de tabel met bodemsaneringsnormen). Voor niet genormeerde parameters geeft u een overzicht van de toxische effecten. Als u hierbij informatie vindt over interacties, neemt u dit kwalitatief of kwantitatief mee[4].

7.3.1.2 Is de concentratie in de buiten- of binnenlucht groter dan de TCL?

De toetsing gebeurt door concentraties[5] in de binnen- of buitenlucht te toetsen aan de grenswaarden voor luchtkwaliteit. Grenswaarden voor luchtkwaliteit kunnen wettelijk vastgelegd zijn (VLAREM, EU-richtlijnen) of toxicologisch onderbouwd. In het laatste geval hanteert u de toelaatbare concentratie in lucht (TCL[6]), die zoals de TDI uitgaat van bescherming van mensen bij langdurige blootstelling. Enkel bij industriële activiteiten kan u als volgt van deze toetsing afwijken:

- Toets de buitenluchtconcentratie aan de TCL.
- Toets de binnenluchtconcentratie aan de maximale concentraties op de arbeidsplaatsen (MAC), als de verontreiniging van de bodem gerelateerd is aan de op dit moment plaatsvindende activiteit[7].
- Toets de binnenluchtconcentratie aan de TCL als de activiteit volledig onafhankelijk is van de bodemverontreiniging.
- Bij een stopzetting van de activiteit gaat u ervan uit dat de activiteit niet meer aanwezig is en toetst u aan de TCL.

[2] De formule voor de berekening van de risico-index (RI) kan u vinden in het document "Basisinformatie voor het uitvoeren van risico-evaluaties".
[3] Toelaatbare dagelijkse inname (TDI). Andere begrippen met dezelfde betekenis zijn aanvaardbare dagelijkse inname (ADI) en reference dose (RfD).
[4] Dergelijke informatie is over het algemeen slechts beperkt beschikbaar. In de praktijk zal u bij niet genormeerde parameters niet of nauwelijks rekening kunnen houden met interactie tussen stoffen met betrekking tot effecten.
[5] Voor vluchtige stoffen gebeurt de toetsing op basis van de gemeten of berekende vervluchtigde concentratie. Voor niet vluchtige stoffen gebeurt de toetsing op basis van de gemeten of berekende concentraties op zwevende deeltjes (verwaaiing).
[6] Toelaatbare concentratie lucht (TCL). Een ander begrip met dezelfde betekenis is reference concentration (RfC).
[7] MAC-waarden dienen voor het toetsen van arbeidsrisico's en hebben dus hun onderbouwing voor "gezonde" personen gedurende de arbeidstijd. Ze houden geen rekening met gevoelige groepen. We kunnen ze dus niet toepassen in gebouwen waar ook bedienden werken, omdat daar ook gevoelige groepen, zoals zwangere vrouwen, kunnen aanwezig zijn. Als de bodemverontreiniging niet gerelateerd is aan de activiteit, is de eventuele emissie door de bodemverontreiniging ook geen gekend risico. Vandaar dat er getoetst moet worden aan de TCL voor gebouwen en situaties waar de emissie door de bodemverontreiniging niet als een gekend arbeidsrisico kan beschouwd worden (bedienden of gerelateerd aan activiteit). De TCL kan gecorrigeerd worden voor verkorte blootstellingsduur.

7.3.1.3 Is de gemeten of gemodelleerde concentratie in de contactmedia (drinkwater, gewassen, melk, vlees,…) groter dan de toelaatbare concentratie?

Toets de concentraties in de relevante contactmedia aan de toelaatbare concentraties.

Is er een drinkwaterleiding in de verontreinigde laag aanwezig en kan er permeatie optreden omdat er kunststofwaterleidingen gebruikt worden? Of wordt het grondwater als drinkwater gebruikt? Toets dan de concentratie in het drinkwater aan de drinkwaterrichtlijnen.

U onderzoekt de mogelijke impact van een bodemverontreiniging op de gezondheid van de mens door het gebruik van putwater. Dit gebruik kan verschillende vormen aannemen, zoals aanwending voor toilet, wasmachine of douchen. Bij gebruik als drinkwater kunnen de grootste risico's optreden.

Deze toetsing geldt niet alleen voor particuliere en publieke drinkwaterwinningen of drinkwaterverbruik, maar ook als het water gebruikt wordt in het productieproces van een voedingsnijverheid.

De concentraties in gewassen, melk en vlees toetst u aan de gewasnormen voor de landbouw en etenswaren.

7.3.2 Potentieel humaan risico

Deze toetsing gebeurt enkel op basis van berekende concentraties.

Een goede inschatting van de potentiële humane risico's is pas mogelijk nadat u het verspreidingsrisico hebt bepaald.

Woongebieden, recreatiegebieden en industriegebieden kunnen ook indirect via verspreiding in het bodem-grondwater continuüm bedreigd worden. Een verontreiniging(spluim) kan immers migreren van de bron, die eventueel zelfs buiten het beschouwde gebied ligt, tot onder het gebied. Een mogelijke bedreiging kan ontstaan door vervluchtiging vanuit het verontreinigd freatisch grondwater naar gebouwen (woningen, kantoren, sportcomplexen,…). Een voorbeeld van mogelijke bedreiging is uitloging en migratie van tetrachlooretheen in grondwater en reductieve omzetting naar het mobiele, vluchtige en toxische vinylchloride.

Ook landbouwgebieden kunnen indirect bedreigd worden als een verontreiniging(spluim) migreert van de bron, die eventueel zelfs buiten de gebieden ligt, tot onder de gebieden. Een mogelijke bedreiging kan ontstaan door vervluchtiging vanuit het verontreinigd freatisch grondwater of door gebruik van grondwater als irrigatiewater of drenkwater (= drinkwater voor vee).

Bestaat de kans dat er natuurlijke afbraak optreedt? Hou dan ook rekening met de eigenschappen van de afbraakproducten als u de mogelijke toxische effecten bepaalt die kunnen optreden als gevolg van de bodemverontreiniging.

U bepaalt de potentiële humane risico's ter hoogte van de onderzoekslocatie en de verspreidingspercelen (tot waar de verontreiniging zich mogelijk kan verspreiden). Werk een representatief en realistisch potentieel scenario uit waarbij u:

- de toekomstige bestemming en het toekomstig gebruik meeneemt met duidelijke omschrijving van de randvoorwaarden;
- een "worst-case" terreintoestand (geen verharding) en toekomstige terreininrichting meeneemt (plaatsen van een gebouw met en zonder kelder,…);
- geen gebruiks– of bestemmingsbeperkingen meeneemt.

Wil u het vrij gebruik van een grond evalueren? Selecteer per bestemmingstype minstens dezelfde specifieke instellingen voor tijdsverdeling en blootstellingsroutes dan degene die worden gebruikt bij de afleiding van bodemsaneringsnormen. Meer informatie vindt u in het document "Basisinformatie voor risico-evaluaties – deel 1 – werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden" (OVAM, 2016).

Soms worden verhardingen als permanent beschouwd (bijvoorbeeld een openbare weg). In dat geval moet u geen worst-case potentieel scenario uitwerken waarbij de verharding verwijderd wordt. Verhardingen met een niet permanent karakter zijn onder andere parkings, terrassen, opritten,…

U bouwt de risico-evaluatie voor het potentieel risico zo realistisch mogelijk op. In de praktijk is het mogelijk dat de beschrijving van de locatie volgens het conceptueel sitemodel niet volledig vertaald kan worden naar het gebruikte blootstellingsmodel of dat bepaalde nuances niet meegenomen kunnen worden in kwantitatieve termen. Om dat te ondervangen, kan u meerdere scenario's berekenen (van minder tot meer realistisch).

7.4 ECOTOXICOLOGISCHE RISICO'S

U voert een ecotoxicologische risico-evaluatie uit als:

- de onderzoekslocatie gelegen is in een natuurgebied of eraan grenst;
- er zichtbare schade aan het milieu is;
- er eerder ecotoxicologische risico's dan humaan-toxicologische risico's te verwachten zijn (voor verontreiniging van de teeltlaag[8] met koper en zink in alle bestemmingstypes of met lood, chroom en kwik in bestemmingstype V);
- er ecotoxicologische risico's te verwachten zijn.

Ligt de onderzoekslocatie in een natuurgebied of grenst het er aan? Vermeld dan de naam of de beschrijving van het gebied in het beschrijvend bodemonderzoek. Beschrijf eventueel ook de specifieke richtlijnen of wetgeving die voor dat gebied van toepassing zijn.

[8] Teeltlaag: laag waar plantengroei kan voorkomen.

Overzicht van natuurgebieden (niet limitatief):
- Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN)
- Integraal Verwervings- en Ondersteunend Netwerk (IVON)
- Agrarisch gebied met ecologisch belang
- Agrarisch gebied met bijzondere waarde en natuurontwikkelingsgebied
- Landschappelijk waardevol agrarisch gebied
- Speciale beschermingszone
- Watergebied van internationale betekenis (RAMSAR-gebied)
- Duingebied / Maritieme duinstreek
- Vogelrichtlijngebied
- Habitatrichtlijngebied
- Aanwezigheid van beschermde diersoorten
- Aanwezigheid van vleermuizen
- Aanwezigheid van beschermde plantensoorten
- Bosgebied
- Beschermd landschap
- Polders
- Bestemmingstype I overeenkomstig VLAREBO

De ligging van de meeste van deze gebieden kan u controleren op de website van het Agentschap Informatie Vlaanderen.

Natuurgebieden kunnen ook indirect via verspreiding in het bodem-grondwater continuüm bedreigd worden. Een verontreiniging(spluim) kan immers migreren van de bron, die eventueel zelfs buiten het natuurgebied ligt, tot onder het gebied. Een mogelijke bedreiging kan ontstaan door vervluchtiging vanuit het verontreinigd freatisch grondwater of door gebruik van grondwater als irrigatiewater of drenkwater. Bepaalde ecotypen met een specifieke vegetatie (kwelgebieden, moerassen, veengebieden,…) kunnen receptor zijn van verontreiniging of wijzigende waterhuishouding en nutriëntensamenstelling, waardoor het ecotype bedreigd wordt.

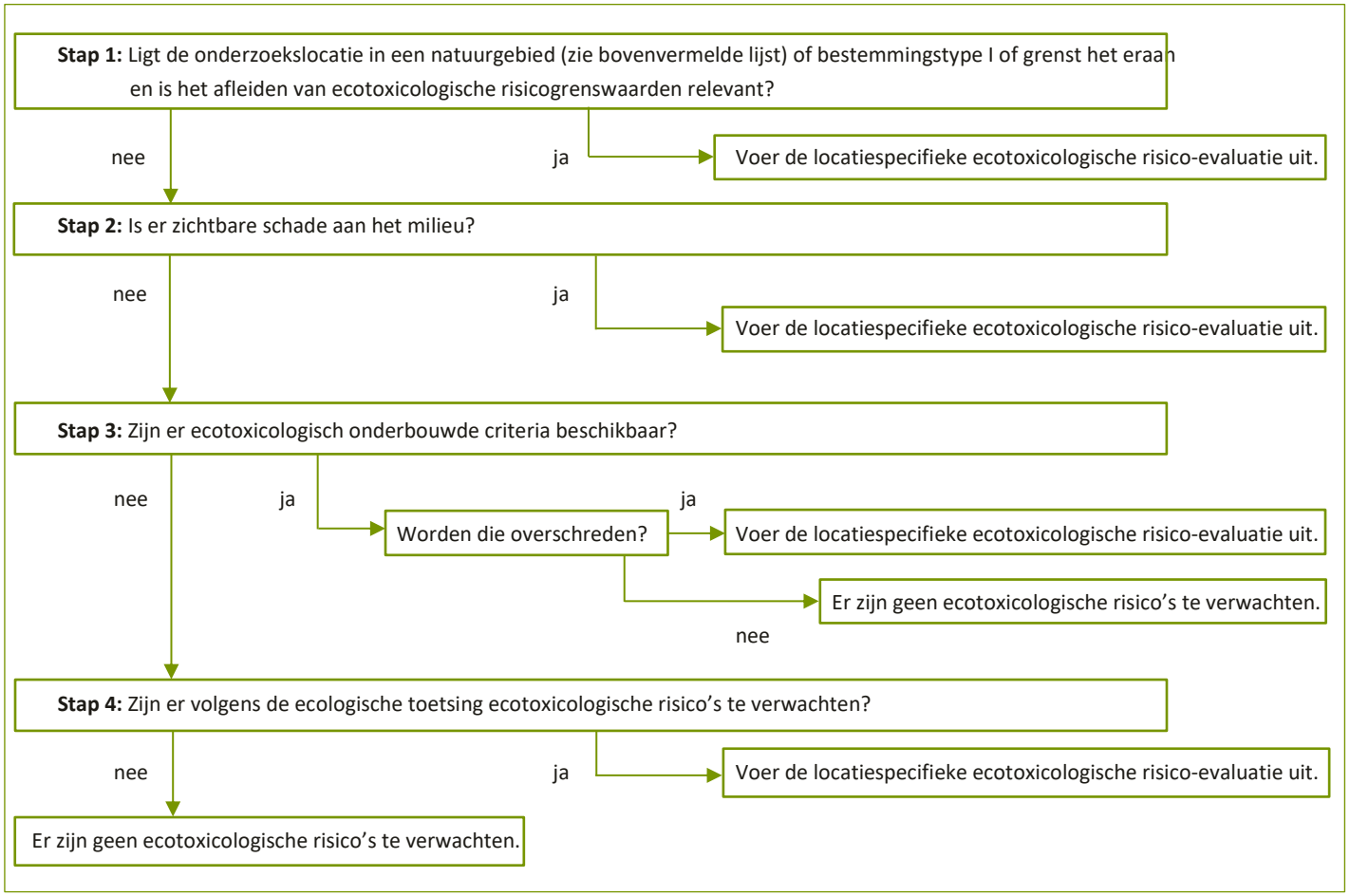
Ligt het bedreigde natuurgebied stroomafwaarts van de onderzoekslocatie? Onderzoek dan ook de ecotoxicologische risico's voor de verontreinigende parameters in het grondwater. Toon aan dat noch in de huidige situatie noch in de toekomstige situatie er een ecotoxicologisch risico zal optreden door uitloging en verspreiding via grondwater vanuit de bronlocatie.

7.4.1 Te doorlopen stappen

Bepaal het actueel en potentieel ecologisch risico. Daarvoor doorloopt u de onderstaande vier stappen (zie ook figuur 5: Te doorlopen stappen om het ecotoxicologisch risico te bepalen) aan de hand van de risico-evaluatie van de actuele en potentiële verontreinigingssituatie:

- **stap 1**: Ligt de onderzoekslocatie in een natuurgebied (zie bovenvermelde lijst) of bestemmingstype I of grenst het eraan en is het afleiden van ecotoxicologische risicogrenswaarden relevant[9]?
  Indien ja → Voer de locatiespecifieke ecotoxicologische risico-evaluatie uit (zie hoofdstuk 7.4.4).
  Indien nee → stap 2
- **stap 2**: Is er zichtbare schade aan het milieu?
  Indien ja → Voer de locatiespecifieke ecotoxicologische risico-evaluatie uit (zie hoofdstuk 7.4.4).
  Indien nee → stap 3
  Antwoordt u "nee" **én** is het niet relevant om ecotoxicologische risicogrenswaarden af te leiden? Dan hoeft u geen ecologische risicogrenswaarden af te leiden.
- **stap 3**: Zijn er ecotoxicologisch onderbouwde criteria beschikbaar (zie hoofdstuk 7.4.2) en worden deze overschreden (zie hoofdstuk 7.4.2)? Dat is bijvoorbeeld het geval bij de aanwezigheid van koper of zink (in bestemmingstype I tot V) OF met lood, chroom of kwik (in bestemmingstype V) in de teeltlaag.
  Indien ja → Voer de locatiespecifieke ecotoxicologische risico-evaluatie uit (zie hoofdstuk 7.4.4).
  Indien nee → stap 4
- **stap 4**: Zijn er volgens de ecologische toetsing ecotoxicologische risico's te verwachten (zie hoofdstuk 7.4.3)?
  Indien ja → Voer de locatiespecifieke ecotoxicologische risico-evaluatie uit (zie hoofdstuk 7.4.4).
  Indien nee → Er zijn geen ecologische risico's te verwachten.

[9] De haven van Antwerpen ligt in een vogelrichtlijngebied. In vele gevallen is het hier niet relevant om een ecotoxicologische risicogrenswaarde af te leiden. Dit moet wel grondig gemotiveerd worden.



Figuur 5: Te doorlopen stappen om het ecotoxicologisch risico te bepalen

7.4.2 Ecotoxicologisch onderbouwde criteria

7.4.2.1 Zware metalen

Voor de afleiding van de bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde worden twee kritische waarden berekend gebaseerd op een humaan-toxicologische onderbouwing en gebaseerd op ecotoxicologie. U weerhoudt de strengste van deze twee waarden en u stelt die waarde bij als het verschil tussen de norm en de streefwaarde te klein is.

Voor de ecotoxicologische onderbouwing verzamelt u uit de wetenschappelijke literatuur gegevens over verbanden tussen de concentratie aan zware metalen in de bodem en nadelige effecten bij organismen. Deze gegevens controleert u op kwaliteit en relevantie. Aan de hand van afgesproken rekenregels leidt u een kritische concentratie af. De meest toegepaste rekenregel is het opstellen van een species gevoeligheidsdistributiecurve, waarbij de geselecteerde data cumulatief worden uitgezet ten opzichte van de bodemconcentratie. Uit deze curve kan dan de concentratie in de bodem worden afgelezen waarbij een (theoretisch) percentage van soorten een effect kunnen ondervinden. De 'potentieel aangetaste fractie' wordt bij consensus vastgesteld.

De afleiding van de ecotoxicologisch gebaseerde waarden is beschreven in volgende rapporten: Waegeneers en Smolders (2002) en Oorts en Smolders (2006a,b) of in recente normeringsrapporten met herziening van de bodemsaneringsnormen[10]. Ter ondersteuning kan de "Threshold calculator for metals in soil" worden gebruikt (www.arche-consulting.be/tools/threshold-calculator-for-metals-in-soil/).

In Tabel 4: Bodemsaneringsnormen voor zware metalen in het vaste deel van de aarde zijn de bodemsaneringsnormen en hun onderbouwing weergegeven. De vetgedrukte normen houden rekening met effecten op het milieu. Als u voor een locatiespecifieke risico-evaluatie moet oordelen over de ecotoxicologische risico's van een bodemverontreiniging, is het aangewezen om in eerste instantie deze kritische waarden te gebruiken als toetsingswaarde.

[10] Niet alle bodemsaneringsnormen werden recentelijk herzien

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

Tabel 4: Bodemsaneringsnormen voor zware metalen in het vaste deel van de aarde

*: Deze bodemsaneringsnorm geldt voor een standaardbodem. Voor een specifieke bodem moet de norm berekend worden aan de hand van de omrekeningsformules van bijlage IV van het VLAREBO van 14 december 2007.

Legende:

- Hum: gebaseerd op humane toxicologie
- Fyt: gebaseerd op fytotoxicologie
- Eco: gebaseerd op ecotoxicologie
- X%PAF: waarde komt overeen met X% potentieel aangetaste fractie
- SW: bijstelling rekening houdend met de streefwaarde
- Sch: houdt ook rekening met toxiciteit voor schapen
- Exp: norm op basis van expertenoordeel (ecotox en fytotox)
- Gew: bijstelling voor overschrijding van de gewasnorm (niet voor alle gewassen)

Zoals hierboven is aangegeven zijn de vetgedrukte waarden uit de tabel gebaseerd op effecten op het ecosysteem. De andere waarden zijn gebaseerd op humane toxicologie. Dit betekent dat de ecotoxicologische waarde hoger is dan de weergegeven waarde. Voor de ecotoxicologische waarde raadpleegt u de recentste stofdata voor zware metalen (zie www.ovam.be). Controleer of er geen humane toxicologische effecten te verwachten zijn als u deze ecotoxicologische waarden gebruikt.

7.4.2.2 Andere genormeerde parameters

Voor de andere genormeerde parameters wordt verwezen naar de aanvullingen bij de basisinformatie voor risico-evaluaties en de achtergronddocumenten bij het afleiden van bodemsaneringsnormen voor deze stoffen.

Werd er voor de parameter nog geen ecotoxicologische bodemsaneringsnorm afgeleid? Voer dan een ecologische toetsing uit (zie hoofdstuk 7.4.3). Raadpleeg het achtergronddocument voor de ecotoxicologische eigenschappen om de normen op te stellen. Voor organische parameters zullen doorgaans weinig ecotoxicologische data beschikbaar zijn.

7.4.3 Locatiespecifieke ecotoxicologische toetsing

De locatiespecifieke ecotoxicologische toetsing bepaalt op basis van het bestemmingstype en de oppervlakte, afgebakend met de HC50-contour, of er ecotoxicologische risico’s te verwachten zijn. De HC50-waarde is de concentratie waarbij 50 % van de organismen of processen effecten ondervinden. Deze waarde is de mediane waarde van NOEC’s (No Observed Effect Concentration) voor soorten of processen. (Lijzen et al, 2002 & Verbruggen et al, 2001).

In Tabel 5: Kritische oppervlakten voor het bepalen van locatiespecifieke ecotoxicologische risico's staan de kritische oppervlakten. De bepaling gebeurt als volgt:

- Maak een lijst van de verschillende stoffen die aangetroffen werden in concentraties groter dan HC50[11]. De weergegeven concentraties moeten relevant zijn voor de risicobepaling: met andere woorden worden die vastgesteld in de toplaag of in de laag die een invloed heeft op de ecologie. HC50-waarden kunnen in de literatuur teruggevonden worden (bijvoorbeeld via de ECHA website (Geregistreerde stoffen - ECHA (europa.eu)) of the Ecotox knowledgebase van US-EPA https://cfpub.epa.gov/ecotox/ of in normeringsrapporten van individuele stoffen op de RIVM website https://www.rivm.nl/en/publications en in de open internationale literatuur)).
- Bepaal voor elke stof de HC50-contour en de oppervlakte ervan.
- Bepaal voor elke stof de gemiddelde concentratie binnen de HC50-contour.
- Toets de verschillende bekomen waarden aan de toetsingswaarden van Tabel 5: Kritische oppervlakten voor het bepalen van locatiespecifieke ecotoxicologische risico's.

[11] Is er geen HC50-waarde beschikbaar, toets dan aan de bodemsaneringsnorm. Als ook die niet beschikbaar is, moet die afgeleid worden volgens de basisinformatie voor risico-evaluatie.

	Oppervlakte HC50-contour	
Bestemmingstype	**Gem. conc. < 10 x HC50**	**Gem. conc. > 10 x HC50**
II	< 500 m²	< 50 m²
III en IV	< 5.000 m²	< 50 m²
V	< 0,5 km²	< 5.000 m²

Tabel 5: Kritische oppervlakten voor het bepalen van locatiespecifieke ecotoxicologische risico's

Voor terreinen in bestemmingstype I moet sowieso een ecotoxicologische risico-evaluatie worden uitgevoerd. (bron: gebaseerd op "Urgentie van bodemsanering: De handleiding", Tauw Milieu nv, 1995)

Voorbeeld: De gemiddelde concentratie binnen de HC50-contour is 5 x HC50. Het terrein ligt in bestemmingstype II. Als de oppervlakte van de HC50-contour 400 m² is dan worden er geen ecotoxicologische risico's verwacht. Is de oppervlakte van de HC50-contour 600 m² dan worden er wel ecotoxicologische risico's verwacht en moet de ecotoxicologische risico-evaluatie uitgevoerd worden.

7.4.4 Ecotoxicologische risico-evaluatie

De ecotoxicologische risico-evaluatie kan bestaan uit een ecologische diagnose (niet limitatief):
- Welke organismen (zowel dieren als planten) zijn mogelijk bedreigd?
- Wat is het gedrag van de aanwezige bodemverontreiniging in het milieu?
- Is er mobiliteit en opname van bodemverontreiniging door de aanwezige organismen (zoals opnameprocessen, biobeschikbaarheid, bioaccumulatie vs toxiciteit, eutrofiëring…)?
- Welke werkingsmechanismen zijn er op individueel niveau (dosis/concentratie – effect relaties, genotoxiciteit, acclimatisatie en adaptatie,…)?
- Wat is het effect op populatie- en ecosysteemniveau en op het milieu zelf?

Daarnaast kan u een Predicted No Effect Concentration (PNEC)-waarde berekenen, waar u vervolgens de concentraties aan toetst (zie ook bijlage 2). De PNEC-waarde is een concentratie aan verontreiniging waar geen nadelige effecten voor het ecosysteem verwacht worden bij langdurige blootstelling. Dit is bijgevolg de maximaal toelaatbare concentratie die de veiligheid van het milieu kan garanderen. De PNEC-waarde wordt bepaald op basis van ecotoxicologische effecten (zie bijlage 1):
- De concentratie wordt in een curve uitgezet ten opzichte van het waargenomen schadelijke effect (zoals letaliteit (NOEC, LOEC, LC 50,…), gedragsverandering, groeihinder, ziekte,…).
- De blootstellingsduur kan u bepalen met acute of chronische testen.

De PNEC-waarde bekomt u door de laagste effectwaarde te delen door de overeenstemmende veiligheidsfactor uit de literatuur. U moet zich er wel van bewust zijn dat een berekende PNEC-waarde niet garandeert dat alle soorten uit het ecosysteem beschermd worden. Deze PNEC-waarde moet dus met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd en gehanteerd worden.

Het conceptueel sitemodel en de kennis over de verspreidingsrisico's geven een antwoord op enkele van bovenstaande vragen en geven aan hoe het ecosysteem actueel en potentieel blootgesteld kan worden aan de vastgestelde verontreiniging, zowel ter hoogte van de onderzoekslocatie als in de nabije omgeving. Het is belangrijk om een duidelijk overzicht van de relevante actuele en potentiële ecologische blootstellingswegen te hebben.

De ecotoxicologische gegevens van niet genormeerde parameters zoekt u op. Voor genormeerde parameters wordt verwezen naar de basisinformatie voor risico-evaluaties en de achtergronddocumenten bij het afleiden van bodemsaneringsnormen voor deze stoffen.

Er kunnen ecotoxicologische studies uitgevoerd worden ter ondersteuning van de ecotoxicologische risico-evaluatie of als u er negatieve effecten verwacht. Ook gewasanalyses, andere analyses of laboproeven (TRIADE,…) kunnen interessant zijn.

U kan eventueel ook zelf een gelijkwaardige methodologie voorstellen, zoals LIBERATION.

Ook de volgende websites kunnen interessant zijn:
- ORNL: http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/ecorisk.html
- US Dept of Energy: https://www.osti.gov/biblio/4764
- US-EPA: https://cfpub.epa.gov/ecotox/
- ECHA: Geregistreerde stoffen - ECHA (europa.eu)
- CCME: Recources | CCME
- RIVM: https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/607711012.pdf

In het document "Basisinformatie voor risico-evaluaties – deel 1 – werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden" (OVAM, 2016) zijn nog andere methodes beschreven.

In het bodemonderzoek wordt de gevolgde methodologie gedetailleerd beschreven en uitgelegd.

Als er in de toekomst een code van goede praktijk met een andere methode voor het uitvoeren van een ecotoxicologische risico-evaluatie beschikbaar wordt, dan vormt die een aanvulling op deze code van goede praktijk.

Uit de ecotoxicologische risico-evaluatie wordt afgeleid of de vastgestelde bodemverontreiniging een actueel of potentieel ecologisch risico vormt.

7.4.4.1 Actueel ecotoxicologisch risico

Is er sprake van een ernstige bodemverontreiniging als gevolg van ecotoxicologische risico? Beantwoord deze vraag dan met "ja". Als de vastgestelde bodemverontreiniging geen actueel ecotoxicologisch risico vormt dan antwoordt u "nee".

7.4.4.2 Potentieel ecotoxicologisch risico

U gaat na of er door menselijk ingrijpen (zoals wijzigingen in terreininrichting, terreingebruik of bestemmingstype) al dan niet een ernstige bodemverontreiniging kan optreden met betrekking tot een ecotoxicologisch risico.

Als de potentiële verontreinigingssituatie met betrekking tot ecotoxicologische blootstelling een ernstige bodemverontreiniging kan betekenen, antwoordt u “ja”. Als de vastgestelde bodemverontreiniging geen potentieel ecotoxicologisch risico vormt dan antwoordt u “nee”.

De Tabel 6: Beslissingscriteria voor het ecotoxicologisch risico beschrijft de beslissingscriteria die deel uitmaken van de beoordeling van het ecotoxicologisch risico.

Ecotoxicologisch risico	Beoordeling
Actueel ecotoxicologisch risico	Ja/nee
Potentieel ecotoxicologisch risico	Ja/nee
Ecotoxicologisch risico	**Ja/nee**

Tabel 6: Beslissingscriteria voor het ecotoxicologisch risico

Er is sprake van een ecotoxicologisch risico als u op één van de vragen “ja” antwoordt.

Als u “ja” antwoordt bij het actueel humaan risico of potentieel ecotoxicologisch risico, is er sprake van een ernstige bodemverontreiniging door ecotoxicologische blootstelling.

Antwoordt u “nee” bij het actueel en het potentieel ecotoxicologisch risico? Dan is er geen sprake van een ernstige bodemverontreiniging door ecotoxicologische blootstelling.

Elk ander vermoeden van een ernstige bodemverontreiniging gaat u na door een bijkomende evaluatie of metingen.

7.5 RISICO OP VERSPREIDING

7.5.1 Definitie verspreidingsrisico

Een bodemverontreiniging vormt een verspreidingsrisico als er receptoren negatief beïnvloed worden of als er een risico bestaat dat in de toekomst receptoren negatief kunnen worden beïnvloed. De verspreiding kan gebeuren via verwaaiing of door verspreiding van verontreiniging naar of in het grondwater.

Naast de klassieke receptoren[12] wordt ook het grondwater zelf aanzien als een receptor. Het stand-still principe (als het grondwater al verontreinigd is) en het preventie- en voorzorgsbeginsel (als het grondwater nog niet verontreinigd is) liggen aan de basis hiervan.

Op basis van de wijze van verspreiding, de receptoren en de soorten verontreiniging zijn de volgende risicotypes bepaald:
- Aanwezigheid van mobiel puur product.
- Receptoren worden bedreigd of kunnen in de toekomst negatief beïnvloed worden.
- Een verontreiniging in het vaste deel van de aarde kan in de toekomst, bij een representatief of realistisch gebruik van de grond, door uitloging aanleiding geven tot een grondwaterverontreiniging die de bodemsaneringsnormen overschrijdt.
- Een niet stabiele grondwatertoestand: de contour van de bodemsaneringsnorm breidt horizontaal of verticaal significant uit, omdat een grondwaterverontreiniging zich in het grondwater kan verspreiden onder invloed van de grondwaterstroming.
- Een verontreiniging in de toplaag van het vaste deel van de aarde kan door verwaaiing aanleiding geven tot een bodemverontreiniging in de omgeving.

Voorbeeld: Een verontreiniging in het vaste deel van de aarde kan door uitloging en de grondwaterstroming zorgen voor een significante (horizontale of verticale) uitbreiding van de contour van de bodemsaneringsnorm in het grondwater. Dit zorgt voor een verspreidingsrisico.

7.5.2 Evaluatie van het verspreidingsrisico

Het is mogelijk dat de verontreiniging actueel geen risico inhoudt, maar wel een potentiële bedreiging kan vormen. Bij het bepalen van de potentiële risico's houdt u rekening met:
- de natuurlijke evolutie[13] van de verontreiniging als:
  - er geen actieve maatregelen worden genomen of
  - de bestaande maatregelen worden stopgezet
- veranderingen van de verontreinigingssituatie door menselijk ingrijpen.

Hou rekening met een indicatieve periode van 500 jaar als u het potentieel verspreidingsrisico op basis van natuurlijke wijzigingen bepaalt. Die beoordelingstermijn van 500 jaar maakt het mogelijk om modelmatige berekeningen uit te voeren en om een terugsaneerwaarde te bepalen. Neem enkel gekende, representatieve en realistische potentiële scenario's in overweging. U motiveert de termijn voor beoordeling van het potentiële risico.

[12] De verschillende soorten grondwaterwinningen (particulier, industrieel, voor landbouw, drenkwater,…), oppervlaktewater, waterlopen, waterbodem, oevers, stroomafwaarts gelegen receptoren, dieper gelegen grondwaterlagen,… Ook de aanwezige fauna en flora wordt als receptor beschouwd.
[13] Migratie, uitbreiding in horizontale of verticale richting (eventueel tot buiten de terreingrenzen), vorming van afbraak- of tussenproducten, beïnvloeding van receptoren in de toekomst,…

De Tabel 7: Beslissingscriteria voor de bepaling van ernstige bodemverontreiniging door verspreiding beschrijft de verschillende beslissingscriteria die deel uitmaken van de beoordeling van het verspreidingsrisico.

Verspreidingsrisico	Ja/nee
Aanwezigheid van mobiel product	Ja/Nee
Bedreiging van receptoren	Ja/Nee
Aanwezigheid van uitloging	Ja/Nee
Aanwezigheid van significante	Ja/Nee
Aanwezigheid van verwaaiing	Ja/Nee
Andere argumenten	Ja/Nee
Verspreidingsrisico	**Ja/Nee**

Tabel 7: Beslissingscriteria voor de bepaling van ernstige bodemverontreiniging door verspreiding

Als u “ja” antwoordt op één van de vragen dan is er sprake van een ernstige bodemverontreiniging door verspreiding van de verontreiniging.

Antwoordt u “nee” op alle vragen? Dan is er geen sprake van een ernstige bodemverontreiniging door verspreiding van de verontreiniging.

7.5.2.1 Aanwezigheid van mobiel puur product

Puur product is een vloeibare, hydrofobe verontreiniging die voorkomt in de bodem als afzonderlijke (niet-waterige) fase. Het puur product is mobiel (onder invloed van de zwaartekracht of capillaire krachten) als de retentiecapaciteit van de bodem overschreden wordt. Een andere naam hiervoor is vrij product. Puur product dat aanwezig is in de bodemporiën in gehalten onder de retentiecapaciteit van de bodem en bijgevolg immobiel is, wordt residueel puur product genoemd. Een synoniem voor puur product met een soortelijk gewicht groter dan 1 is DNAPL (Dense Nonaqueous Phase Liquid). Puur product met een soortelijk gewicht kleiner dan 1 wordt ook LNAPL genoemd (Light Nonaqueous Phase Liquid).

Een **drijflaag** is puur product dat voorkomt op het grondwaterniveau (ter hoogte van de grondwatertafel en de watercapillaire zone) en daar aanleiding geeft tot een puur productspiegel. Het puur product is in dit geval mobiel. Wanneer er geen vloeistofspiegel wordt gevormd is het puur product capillair aanwezig.

Een laag van mobiel puur product met een hoger soortelijk gewicht dan water die op een minder doorlatende laag onder de grondwaterspiegel aanwezig is, heet een **zaklaag**.

Ook bepaalde stoffen die in hoge concentraties voorkomen, kunnen als puur product beschouwd worden. Voorbeelden hiervan zijn kwik-druppels, teerdruppels of hoge zoutconcentraties die aanleiding geven tot densiteitsstromingen.

Als de concentratie voor een verontreiniging met gechloreerde solventen minstens 1 % van de oplosbaarheid bedraagt, bestaat er een grote kans dat er puur product in de watervoerende laag aanwezig is. Als de concentratie 10 % van de oplosbaarheid bedraagt, dan is de aanwezigheid van puur product zeer waarschijnlijk.

Als de gemeten concentratie in het grondwater groter is dan de oplosbaarheid van de stof, dan is er ook sprake van puur product.

Mobiel puur product kan een permanente bron zijn voor verdere grond- en grondwaterverontreiniging door oplossing van product in het grondwater (uitloging). Daarnaast kan puur product een bedreiging vormen door contact of door vervluchtiging.

In het vaste deel van de aarde is puur product mobiel (onder invloed van de zwaartekracht of capillaire krachten) als de retentiecapaciteit van die bepaalde bodem wordt overschreden.

Als u geen puur product/drijflaag in een peilbuis waarneemt, gaat u na of er mogelijk toch een drijflaag in de bodem aanwezig is, maar dat ze in de peilbuis niet kan worden gedetecteerd (bijvoorbeeld trage toestroming van het product naar de peilbuis toe, niet-snijdende filter,…). Hou er rekening mee dat het puur product zich bij daling van het grondwaterniveau in een versmeringszone kan bevinden, waardoor er op dat moment geen drijflaag aanwezig is. De drijflaag komt in dit geval slechts voor bij hoge grondwaterstand maar moet wel degelijk in rekening gebracht worden. Ook houdt u rekening met de concentraties aanwezig in het vaste deel van de aarde ter hoogte van de grondwatertafel en met zintuiglijke waarnemingen ter hoogte van de grondwatertafel.

U maakt een onderscheid tussen een werkelijke drijflaag en een schijnbare drijflaag. Dat kan op basis van de terugpompbaarheid van de veronderstelde drijflaag, waarbij u nagaat of er puur product blijft toestromen als u de snijdende filter herhaaldelijk heeft leeggepompt. Als dat niet het geval is, dan is er eerder sprake van een lokale accumulatie in de snijdende filter. Dit fenomeen is niet ongebruikelijk bij filters in een sterk verontreinigde bodem die gedurende lange tijd niet meer bemonsterd zijn.

Een schijnbare drijflaag wijst echter wel op hoge concentraties in de omgeving van deze peilbuis. U gaat na of er een saneringsnoodzaak bestaat op basis van de beleidsmatige beslissing.

U kan de aanwezigheid van een zaklaag nagaan aan de hand van de criteria van Environmental Protection Agency (EPA). De criteria zijn beschreven in het document “Estimating Potential for Occurence of DNAPL at Superfund Sites. Quick reference fact sheet, EPA9355.4-07FS” (EPA, 1992).

De aanwezigheid van **mobiel puur product** geeft **altijd** aanleiding tot een ernstige bodemverontreiniging.

7.5.2.2 Beïnvloeding van receptoren

Als er in een potentieel scenario een gekende en realistische receptor bedreigd wordt of kan worden, dan is er sprake van een verspreidingsrisico (binnen een indicatieve periode van 500 jaar). U motiveert de beschouwde termijn voor de beoordeling van het potentieel verspreidingsrisico.

Aan de hand van het conceptueel sitemodel en de kennis over de relevante verspreidingsroutes leidt u af welke receptoren beïnvloed kunnen worden. U houdt rekening met receptoren ter hoogte van de onderzoekslocatie en in de nabije omgeving (tot waar de verontreiniging zich verspreid heeft of kan verspreiden.

Er is een actuele bedreiging van de aanwezige receptoren als de contour van de bodemsaneringsnorm de receptor bereikt heeft en zo de kwaliteit van de receptor beïnvloedt. Bij een actuele bedreiging van een receptor, stelt u gepaste voorzorgsmaatregelen voor.

Er is een potentiële bedreiging van de aanwezige receptoren als de contour van de bodemsaneringsnorm de receptor kan bereiken en nadelig kan beïnvloeden.

Besteed voldoende aandacht aan het in kaart brengen van particuliere grondwaterwinningen, het beoogde gebruik van de winning, de huidige en toekomstige invloed van de verontreiniging op de winning en eventuele blootstelling en bijhorende risico's.

7.5.2.3 Aanwezigheid van uitloging

Verontreinigende stoffen in de bodem kunnen door regenwater worden uitgespoeld naar het grondwater. Dit gebeurt voornamelijk bij bodems met een geringe vastleggingscapaciteit of bij verontreiniging met mobiele contaminanten. Uitloging kan niet alleen optreden door infiltrerend regenwater, ook grondwatertafel-schommelingen kunnen zorgen voor uitloging. Deze schommelingen (seizoenaal of onder invloed van hevige neerslag) kunnen er voor zorgen dat een verontreiniging onder een verharding toch kan uitlogen. Deze bijdrage bij uitloging brengt u eveneens in rekening.

Hieronder staan een aantal situaties, methoden en aandachtspunten om uitloging te bepalen (zie ook figuur 6: Stappen in de risico-evaluatie voor uitloging). U bepaalt de kans op uitloging op basis van de veldgegevens en de terreinkarakteristieken. Doe dit op een wetenschappelijk verantwoorde, goed gemotiveerde en oordeelkundige manier. Dit bespreekt u grondig.

De volgende **situaties** worden onderscheiden:

- Verontreiniging aanwezig in het vaste deel van de aarde en (nog) niet in het grondwater.
  Als het grondwater (nog) niet verontreinigd is (concentraties beneden de bodemsaneringsnorm voor grondwater) moet uitloging worden tegengegaan en moet vermeden worden dat de bodemsaneringsnorm overschreden wordt (preventie- en voorzorgsbeginsel).
  Bij evaluatie van de veldgegevens kan geoordeeld worden dat uitloging waarschijnlijk niet meer zal optreden als de bodemverontreiniging al lange tijd in het vaste deel aanwezig is (bijvoorbeeld 30 jaar). Als de verontreiniging recenter ontstaan zou zijn, dan kan beslist worden om een uitloogproef uit te voeren (schudproef). Het kan raadzaam zijn om voorafgaand via trap 1 van de methodiek uitloging een locatiespecifieke toetsingswaarde te bepalen. Als de toetsingswaarde overschreden wordt, kan uitloogproef aangewezen zijn.
- Verontreiniging aanwezig in het vaste deel van de aarde en in het grondwater.
  Als het grondwater verontreinigd is, heeft er al uitloging plaatsgevonden. Nu moet het stand-still-principe beoordeeld worden.
  Gaat de verontreinigingstoestand van het grondwater verergeren of blijft het in dezelfde grootteorde? Hiervoor kan u een uitloogproef uitvoeren en de uitloging modelmatig benaderen. De uitkomst van dit model interpreteert u met de nodige voorzichtigheid, gezien de beperkingen van een model.
  Is het grondwater verontreinigd en neemt de verontreinigingsgraad toe? Streef door actieve saneringsmaatregelen naar een stabiele of krimpende pluim (stand-still-principe).

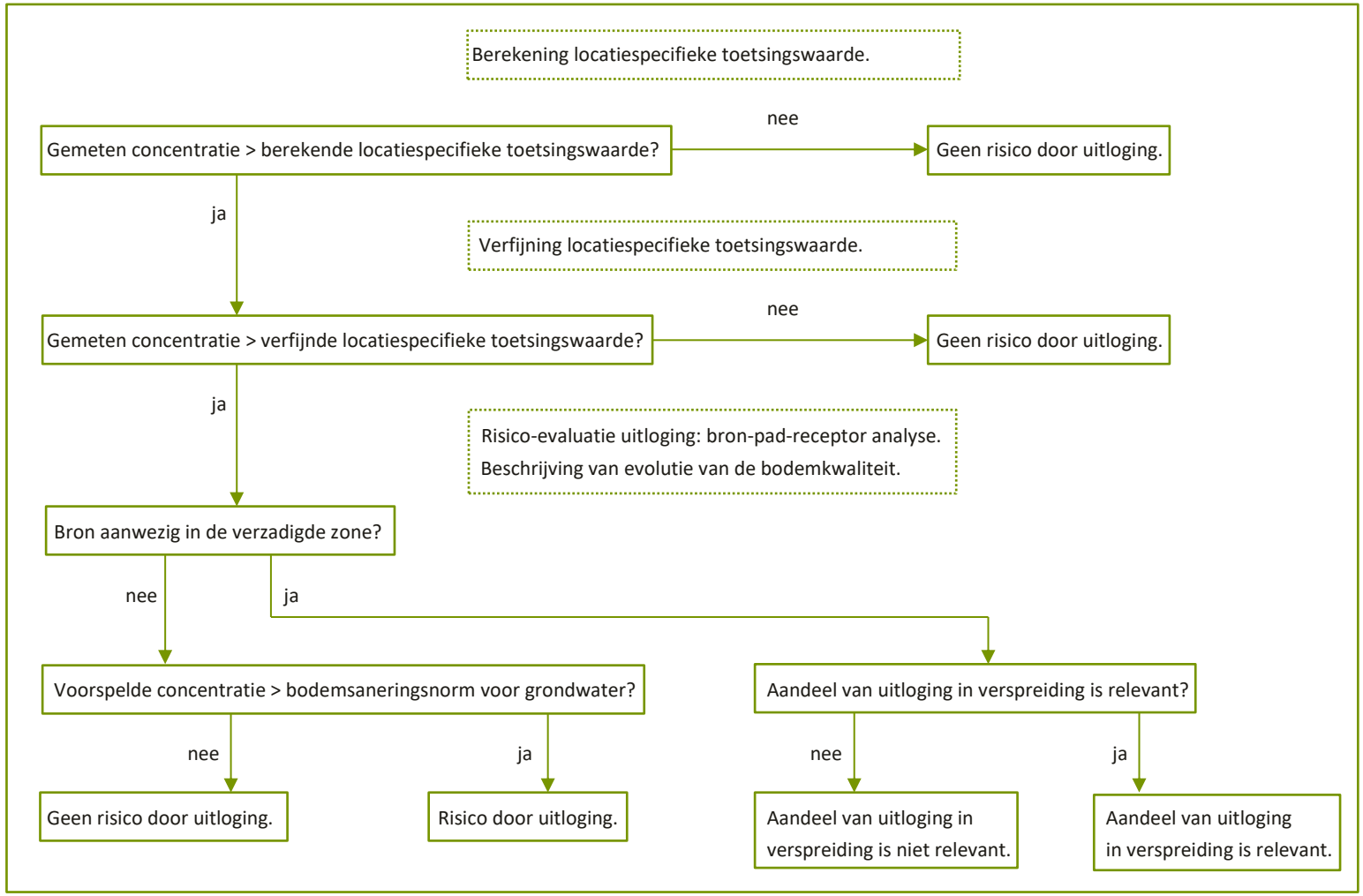
Methodologie:

- Eerste stap: Evalueer de situatie op het terrein om te bepalen of uitloging kan optreden (terreinkarakteristieken, terreinverhardingen, periode van aanwezigheid van de verontreiniging, aanwezige receptoren, eventuele grondwateranalyses,...). Ga realistische potentiële functiewijzigingen van het terrein na (zoals het wegnemen van verhardingen en dergelijke).
- Tweede stap: Ter ondersteuning van de evaluatie kan u op laboschaal een uitloogproef uitvoeren door middel van een schudproef.
- Derde stap: De kans op uitloging kan ook modelmatig geverifieerd worden met F-Leach. Het model F-Leach kan een eerste inschatting geven over het risico op uitloging. De uitkomst van het model is een concentratieverloop in ruimte en tijd. U beoordeelt het uitloogrisico door deze volledige grafieken te interpreteren en niet zozeer door na te gaan of er plaatselijk een momentane overschrijding van de bodemsaneringsnorm is berekend.

Het gebruik van modellen is tijdsintensief. Kan het uitlooggedrag voldoende ingeschat worden op basis van de eerste of de tweede stap? Dan hoeft u F-Leach niet te gebruiken.

Aandachtspunten
In de documenten “Bepaling van risico’s door uitloging en beschrijving evolutie van de bodemkwaliteit - Deel 1: Opstellen methodiek” (OVAM, 2005) en “Deel 2: Handleiding uitloging” (OVAM, 2005) is een stapsgewijze methodiek ontwikkeld waarmee u de risico's op uitloging van contaminanten uit de onverzadigde zone kan kwantificeren. Aan de hand van deze methodiek kan u ook de evolutie van de bodemkwaliteit in de tijd beschrijven. Een tweede luik van de methodiek omvat een bron-pad-receptor analyse waarmee de risico's voor de receptoren worden bepaald. De evolutie ter hoogte van de receptor in de tijd kan eveneens worden berekend. De rekenmodule is beschikbaar op de OVAM-website.

Als u het model gebruikt, bepaal dan eerst een **locatiespecifieke toetsingswaarde** (trap 1). Pas als deze toetsingswaarde overschreden wordt, wordt overgegaan naar de uitgebreide toetsing via de methodiek (trap 2). Hou rekening met de verschillende beperkingen van het model. Hiervoor wordt verwezen naar de hoger vermelde documenten.



Figuur 6: Stappen in de risico-evaluatie voor uitloging

7.5.2.4 Verspreiding met of in het grondwater / significante uitbreiding van de contour

Als verontreinigde stoffen in het grondwater terecht gekomen zijn dan kunnen ze zich verder verspreiden en zo een gevaar vormen voor receptoren zoals oppervlaktewater of woonzones.

In het beschrijvend bodemonderzoek toont u aan dat de concentraties die achterblijven in de bodem geen aanleiding kunnen geven tot het significant uitbreiden van de contour van de bodemsaneringsnorm zowel horizontaal als verticaal) binnen een termijn van vijf jaar. Voor de kernzone geldt dat er geen significante uitbreiding mag zijn van deze kernzone.

De kernzone kan gedefinieerd worden als de zone waar de verontreiniging in de bodem aanwezig is als puur product. Het omvat dus zowel de zone met residueel product, de zone met vrij product (drijf- of zaklaag) en de zone met verontreiniging die geadsorbeerd is aan de bodemdeeltjes in de verzadigde en onverzadigde zone. Daarnaast kan de kernzone gevormd worden door de zone met de hoogst gemeten concentraties van waaruit de verontreiniging zich kan verspreiden.

Als het op voorhand duidelijk is dat de verontreiniging (en het verspreidingsrisico) quasi volledig verwijderd zal worden door de bodemsanering, dan volstaat een eenvoudige motivatie. Onderzoek naar afbraaksnelheden en veldbepaling van bepaalde parameters is dan overbodig. Bij stoffen met een dichtheid groter dan die van water moet de geologie van de ondergrond eveneens gedetailleerder in kaart gebracht worden alsook de verticale doorlaatbaarheid, anisotropiën en dergelijke.

U kan een specifiek grondwatermodel gebruiken om aan te tonen dat de verspreiding door de natuurlijke grondwaterstroming gecompenseerd zal worden door biodegradatie en immobilisatie en dat er bijgevolg een stabiele of krimpende pluim bekomen wordt.

U bepaalt een **significante uitbreiding** van de grondwaterverontreiniging aan de hand van volgende **zeven criteria**:

- volume verontreinigd grondwater;
- horizontale verspreidingssnelheid van de verontreiniging;
- kernzone;
- bio-afbreekbaarheid;
- maximale overschrijdingsfactor in het grondwater;
- bedreiging van een winbare laag;
- andere argumenten (verzachtend of verzwarend).

Bespreek de verschillende parameters. Op basis van de bespreking en de grootte van bepaalde parameters schat u wetenschappelijk en oordeelkundig in of de verontreiniging zich al dan niet significant verspreidt. De significante uitbreiding bepaalt u per parameter of parametergroep.

De beoordeling van de significante uitbreiding staat los van de mogelijke bedreiging van een receptor. Voor dit type verspreidingsrisico doet u eerder een uitspraak over het gedrag van de verontreinigingspluim en de kernzone.

Onderstaande criteria zijn een checklist om een zo volledig mogelijke beoordeling te doen van de significante uitbreiding van de verontreinigingsvlek. Het is voornamelijk belangrijk om alle aspecten te evalueren en de impact ervan grondig te motiveren. U moet echter altijd de strikte conclusies die genomen worden, controleren op hun wetenschappelijke waarheid en waar nodig bijstellen op basis van wetenschappelijke bewijzen.

Criterium 1: volume verontreinigd grondwater
Bereken het volume verontreinigd grondwater op de contour van de bodemsaneringsnorm. Als verschillende vlekken van eenzelfde parameter aanwezig zijn, dan worden de individuele volumes opgeteld.

Criterium 2: horizontale verspreidingssnelheid van de verontreiniging
Bepaal eerst de grondwaterstromingssnelheid (Darcy-snelheid). Bepaal het verhang op basis van een voldoende aantal, op hetzelfde moment genivelleerde, peilbuizen. Met behulp van de doorlaatbaarheid en de effectieve porositeit kan u vervolgens de effectieve grondwaterstromingssnelheid berekenen. Deel deze effectieve grondwaterstromingssnelheid door de retardatie van de polluent: dit is de verspreidingssnelheid van de verontreiniging. U evalueert het uiteindelijke resultaat met waarnemingen op het terrein en stuurt dit eventueel met de nodige motivatie bij.

Criterium 3: kernzone
Het al dan niet bekend of aanwezig zijn van een kernzone is bepalend voor dit criterium. Naast de courante verontreinigingsbronnen (zoals ondergrondse opslagtanks) kan u bij dit criterium ook volgende situaties als kernzones beschouwen:
- de aanwezigheid van puur product;
- een ophooglaag van waaruit verontreiniging blijft uitlogen;
- een smeerzone of een zone met hoge vuilvracht.

Vermoedt u op basis van hoge concentraties of vuilvrachten dat er nog een bronzone aanwezig is, maar kan u die niet terugvinden (bijvoorbeeld door aanwezigheid van gebouwen)? Beschouw de kernzone dan als ‘onbekend’. Het onbekende karakter van de kernzone krijgt dezelfde beoordeling als het nog aanwezig zijn van een kernzone.

Als u zeker bent dat er nog een kernzone aanwezig is, maar u die door de aanwezige bebouwing analytisch niet kan aantonen, beschouw de kernzone als ‘gekend en nog aanwezig’.

Criterium 4: bio-afbreekbaarheid
Het uitgangspunt van dit criterium is een volledige biologische afbraak tot onschadelijke afbraakproducten binnen een redelijke en aanvaardbare termijn. Een volledige biologische afbraak van de aanwezige verontreiniging tot onschadelijke afbraakproducten is een positief effect dat u in rekening kan brengen. Het afbraakpotentieel moet echter wel duurzaam zijn in de tijd. Dat wil zeggen dat de afbraak volledig moet zijn voor alle aanwezige verontreiniging. Het afbraakpotentieel moet 100 % van de vuilvracht zijn.

Biologische afbraak kan echter ook onvolledig zijn, waarbij er wel of geen vorming is van meer toxische of mobielere stoffen. Beide gevallen beschouwt u als negatief, maar de vorming van meer toxische of mobielere stoffen is negatiever. U gaat er van uit dat er nog verontreiniging overblijft die zich verder kan verspreiden, waardoor de verontreinigingsgraad vergroot. Een voorbeeld hiervan is de vorming van vinylchloride bij onvolledige afbraak van trichlooretheen of de omzetting van chroom-3 naar chroom-6.

Enkel het feit dat een bepaalde stof al dan niet kan afbreken mag u niet beschouwen bij de bepaling van dit criterium. U doet wel degelijk onderzoek en de aanwezigheid van de afbraakproducten toont u analytisch aan. Adsorptie van stoffen aan bodemdeeltjes waardoor de mobiele fractie vermindert en dispersie- en diffusieprocessen mag u niet in beschouwing nemen.

Voor stoffen die niet biologisch afbreken (bijvoorbeeld zware metalen of ionen) gaat u na of dit criterium zinvol is. Zo kan een grondwaterverontreiniging met zware metalen voor eeuwig een 'milieurisico' vormen, omdat de vuilvracht aanwezig blijft. In dat geval kan u toch van oordeel zijn dat dit een invloed heeft op de besluitvorming. Bij de aanwezigheid van ionen kan het omgekeerde het geval zijn. Maar dat is ook heel locatiespecifiek: bij zeer hoge ionenconcentraties kan dit dan weer wel een belangrijke invloed hebben.

Bij een monitoring om de bio-afbreekbaarheid aan te tonen, legt u op voorhand een ‘nultoestand’ vast. De afname van het moederproduct, de omzetting in dochterproducten en finaal de volledige omzetting tot bijvoorbeeld methaan, ethaan, etheen, water en koolstofdioxide toont u analyses aan.

In het document “Code ven goede praktijk voor natuurlijke attenuatie” (OVAM, 2003) vindt u meer informatie over biodegradatie van verschillende parameters, trendanalyse, richtlijnen, afbraaksnelheden, acceptatiecriteria, bewijsvoering en dergelijke.

Criterium 5: maximale overschrijdingsfactor in het grondwater
Dit criterium bepaalt u ten opzichte van de bodemsaneringsnorm, of bij ontbreken daarvan, ten opzichte van een berekende norm of alternatieven. Bij de inschatting van de ernst van dit criterium kan u een onderscheid maken tussen carcinogene en niet-carcinogene contaminanten of verschillende parametergroepen zoals VOCl, chloorbenzenen, pesticides en cyaniden langs de ene kant en minerale olie, BTEX, MTBE, zware metalen, niet genormeerde parameters langs de andere kant.

Criterium 6: bedreiging van een winbare laag
Bij dit criterium houdt u rekening met de aanwezigheid van waterwinningen. Is er een waterwinning aanwezig? Dan wordt aangenomen dat er een bedreiging van die winning is als de verontreiniging zich na verloop van tijd in de beschermingszone van de winning zal bevinden als er geen maatregelen genomen worden. Bij afwezigheid van een beschermingszone kijkt u naar de invloedsstraal van de waterwinning.

Neem alle grondwaterwinningen in beschouwing: grote waterwinningen van drinkwatermaatschappijen, andere niet-industriële waterwinningen (particulieren: gebruik voor consumptie of huishoudelijk gebruik, besproeien gewassen), industriële winningen voor voedingsindustrie, winningen voor het gebruik van grondwater voor landbouwdoeleinden (irrigatie, sproeien, spoelen van groenten, drenkwater,…), industriële waterwinningen (productiewater) en andere kleine winningen.

Als er geen winningen aanwezig zijn, maar de watervoerende laag is winbaar, hou daarmee dan rekening bij het bepalen van de index. De watervoerende laag kan als winbaar beschouwd worden als de laag waaruit grondwater gewonnen wordt, voldoende watervoerend is en er met voldoende (afhankelijk van het beoogde gebruik) debiet grondwater uit opgepompt kan worden. Hou daarbij ook rekening met de doorlatendheid, de natuurlijke grondwaterkwaliteit en de ruimtelijke situering van de locatie. Zo kan bijvoorbeeld een grindlaag met een dikte van 1 m met voldoende permeabiliteit even winbaar zijn als een zandpakket waar een filter van 5 m geplaatst wordt.

Ga na of de watervoerende laag waaruit gewonnen zou worden, bedreigd wordt door de verontreiniging. Daarvoor bekijkt u de geologische situering van de verontreinigingsvlek ten opzichte van die laag en de invloedsstraal van de pompput, de afpompingskegel en dergelijke. Hou rekening met de invloed van de verontreiniging op de winning en omgekeerd. Ga ook na of de verontreiniging aangetrokken kan worden en of het opgepompte grondwater zonder zuivering kan gebruikt worden voor het beoogde doel.

U moet geen rekening houden met grondwaterwinningen uit watervoerende lagen die gescheiden worden van de verontreinigingspluim door een continue slecht doorlatende laag (K < 10-6 m/s) met een dikte van minstens 10 m of door een continue zeer slecht doorlatende laag (K < 10-8 m/s) met een dikte van minstens 5 m. Met continu wordt bedoeld dat er geen breuken, diaklazen, discontinuïteiten,… in de laag aanwezig mogen zijn, dat de laag voldoende uitgestrekt is (u moet er bijvoorbeeld zeker van zijn dat het geen kleilens is) en dat er geen lekkage optreedt.

Criterium 7: andere argumenten
Verzwarende argumenten: onvolledige afperking, onderschatte vuilvracht, recente bodemverontreiniging (minder dan vijf jaar geleden ontstaan), sterke verticale verspreiding of gradiënt van de verontreiniging,...

Andere verzwarende argumenten (niet limitatief):
- De verontreiniging is al ver verspreid of sterk verticaal verspreid waardoor er dieper gelegen grondwaterlagen verontreinigd zijn.
- Afwijkende lage of hoge waarden voor bodemparameters (bijvoorbeeld zuurtegraad) in vergelijking met de natuurlijke waarden of in vergelijking met andere waarden die werden vastgesteld op het terrein.
- Sterke verschillen in concentratie in functie van de diepte.
- Zintuiglijk waarneembare verontreiniging van het vaste deel van de aarde (die niet vervat zit in de uitgevoerde analyses).
- Om uitzonderlijke, technische redenen konden de stalen van het vaste deel van de aarde niet in de omgeving van de mogelijke verontreinigingsbron genomen worden. De bodemsaneringsnorm wordt wel overschreden.
- Locatiespecifieke condities.

Verzachtende argumenten: aard van het product of andere algemene kenmerken van de verontreiniging, irreversibele adsorptie van stoffen aan bodemdeeltjes, vorming van stabiele, onoplosbare neerslagen, complexen, irreversibele vorming van niet-carcinogene complexen. Het irreversibele karakter toont u afdoende aan.

7.5.2.5 Verwaaiing van verontreinigde bodemdeeltjes

Winderosie komt vooral voor in de Antwerpse en de Limburgse Kempen, maar ook in verschillende delen van West-Vlaanderen en Vlaams-Brabant kan winderosie optreden. Winderosie treedt meestal op onder droge omstandigheden in het voorjaar op braakliggende gebieden. Op zandgronden verplaatst de grootste massa geërodeerd materiaal (en hiermee ook de verontreiniging) zich sprongsgewijs langsheen het bodemoppervlak (= saltatie). Een kleinere massa geërodeerd materiaal verplaatst zich in stofwolken (= suspensie). Vaak is winderosie een verschijnsel van lokale en tijdelijke aard. Naast winderosie op braakliggende terreinen, kan winderosie ook optreden in duingebieden en verstuivingen op en nabij stortplaatsen.

Stofdeeltjes kunnen via droge depositie aanleiding geven tot bodemvervuiling. Deze atmosferische depositie is een van de belangrijkste oorzaken van de diffuse achtergrondverontreiniging van de bodem.

De impact van verwaaiing van bodemverontreiniging is moeilijk in te schatten en complex om te kwantificeren. Of er sprake is van een verspreidingsrisico door verwaaiing van verontreinigde gronddeeltjes hangt vooral af van de verontreinigingssituatie in de toplaag, gevoeligheid van de bodem voor verstuiving, aanwezigheid van verharding, begroeiing en andere locatiespecifieke criteria.

Als u van mening bent dat de verontreiniging in de toplaag van het vaste deel van de aarde door verwaaiing aanleiding kan geven tot een bodemverontreiniging in de omgeving, dan is er een verspreidingsrisico. Als wordt aangetoond dat de aangetroffen bodemverontreiniging zich niet zal verspreiding door verwaaiing dan is er geen verspreidingsrisico.

7.6 BELEIDSMATIGE SANERINGSNOODZAAK EN BIJSTELLINGEN

7.6.1 Beleidsmatige waarden voor specifieke parameters

Voor enkele specifieke parameters moet u toetsen aan een beleidsmatige waarde. Deze beleidsmatige waarden zijn ontwikkeld vanuit twee aanleidingen: het verbod op het achterlaten van afvalstoffen en de duurzaamheidsdoelstellingen. De overschrijding van de beleidsmatige waarde voor een parameter leidt tot de conclusie dat er een ernstige bodemverontreiniging aanwezig is.

Sommige stoffen zijn weinig toxisch, zodat u zelfs bij zeer hoge concentraties geen risico's berekent. Het vaste deel van de aarde en het grondwater met zeer hoge concentraties aan stoffen die er van nature niet of weinig in voorkomen, zijn in zekere zin te beschouwen als afvalstoffen. Dit is ook het geval voor puur product. (In hoofdstuk 7.5.2.1 wordt het begrip “puur product” besproken.) Volgens artikel 12 van het Materialendecreet is het verboden om afvalstoffen achter te laten of te beheren in strijd met de voorschriften van het Materialendecreet of de uitvoeringsbesluiten ervan. De natuurlijke persoon of rechtspersoon die afvalstoffen beheert, is verplicht alle maatregelen te nemen die redelijkerwijs kunnen worden genomen om gevaar voor de gezondheid van de mens of voor het milieu, meer bepaald risico voor water, lucht, bodem, fauna en flora, geluids- of geurhinder, schade aan natuur- en landschapsschoon te voorkomen of zoveel mogelijk te beperken.

Daarnaast is het vanuit duurzaamheidsaspecten wenselijk dat een bodemverontreiniging toch wordt gesaneerd, hoewel de risico-evaluatie geen humaan risico of verspreidingsrisico aangeeft. Sterk verhoogde concentraties aan verontreinigende stoffen kunnen immers een hinder zijn bij mogelijke – momenteel niet voorziene – werken of veranderende gebruiksvormen in de toekomst. Het doorgeven van lasten naar toekomstige generaties wordt als niet duurzaam beschouwd.

De beleidsmatige waarden doen in het beschrijvend bodemonderzoek dienst als een alarmsignaal om tot bodemsanering over te gaan. Deze waarden werden afgeleid bij consensus en houden rekening met analyseresultaten die in de praktijk worden gemeten. De selectie van de parameters is gebaseerd op humane toxiciteit, de betrouwbaarheid waarbij de parameter gemeten kan worden en het voorkomen en de relevantie in de praktijk.

In Tabel 8: Beleidsmatige waarden voor vijf zware metalen, tien PAK's en minerale olie in het vaste deel van de aarde zijn de beleidsmatige waarden voor het vaste deel van de aarde opgenomen. Ze gelden voor alle bestemmingstypes, uitgezonderd de beleidsmatige waarden voor de som van drie PAK's.

Parameters	Beleidsmatige waarde (mg/kg ds)
Zware metalen	
Arseen	1545
Cadmium	90
Kwik	72
Lood	8400
Nikkel	1425
PAK	
Benzo(a)pyreen	54
Benzo(a)antraceen	157,5
Chryseen	2700
Benzo(b)fluoranteen	105
Benzo(k)fluoranteen	172,5
Dibenz(a,h)antraceen	43,5
Acenaftyleen	200
Som van antraceen, benzo(ghi)peryleen, fluoreen (type IV en V)	20.000
Minerale olie	20.000

Tabel 8: Beleidsmatige waarden voor vijf zware metalen, tien PAK's en minerale olie in het vaste deel van de aarde

De beleidsmatige waarden voor gechloreerde solventen in het grondwater zijn opgenomen in Tabel 9: Beleidsmatige waarden voor gechloreerde solventen in het grondwater.

Parameter	Beleidsmatige waarde (µg/l)	Onderbouwing van de beleidsmatige waarde
1.1.1-Trichloorethaan	143000	10 % van de oplosbaarheid
1.1.2-Trichloorethaan	44400	1 % van de oplosbaarheid
1.1-Dichloorethaan	54000	1 % van de oplosbaarheid
1.2-Dichloorethaan	85900	1 % van de oplosbaarheid
1.2-Dichlooretheen (cis)	8000	1 % van de oplosbaarheid
1.2-Dichlooretheen (trans)	6000	1 % van de oplosbaarheid
Dichloormethaan	199000	1 % van de oplosbaarheid
Tetrachlooretheen (per)	31200	10 % van de oplosbaarheid
Tetrachloormethaan (tetra)	7750	1 % van de oplosbaarheid
Trichlooretheen (tri)	13720	1 % van de oplosbaarheid
Trichloormethaan	810000	10 % van de oplosbaarheid
Vinylchloride	11200	1 % van de oplosbaarheid

Tabel 9: Beleidsmatige waarden voor gechloreerde solventen in het grondwater

Voor parameters waarvoor in het VLAREBO geen bodemsaneringsnormen zijn opgenomen, voert u, indien nodig, gelijkaardige bijstellingen door als u de risico-evaluatie uitvoert.

7.6.2 Beleidsmatige bijstelling

Voor sommige organische stoffen (zoals benzeen, 1.2-dichloorethaan, vinylchloride, chloroform, hexachloorbenzeen, pentachloorfenol,…) kan zelfs bij een concentratie onder of zeer dicht bij de bepalingsgrens of streefwaarde een humaan toxicologisch risico niet uitgesloten worden. Er is geen sprake van een ernstige bodemverontreiniging als:

- er alleen concentraties onder de bodemsaneringsnorm worden vastgesteld;
- de vastgestelde concentraties voor niet genormeerde parameters lager zijn dan vijf-keer-aantoonbaarheidsgrens (detectielimiet).

Deel 3:
Risicogebaseerde terugsaneerwaarden bepalen

8 ALGEMEEN

Risicogebaseerde terugsaneerwaarden kaderen in het opstellen van een bodemsaneringsproject of beperkt bodemsaneringsproject. Is de doelstelling van de bodemsanering ‘geen ernstige bodemverontreiniging’? Dan berekent u de risicogebaseerde terugsaneerwaarde.

Hou rekening met de bestemming en het werkelijk gebruik van de gronden waarop de bodemverontreiniging aanwezig is en met geplande wijzigingen in de bestemming of in het gebruik van de locatie.

De verontreiniging mag na de bodemsanering geen aanleiding geven tot potentiële risico’s. Dit potentieel risico kan ontstaan door:

- wijzigingen in de verontreinigingssituatie (zoals migratie, uitbreiding in horizontale of verticale richting (eventueel tot buiten de terreingrenzen), daling, vorming van afbraak- of tussenproducten, beïnvloeding van receptoren in de toekomst);
- wijzigingen in de terreininrichting (bijvoorbeeld een gebouw plaatsen, verharding wegnemen);
- wijzigingen in terreingebruik;
- een combinatie van deze factoren.

9 RISICOGRENSWAARDEN

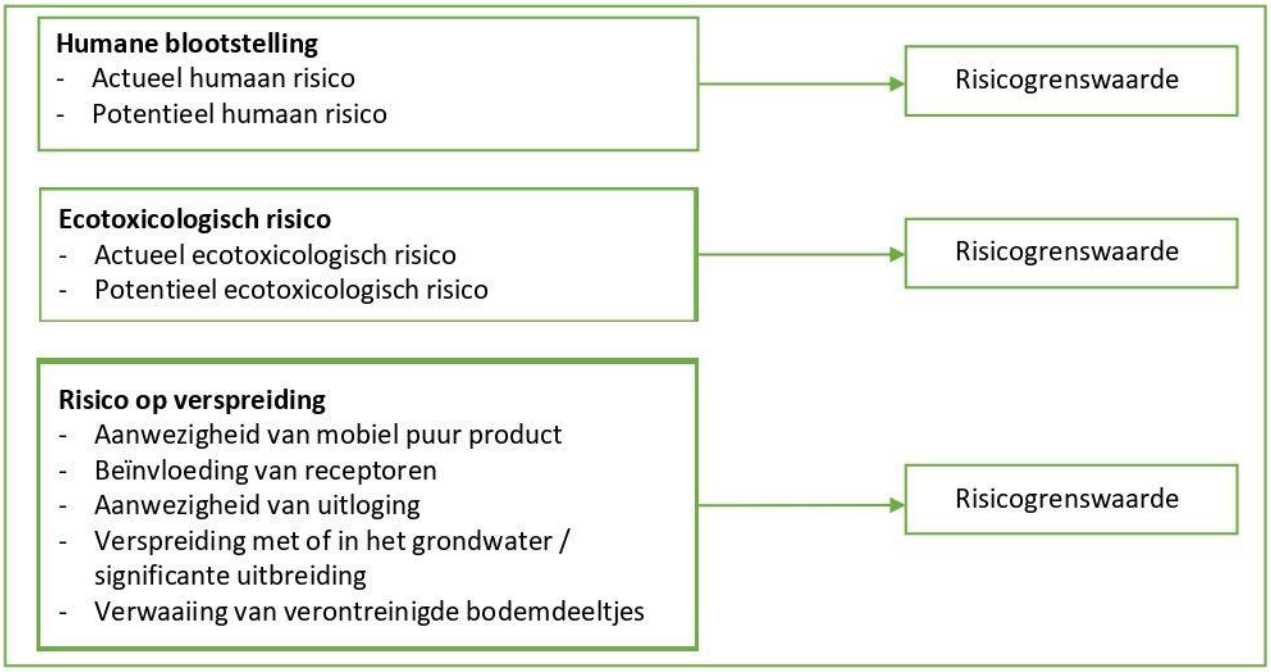
Het conceptueel sitemodel speelt een belangrijke rol als risicogrenswaarden en uiteindelijk de risicogebaseerde terugsaneerwaarden worden afgeleid. Op basis van het conceptueel sitemodel kan u voor elk terrein specifiek bepalen hoe de mens, het ecosysteem of andere receptoren actueel of potentieel blootgesteld worden aan de verontreiniging.

De visie op de evaluatie van de risico's en de uitwerking ervan is bij het afleiden van risicogrenswaarden zo goed als hetzelfde als bij de risico-evaluatie in het beschrijvend bodemonderzoek. Voor de risicogrenswaarden zijn het conceptueel sitemodel, de aandachtspunten, de humane blootstelling, de ecologische blootstelling, het verspreidingsrisico en de beleidsmatige saneringsnoodzaak dus ook van belang.

Het belangrijkste verschil situeert zich op het niveau van de bron. In een beschrijvend bodemonderzoek wordt het actueel en potentieel risico geëvalueerd op basis van de vastgestelde bodemverontreiniging. In het (beperkt) bodemsaneringsproject bepaalt u de maximale concentraties waarbij er geen actueel en potentieel risico wordt verwacht.

In de volgende hoofdstukken komen alleen de verschillen met de risico-evaluatie in het beschrijvend bodemonderzoek aan bod. Meer informatie over de uitvoering van de risico-evaluatie vindt u in:
- de standaardprocedure voor het beschrijvend bodemonderzoek;
- deel 2 van deze code van goede praktijk;
- de 'Basisinformatie voor risico-evaluaties' en bijhorende aanvullingen (www.ovam.be);
- de S-Risk gebruikershandleiding (www.s-risk.be/documents);
- de 'Bepaling van risico's door uitloging en beschrijving evolutie van de bodemkwaliteit' en bijhorende rekenmodule (www.ovam.be).

Bij de uitwerking van de risicogrenswaarden houdt u rekening met humane blootstelling, ecotoxicologische risico's en risico's op verspreiding, zoals weergegeven in figuur 7.



Figuur 7: Bepaling risicogrenswaarden

9.1 HUMANE RISICOGRENSWAARDE

Voor het berekenen van de 'humane risicogrenswaarde' gebruikt u een blootstellingsmodel (bijvoorbeeld S-Risk).

Bij de risico-evaluatie in het beschrijvend bodemonderzoek worden de humaantoxicologische risico's bepaald op basis van de vastgestelde verontreiniging in het vaste deel van de aarde of het grondwater (applicatie II in S-Risk).

Is er in het beschrijvend bodemonderzoek een actueel of potentieel humaan risico vastgesteld? Ga dan in het (beperkt) bodemsaneringsproject na welke concentraties geen aanleiding meer geven tot een humaantocixologisch risico ter hoogte van de locatie zelf en in de nabije omgeving. U gebruikt geen 'gemeten' concentraties. U moet immers nagaan bij welke maximale concentraties er geen actuele of potentiële humaantoxicologische risico's worden verwacht. In het blootstellingsmodel S-Risk kan u deze waarden voor de geselecteerde bodemlaag of voor het grondwater berekenen met behulp van applicatie III.

Het S-Risk rapport geeft geen risico's of concentratielimieten weer, maar zal voor elk van de gespecifieerde criteria de concentratie geven waarbij het criterium bereikt is. De criteria zijn:
- de risico-index voor effecten met drempel of pseudo-drempel (RI of pRI) = 1 (de verhouding tussen totale blootstelling en toelaatbare inname = 1);
- het extra levenslang kankerrisico (ExCR) = 1/100.000 voor niet-drempel effecten;

- de concentratie-index in transfermedia (CI) = 1 of geen overschrijding van:
  - toelaatbare concentratie lucht (TCL) voor buiten- en binnenlucht;
  - limiet drinkwater (LDW)[14] ;
  - concentratielimieten in gewassen of in dierlijke producten (enkel relevant voor landbouw)[15].

Om de actuele humane risicogrenswaarde te bepalen houdt u alleen rekening met de relevante blootstellingsroutes binnen de actuele bestemming, het actuele gebruik en de actuele terreintoestand.

Voor de potentiële humane risicogrenswaarde werkt u een representatief en realistisch worst-case potentieel scenario uit.

U leidt de humane risicogrenswaarden af per verontreinigingsparameter en zowel voor het vaste deel van de aarde[16] als voor het grondwater.

[14] De concentratie in het drinkwater wordt getoetst aan de drinkwaterrichtlijnen als het grondwater als drinkwater gebruikt wordt of als de waterleiding in de verontreinigde bodemlaag gelegen is en de kans bestaat dat er permeatie optreedt door het gebruik van kunststofwaterleidingen. Deze toetsing geldt niet alleen voor particuliere en publieke drinkwaterwinningen/drinkwaterverbruik, maar ook als het water gebruikt wordt in het productieproces van een voedingsnijverheid.
[15] Gewasnormen voor de landbouw en etenswaren zijn enkel relevant als de productie bestemd is voor verkoop.
[16] Zeker voor de relevante bodemlaag (dit is de bodemlaag die in het beschrijvend bodemonderzoek het risico veroorzaakt)

9.2 ECOTOXICOLOGISCHE RISICOGRENSWAARDE

De ecotoxicologische risicogrenswaarde komt overeen met de maximale concentraties in het vaste deel van de aarde en in het grondwater waarbij geen actuele en potentiële ecotoxicologische risico's worden verwacht ter hoogte van de locatie zelf en in de nabije omgeving (waar de verontreiniging zich al heeft verspreid of mogelijk kan verspreiden).

Als uit het beschrijvend bodemonderzoek een actueel of potentieel ecotoxicologisch risico blijkt, dan zijn de ecotoxicologische risicogrenswaarden al gekend. Dit zijn in principe de waarden die u heeft afgeleid en waaraan de 'gemeten' waarden werden getoetst.

9.3 RISICOGRENSWAARDE VOOR VERSPREIDING

Bij het bepalen van de risicogrenswaarde voor verspreiding toont u aan dat er bij die concentraties in het vaste deel van de aarde of het grondwater geen verspreidingsrisico meer wordt verwacht. U toont een stabiele eindsituatie met een stabiele of inkrimpende pluim aan. De stabiele situatie moet binnen de vijf jaar na het einde van de actieve saneringsmaatregelen behaald worden.

U evalueert vijf types van verspreidingsrisico's:
- aanwezigheid van mobiel puur product;
- bedreiging van receptoren;
- uitloging;
- verspreiding met of in het grondwater of een significante uitbreiding van de contour;
- verwaaiing.

Op basis van het beschrijvend bodemonderzoek is al gekend welke verspreidingsrisico's relevant zijn.

Onderstaande paragrafen lichten toe waarmee u rekening moet houden als u de risicogrenswaarde voor verspreiding afleidt.

9.3.1 Aanwezigheid van mobiel puur product

In het beschrijvend bodemonderzoek is de aanwezigheid van mobiel puur product al nagegaan. Mobiel puur product heeft altijd tot gevolg dat er een verspreidingsrisico is.

Het uitgangspunt van het (beperkt) bodemsaneringsproject moet het verwijderen van het mobiel puur product zijn. Voor dit verspreidingsrisico moet u eigenlijk geen waarde afleiden en bijgevolg ook geen risicogebaseerde waarde.

Gebruiks- of bestemmingsbeperkingen kunnen alleen worden voorgesteld als uit de BATNEEC-evaluatie blijkt dat het niet mogelijk is om het mobiel puur product te verwijderen (zie hoofdstuk 10.3).

9.3.2 Bedreiging van receptoren

In het beschrijvend bodemonderzoek is al nagegaan welke receptoren aanwezig zijn en of deze nadelig beïnvloed (kunnen) worden.

Is in het beschrijvend bodemonderzoek aangegeven dat een receptor bedreigd wordt of kan bedreigd worden? Stel dan in het (beperkt) bodemsaneringsproject gepaste maatregelen voor om deze receptor nu en in de toekomst te beschermen.

Een receptor beschermen kan door een stabiele of krimpende pluim te realiseren, hydrogeologische maatregelen te nemen, concentratiedalingen te realiseren waardoor de receptor niet meer bedreigd wordt, uitloging tegen te gaan,... Deze maatregelen hangen nauw samen met de begrippen uitloging, stabiele verontreinigingssituatie en verwaaiing.

Afhankelijk van de manier waarop de receptor gevrijwaard wordt, worden concentraties berekend.

9.3.3 Uitloging

In het beschrijvend bodemonderzoek is al nagegaan of uitloging optreedt en of deze relevant is naar verspreiding toe.

Zijn er in het grondwater (nog) geen concentraties boven de bodemsaneringsnorm vastgesteld en is het grondwater dus (nog) niet verontreinigd? Dan geldt het preventie- en voorzorgsbeginsel: uitloging moet worden tegengegaan en er moet worden vermeden dat de bodemsaneringsnorm overschreden wordt.

Als het grondwater al verontreinigd is en de verontreinigingsgraad neemt toe, dan geldt het stand-stil-principe. Door actieve saneringsmaatregelen wordt naar een stabiele of krimpende pluim gestreefd.

Op basis van het document ‘Bepaling van risico’s door uitloging en beschrijving van de bodemkwaliteit’ en de bijhorende rekenmodule (ovam-website) kunt u een terugrekening uitvoeren. Op basis van deze berekening leidt u een concentratie voor het vaste deel van de aarde af die geen aanleiding meer geeft tot een bedreiging van het grondwater door uitloging. U kunt ook een concentratie afleiden waarbij een stabiele of krimpende pluim wordt verwacht en zo receptoren (in de toekomst) vrijwaren. Deze concentraties vormen de risicogrenswaarden van uitloging.

9.3.4 Verspreiding met of in het grondwater of significante uitbreiding van de contour

In het beschrijvend bodemonderzoek is al nagegaan of de concentraties al dan niet aanleiding kunnen geven tot een significante uitbreiding van de verontreinigingscontour.

Is er in het beschrijvend bodemonderzoek een significante uitbreiding van de contour vastgesteld? Ga dan in het (beperkt) bodemsaneringsproject na welke concentraties (die achterblijven in het vaste deel van de aarde) geen aanleiding meer geven tot het significant uitbreiden van de verontreinigingscontour (zowel horizontaal

als verticaal) binnen een termijn van vijf jaar. Voor het grondwater betekent dit dat bij de berekende concentratie de pluim stabiel of krimpend is. Voor de kernzone geldt dat er geen significante uitbreiding mag zijn van deze kernzone.

Bij de bepaling van de uitbreiding van de verontreinigingscontour in het grondwater houdt u rekening met de verspreidingsparameters zoals grondwaterstromingsrichting, grondwaterstromingssnelheid, retardatie, afbraaksnelheden,... Bij stoffen met een dichtheid groter dan die van water brengt u de geologie van de ondergrond gedetailleerder in kaart alsook de verticale doorlaatbaarheid, anisotropiën en dergelijke. U voert bijkomend onderzoek uit als deze parameters nog niet in het beschrijvend bodemonderzoek werden bepaald.

Om natuurlijke afbraak aan te tonen en afbraaksnelheden te berekenen, gebruikt u de code van goede praktijk voor natuurlijke attenuatie.

Als het op voorhand duidelijk is dat de verontreiniging (en het verspreidingsrisico) quasi volledig verwijderd zal worden door de bodemsanering, volstaat een eenvoudige motivatie. Een onderzoek naar afbraaksnelheden en veldbepaling van bepaalde parameters is dan niet nodig.

U kan een specifiek grondwatermodel gebruiken om aan te tonen dat verspreiding door de natuurlijke grondwaterstroming gecompenseerd zal worden door biodegradatie en immobilisatie. Er wordt bijgevolg een stabiele of krimpende pluim bekomen.

9.3.5 Verwaaiing van verontreinigde bodemdeeltjes

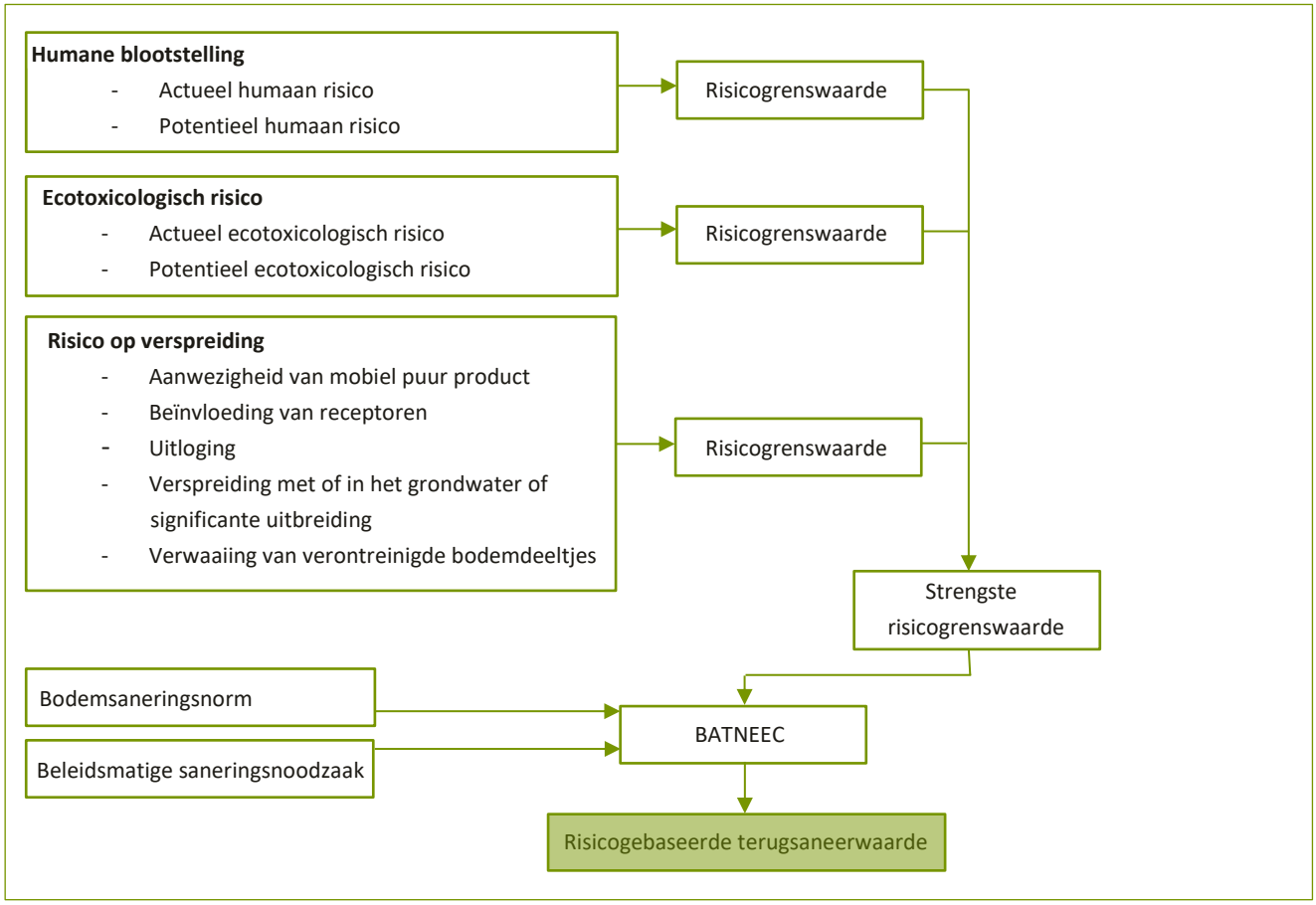
In het beschrijvend bodemonderzoek is al nagegaan of er een verspreidingsrisico aanwezig door verwaaiing.

Als in het beschrijvend bodemonderzoek een verspreidingsrisico door verwaaiing werd aangetoond, worden in het (beperkt) bodemsaneringsproject gepaste maatregelen voorgesteld om dit te ondervangen. Dat betekent dat de concentraties die achterblijven na de bodemsanering geen aanleiding meer geven tot een risico door verwaaiing.

10 SELECTIE VAN DE MEEST GESCHIKTE EN HAALBARE RISICOGEBASEERDE WAARDE ALS TERUGSANEERWAARDE

In het (beperkt) bodemsaneringsproject worden risicogrenswaarden afgeleid (zie hoofdstuk 9) naargelang de risico's die zijn vastgesteld in het beschrijvend bodemonderzoek door humane blootstelling, ecologische blootstelling of verspreiding.

Vervolgens bepaalt u de meest geschikte en haalbare risicogebaseerde terugsaneerwaarde. Daarbij houdt u rekening met de toetsing aan de bodemsaneringsnorm, de beleidsmatige saneringsnoodzaak en het BATNEEC-principe, zoals weergegeven in figuur 8.



Figuur 8: Selectie van de risicogebaseerde terugsaneerwaarde

De meest geschikte en haalbare risicogebaseerde terugsaneerwaarde is de saneringsdoelstelling. Hierbij houdt u rekening met de beleidsmatige saneringsnoodzaak en met het BATNEEC-principe waarbij de risicogrenswaarden en hun bijhorende saneringsvarianten tegenover elkaar worden afgewogen.

10.1 TOETSING AAN DE BODEMSANERINGSNORM

Is de (meest geschikte en haalbare) risicogrenswaarde strenger dan de van toepassing zijnde bodemsaneringsnorm of toetsingswaarde 'bodemsaneringsnorm'? Gebruik dan de bodemsaneringsnorm als risicogebaseerde terugsaneerwaarde.

10.2 TOETSING AAN DE BELEIDSMATIGE SANERINGSNOODZAAK

Voor zware metalen, PAK's en minerale olie in het vaste deel van de aarde en voor gechloreerde solventen in het grondwater (zie hoofdstuk 7.6.1) toetst u de (meest geschikte en haalbare) risicogrenswaarde aan de beleidsmatige waarden. U voegt de beleidsmatige waarde als extra terugsaneerwaarde toe als de risicogrenswaarde groter is dan de beleidsmatige waarde. In de BATNEEC-evaluatie voorziet u een extra saneringsvariant met de beleidsmatige waarde als saneringsdoelstelling.

10.3 TOETSING AAN HET BATNEEC-PRINCIPE

De strengste risicogrenswaarden voor het vaste deel van de aarde en voor grondwater worden weerhouden als meest relevante risicogebaseerde terugsaneerwaarden omdat zij de zwakste receptor(en) beschermen. Op basis van deze terugsaneerwaarden en de bijhorende saneringsmaatregelen is in principe een stabiele eindsituatie gegarandeerd, waaraan geen risico's verbonden zijn.

Is de strengste risicogrenswaarde groter dan de beleidsmatige waarde en voegde u daarom de beleidsmatige waarde als extra terugsaneerwaarde toe (zie hoofdstuk 10.2)? En blijkt uit de BATNEEC-evaluatie dat de saneringsvariant met de beleidsmatige waarde als saneringsdoelstelling niet realiseerbaar is? U kan afwijken van de beleidsmatige waarde als saneringsdoelstelling op basis van een grondig uitgewerkte BATNEEC-evaluatie en een goed onderbouwde motivatie.

Gebruiks- of bestemmingsbeperkingen kunnen alleen als saneringsdoelstelling worden voorgesteld als uit de BATNEEC-evaluatie blijkt dat het niet mogelijk is om gebruik te maken van de best beschikbare technieken die geen overmatig hoge kosten met zich meebrengen.

Deel 4:
Bijlagen

11 BIJLAGE 1: ECOTOXICOLOGISCHE EFFECTEN (EFFECTMETINGEN)

Door gemeten concentraties te vergelijken met ecotoxicologische normen of richtwaarden worden niet alle acuut schadelijke stoffen die in bodem, grondwater oppervlaktewater of waterbodem aanwezig zijn, meegenomen. Mengsels van stoffen kunnen effecten hebben die niet noodzakelijk voorspeld kunnen worden op basis van de meetgegevens van individuele stoffen. Niet voor alle chemische stoffen zijn er al ecotoxicologische normen of richtwaarden beschikbaar.

Er zijn twee opties om de acute schadelijkheid van het bodem-, grondwater- oppervlaktewater- of waterbodemstaal op levende organismen rechtstreeks te meten (= effectmetingen):

- Gezondheidseffecten onderzoeken in het veld (= ecologische meting en biomonitoring). Deze rechtstreekse meting van schadelijke effecten in het veld zijn een duidelijke waarschuwing: er is duidelijk een overschrijding van de tolerantiegrenzen van het ecosysteem als er gezondheidseffecten waarneembaar zijn in het veld. Het is echter niet altijd duidelijk wat die effecten veroorzaakt: de aanwezigheid van schadelijke stoffen in het beoogde medium (bodem, water, oppervlaktewater of waterbodem) of andere omgevingsfactoren? In het veld kunnen immers veel factoren effecten veroorzaken (zoals luchtpollutie, weersomstandigheden, geologische effecten,…).
- Gezondheidseffecten meten in een labo op standaardorganismen in standaard-omstandigheden (= ecotoxicologie). Deze rechtstreekse meting van schadelijke effecten in de standaard labo-omgeving is veel eenduidiger gebonden aan de specifieke vervuiling van bijvoorbeeld het geteste bodemmateriaal. De effecten worden getoetst aan een niet vervuilde controlebodem.

Effectmetingen zijn dus een aanvulling voor de chemische metingen:

- Ze hebben een belangrijke vangnetfunctie omdat ze ook de invloed van parameters die niet in het chemisch analysepakket zitten, meenemen. Bovendien meten ze ook mengseleffecten.
- Schadelijke effecten zijn een duidelijk teken dat er een ontoelaatbare grens overschreden wordt.

Het is belangrijk om de testresultaten correct te interpreteren:

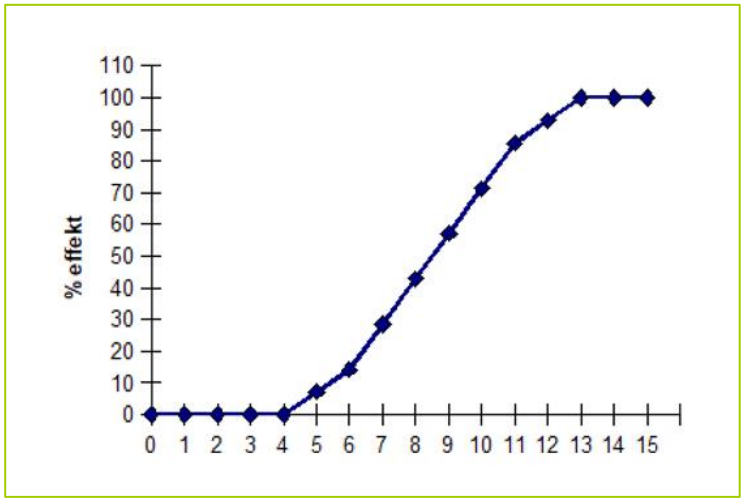
- Een gepast controlemateriaal is absoluut belangrijk om de “niet toxische” basissituatie vast te leggen.
- Als er geen schadelijke effecten worden waargenomen, betekent dit niet noodzakelijk dat er geen schadelijke stoffen aanwezig zijn. Het betekent enkel dat ze in de huidige situatie geen effecten veroorzaken.
- De extrapolatie van resultaten van ecotoxiciteitsmetingen naar de veldsituatie is niet altijd duidelijk, omdat in het veld nog andere invloeden een rol spelen. Het is belangrijk om de testen in het labo uit te voeren op organismen die representatief zijn voor het ecosysteem waarvoor het risico wordt ingeschat.

Er zijn internationaal voorgeschreven standaardtesten die gebruikt worden om de ecotoxiciteit voor verschillende milieucompartimenten te testen (bijvoorbeeld OECD1-richtlijnen, ISO-protocollen,…). In deze testen worden de testcondities, de testorganismen, de blootstellingsconcentraties en de blootstellingsduur vastgelegd. Bij de keuze van de testen is het belangrijk om tenminste de schadelijkheid voor drie vertegenwoordigers van de voedselketen na te gaan.

12 BIJLAGE 2: PNEC-WAARDEN BEPALEN

De berekening van PNEC is gebaseerd op ecotoxicologische effectgegevens voor de te onderzoeken stof. Ecotoxicologische effecten worden onderzocht door organismen bloot te stellen aan een verdunningsreeks van de te testen stof. Dit betekent dat – inherent aan het onderzochte organisme en het medium – slechts die fracties van de polluent worden opgenomen die effectief beschikbaar zijn. Dit biedt het voordeel dat effectgegevens daarom uitgedrukt kunnen worden in termen van de omgevingsconcentratie. Het typische sigmoïdaal verloop van zo'n concentratie-effectcurve is weergegeven in figuur 9.

In de x-as staat de toenemende testconcentratie voor een specifieke stof of mengsel waaraan een testorganisme wordt blootgesteld. In de y-as is het schadelijk effect voor het testorganisme uitgedrukt. Dit kan zowel sterfte (letaliteit) als een ander schadelijk (subletaal) effect (zoals gedragsverandering, groeihindering, vormveranderingen, ziekte) zijn. Bij lage concentraties is er geen schadelijk effect. Bij toenemende concentraties is er vanaf een bepaalde drempelwaarde een steeds toenemende reactie. Vanaf een bepaalde concentratie is het effect maximaal en zal het ongewijzigd blijven, ook al neemt de concentratie toe (bijvoorbeeld als alle testorganismen overleden zijn). De gevoeligheid voor dezelfde stof kan sterk variëren van testorganisme tot testorganisme en van het groeistadium waarin het organisme zich bevindt (larven en embryo's kunnen gevoeliger zijn dan volwassen individuen).



Figuur 9: Ecotoxicologische testen - typisch verloop van de concentratie-effectcurve bij blootstelling van testorganismen aan een teststof

De verschillende concentraties:

- 0-NO: De concentratierange waarin het testorganisme geen effect vertoont in reactie op de geteste concentraties.
- NOEC-LOEC[17]: De concentratierange tussen de hoogste experimenteel geteste concentratie die geen effect geeft en de concentratierange die voor het eerst een effect opwekt.
- concentratie/effect: De concentratierange waarbinnen bij toenemende concentratie een toenemend effect zichtbaar is.
- EC_{xx}: De concentratie waarbij xx % van het maximale effect optreedt. EC_{xx}-waarden (meestal EC_{50}) worden gebruikt om de concentratie/effect relatie weer te geven. Als het effect sterfte van de organismen meet, wordt dit uitgedrukt als een LC_{50} (50 % letale concentratie).
- 100% effect: De concentratierange tussen de concentratie die een maximaal effect geeft en de maximaal geteste concentratie.

Naast concentratie is ook de blootstellingsduur van belang. Hoe langer een organisme blootgesteld wordt aan een giftige stof, hoe lager de drempelconcentratie. Afhankelijk van de blootstellingsduur in relatie met de levens- en generatietijdsduur worden ecotoxiciteitstesten onderverdeeld in acute en chronische testen. Bij acute testen wordt naar effecten gekeken op korte termijn (bijvoorbeeld 48 uur voor watervlooien, 96 uur voor vissen en 72 uur voor algen), bij chronische testen naar effecten op langere termijn (bijvoorbeeld 21 dagen voor watervlooien). Heel vaak ligt de drempelconcentratie voor chronische testen veel lager dan die voor acute testen.

De PNEC-waarde wordt berekend door de laagste effectwaarde te delen door de overeenstemmende veiligheidsfactor uit de literatuur. Een berekende PNEC-waarde garandeert niet dat alle soorten uit het ecosysteem beschermd worden. De PNEC-waarde moet dus met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd en gehanteerd worden.

[17] NOEC (no observed effect concetration): de hoogste experimenteel geteste concentratie die statistisch geen ecotoxicologisch antwoord opwekt.
LOEC (lowest observed effect concentration): de laagste experimenteel geteste concentratie die statistisch wel een ecotoxicologisch antwoord opwekt.

A. PNEC voor het terrestrisch ($PNEC_{bodem}$) en het aquatisch ecosysteem ($PNEC_{water}$)

A.1. Op basis van veiligheidsfactoren

De PNEC afleiding voor het terrestrisch ($PNEC_{bodem}$) en het aquatisch ecosysteem ($PNEC_{water}$) gebeurt volgens de richtlijnen in TGD 1996[18]. De berekeningsmethode houdt een aantal veronderstellingen in om de extrapolatie van acute en chronische testresultaten op afzonderlijke species naar het ecosysteem (het aquatisch of terrestrisch milieu) te verantwoorden:

- De gevoeligheid van een ecosysteem wordt bepaald door de meest gevoelige soort (dus de zwakste schakel in de keten).
- De functie van het ecosysteem(kringloop) kan alleen behouden worden als de gevoeligste schakel beschermd wordt.

Om de gevoeligste schakel te kunnen detecteren, zijn er in principe testen nodig op species van verschillende trofische niveaus. Vermits die niet altijd voorhanden zijn, wordt gebruik gemaakt van veiligheidsfactoren. Deze methode is geschikt als de PNEC-waarden op basis van een beperkt aantal gegevens afgeleid moeten worden. Het type en aantal ecotoxicologische gegevens bepaalt de grootte van deze factor. De PNEC-waarde wordt als volgt berekend:

PNEC = [laagste waarde] / VF

waarbij:
[laagste waarde] = laagste effectwaarde
VF = overeenstemmende veiligheidsfactor

[18] Technical Guidance Documents on Risk Assessment in support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances and the Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances. Ispra, Italy, 2003

De Tabel 10: Overzicht van het type en aantal ecotoxicologische gegevens met bijhorende veiligheidsfactoren (TGD, 1996) bevat een overzicht van de toe te passen veiligheidsfactoren in functie van de beschikbare effectgegevens.

Beschikbare effectgegevens	Veiligheidsfactor
Acute LC/50 voor elk van de drie trofische niveaus van de basisset Water vis, daphnia/invertebraten en algae Bodem planten, regenwormen en micro-organismen	1000
Chronische NOEC Water vis of daphnia Bodem planten of regenwormen of micro-organismen	100
Chronische NOECs voor tenminste 2 soorten van 2 trofische niveaus Water vis en/of dapnia/invertebraten en/of algen Bodem planten en/of regenwormen en/of micro-organismen	50
Chronische NOECs voor tenminste 3 soorten van 3 trofische niveaus Water vis en dapnia/invertebraten en algen) Bodem planten en regenwormen en micro-organismen	10

Tabel 10: Overzicht van het type en aantal ecotoxicologische gegevens met bijhorende veiligheidsfactoren (TGD, 1996)

A.2. Op basis van statistische extrapolatietechnieken

Als er meerdere ecotoxiciteitsgegevens (NOEC-waarden) bestaan voor tenminste vier trofische niveaus, dan kunnen PNECs worden afgeleid via de statistische extrapolatiemethode (Aldenberg & Slob, 1993[19]). Voor ecosystemen is het beschermingsniveau niet het individu, maar het functionele geheel. Dit betekent dat een zekere mate van verlies aan soorten aanvaardbaar wordt geacht (Van de Meent et al., 1990[20]). In dit voorstel zouden 95 % van alle denkbare soorten worden beschermd door het beleid.

Als er voldoende NOEC-waarden aanwezig zijn voor chronische eindpunten en voor tenminste vier verschillende species van verschillende trofische niveaus, worden deze op een cumulatieve frequentiecurve uitgezet. De PNEC wordt gekozen op de 5%-grens (= de NOEC-waarde waarbij 5 % van het totaal aantal soorten wordt blootgesteld aan concentraties boven de drempelwaarde). Met andere woorden: 5 % van de soorten wordt potentieel aangetast bij een concentratie die gelijk is aan de PNEC. Om de betrouwbaarheid van de PNEC te verhogen, kunnen verfijnde statistische methoden toegepast worden (Van de Meent et al., 1990).

[19] Aldenberg & Slob, 1993. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. Ecotoxicology Envrionmental Safety, 25, pp. 48-63

[20] Van de Meent, Aldenberg, Canton, Van Gestel & Slooff, 1990. Streven naar waarden. RIVM rapport 670101001

B. PNEC voor sediment ($PNEC_{sediment}$)
Benthische organismen spelen een belangrijke rol in de natuurlijke afvalverwerking en het terug in circulatie brengen van voedingsstoffen. Hydrofobe stoffen die in water terechtkomen concentreren zich in het sediment. Ook voor deze organismen moet het risico worden ingeschat. TGD 1996 gebruikt de volgende eenvoudige omrekening van $PNEC_{water}$ naar $PNEC_{sediment}$:

$PNEC_{sediment} = K_{sw} * PNEC_{water} / RD_{sediment}$

waarbij:
K_{sw} = partitiecoëfficiënt sediment/water
$RD_{sediment}$ = relatieve dichtheid van het sediment (kg/dm³)

C. PNEC voor predatoren ($PNEC_{predatoren}$)
Persistente stoffen kunnen zich opstapelen in de voedselketen. Ze kunnen uiteindelijk in hoge concentraties in hogere trofische niveaus (vissen of wormen) voorkomen, met kans op vergiftiging van visetende vogels en zoogdieren.

De PNEC voor predatoren wordt enkel berekend als er een indicatie is voor bio-accumulatie (log Kow > 3 **of** wanneer QSAR gegevens over bioconcentratiefactoren (BCF) doen vermoeden dat de stof wordt geaccumuleerd **en** persistent **en** moleculair gewicht < 300). Bovendien wordt de PNEC enkel verder onderzocht als deze stof een T+ (erg toxisch), T (toxisch) **of** Xn (schadelijk) label **en** R48, R60, R61, R62, R63 **of** R64 R-zin draagt op basis van humaan-toxicologische gegevens. Men veronderstelt dat deze humane gegevens van toepassing zijn op de voornaamste predatoren.

Hoe de PEC berekenen? De concentratie in hoge trofische niveaus wordt eenvoudig berekend:

$PEC_{oraal} = BCF * PEC$

waarbij BCF experimenteel wordt bepaald of berekend uit log Kow (TGD 1996)

De PEC_{oraal} wordt vergeleken met $PNEC_{oraal}$ die op basis van orale toxiciteitsgegevens op zoogdieren en vogels wordt afgeleid.

Voor doorvergiftiging vanuit door depositie vervuilde planten kan de PEC_{oraal} worden berekend uit het depositie-oppervlak, de hoeveelheid depositie en de hoeveelheid plantopname.

D. PNEC voor lucht ($PNEC_{lucht}$)

Ecotoxicologische gegevens voor schadelijke effecten door rechtstreekse blootstelling aan vervuilde lucht, zijn weinig beschikbaar. In principe zouden voor een aantal ecologisch belangrijke soorten (planten, insecten, vogels, zoogdieren) de effecten van directe blootstelling aan de lucht moeten opgenomen worden om een milieuveilige grenswaarde voor directe blootstelling te kunnen afleiden. Op enkele uitzonderingen na zijn deze gegevens echter niet beschikbaar.

Voor inhalatietoxiciteit voor vogels en zoogdieren zijn humaan-toxicologische gegevens geschikt en kan voor deze blootstellingsroute dezelfde PNEC als voor humane inhalatie-intoxicatie gebruikt worden.

Voor insecten en planten ontbreken vaak gegevens over effecten van directe blootstelling aan de lucht. Nochtans zijn dit belangrijke doelwitorganismen die in ieder geval beschermd zouden moeten worden vanwege hun belang in bodem- en waterecosysteem en de voedselketen. Op dit moment ontbreken echter voldoende gegevens om voor deze organismen de PNEC directe blootstelling waarde in te schatten. Wettelijk wordt wel voorgeschreven dat bestrijdingsmiddelen vooraleer ze op de markt worden gebracht, worden geëvalueerd voor hun fytotoxiciteit, mogelijke effecten op honingbijen en andere nuttige geleedpotigen. Deze informatie wordt echter niet systematisch publiek beschikbaar gemaakt. Als voldoende ecotoxicologische gegevens op termijn beschikbaar komen kan worden voorgesteld om de methode voor PNEC afleiding te volgen zoals voorgesteld voor water en bodem.

Stoffen kunnen ook bijdragen tot verzuring, ozonvorming, ozondepletie en opwarming. Deze abiotische effecten hebben gevolgen voor ecosystemen. Voor meer info hierover wordt verwezen naar TGD 1996.