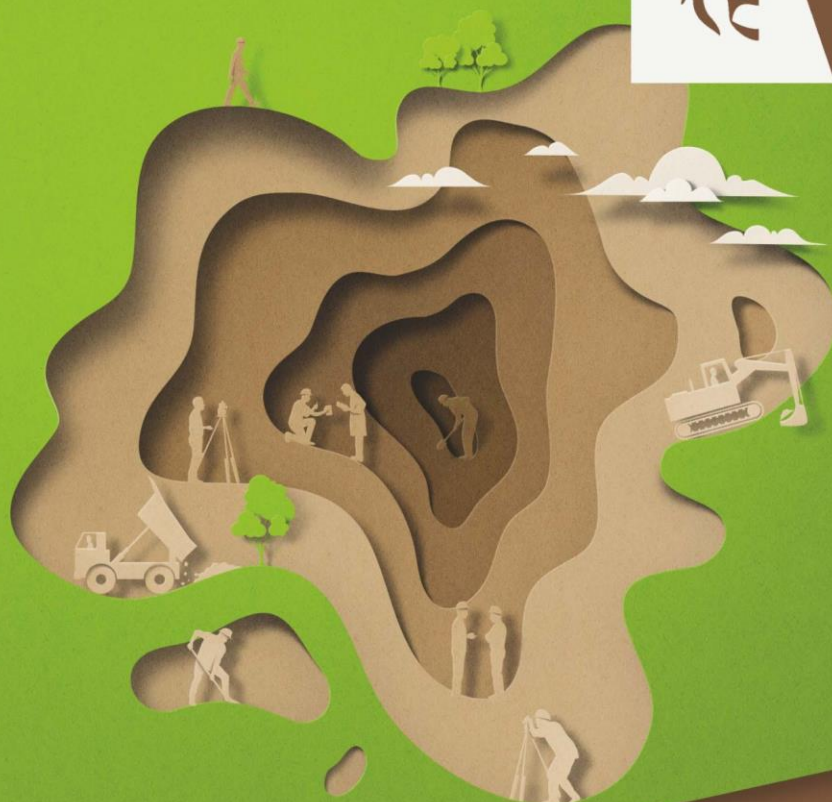




Vlaanderen
is bodembewust



ONDERZOEK VAN WATERBODEM EN OEVERS

CODE VAN GOEDE PRAKTIJK

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

WWW.OVAM.BE

////////////////////////////////////

////////////////////////////////////

DOCUMENTBESCHRIJVING

- | | |
|--|--|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i>
Onderzoek van waterbodems en oevers
Code van goede praktijk | 2 <i>Verantwoordelijke Uitgever:</i>
OVAM |
| 3 <i>Wettelijk Depot nummer:</i> D/2021/5024/04 | 4 <i>Trefwoorden:</i>
Waterbodemonderzoek
Waterbodems
Oever
Sediment |
| 5 <i>Samenvatting:</i>
Deze code van goede praktijk is een handleiding voor het onderzoek van waterbodems en oevers in het kader van een oriënterend bodemonderzoek, beschrijvend bodemonderzoek, waterbodemonderzoek en technisch verslag. | |
| 6 <i>Aantal bladzijden:</i> 82 | 7 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> 22 T / 11 F |
| 8 <i>Datum publicatie:</i> 2022 | 9 <i>Prijs*:</i> / |
| 10 <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i>
Annemie Boden – Antea Group
Kristel Lauryssen – Antea Group
Johnny Teuchies – Universiteit Antwerpen
Ward De Cooman – VMM
Ilse Van Keer – VITO
Kaat Touchant – VITO
Johan Vos – VITO
Katrien Van De Wiele – OVAM
Goedele Vanacker – OVAM
Dirk Dedeker – OVAM
Johan Ceenaeme – OVAM
Mike Mortelmans – OVAM
Goedele Kayens – OVAM | 11 <i>Contactpersonen:</i>
Katrien Van de Wiele
Goedele Vanacker
Dirk Dedeker
Goedele Kayens |
| 12 <i>Andere titels over dit onderwerp:</i> /
xxxx | |

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden.

U hebt niet het recht ze 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

Inleiding	6
1 Situering	7
2 Toepassingsgebied	8
2.1 Verticale opbouw van de waterbodem	9
2.2 Horizontale opbouw van waterbodem en de oevers	10
3 Juridisch kader en doelstelling van het onderzoek	11
4 Waterbodemonderzoek of landbodemonderzoek?	12
5 Eigenschappen en processen van de waterloop	13
6 Voorstudie	16
6.1 Onderzoek van de waterbodem nodig in het Oriënterend bodemonderzoek?	16
6.2 Administratief onderzoek	17
6.3 Historisch onderzoek	19
6.4 Omgevingskenmerken, geologie en hydrogeologie	20
6.4.1 Algemene kenmerken van de waterloop	20
6.4.2 Hydrogeologie	20
6.4.3 Omgevingskenmerken	21
6.5 Inventarisatie van potentiële verontreinigingsbronnen voor de waterbodem	22
6.5.1 Lozingen	22
6.5.2 Activiteiten op of nabij het water	24
6.5.3 Verspreiding van een verontreiniging van de landbodem of via de waterloop	24
6.5.4 Diffuse bronnen	26
6.6 Beschikbare onderzoeken	26
6.6.1 Kwaliteit van de waterbodem	27
6.6.2 Oppervlaktewaterkwaliteit	28
6.6.3 Bodemkwaliteit van oevers en overstromingsgebieden	31
6.7 Terreinbezoek	31
6.8 Type waterloop	32
6.9 Bemonsteringsstrategie	33
6.9.1 Afbakening van het gebied waar het onderzoek is uitgevoerd	33
6.9.2 Bemonsteringsstrategie voor onderzoek aan lozingspunten	33
6.9.3 Te onderzoeken parameters en aantal te analyseren stalen	34
6.9.4 Bemonstering en analyses als niet op de onderzoekslocatie kan geboord worden	34
6.9.5 Bemonstering van diepere lagen	34
6.9.6 Bemonstering van overwelfde waterlopen	35
7 Bemonstering en analyse	35
7.1 Bemonstering	35
7.1.1 Bemonstering van de waterbodem	35
7.1.2 Bemonstering van de oevers en overstromingsgebieden	40
7.2 Analyses	41

8	Interpretatie en evaluatie	42
8.1	Te hanteren toetsingswaarden	42
8.2	Mengstalen en clusterstalen	42
8.3	Interpretatie	42
9	Duidelijke aanwijzing voor ernstige bodemverontreiniging waterbodem (DAEW).....	43
9.1	Stroomschema	43
9.1.1	Blok 1: Verontreiniging	45
9.1.2	Blok 2: Landgebruik	45
9.1.3	Blok 3: Verspreiding	47
9.1.4	Blok 4: Andere criteria	47
10	Voorstudie.....	50
10.1	Algemene kenmerken van de waterloop	50
10.2	Overstromingsgebieden	51
11	Risico-evaluatie	52
12	Bijlagen.....	53
12.1	Bijlage 1: Begrippenlijst	53
12.2	Bijlage 2: Lijst van risico-inrichtingen waterbodems	55
12.3	Bijlage 3: Contactgegevens waterloopbeheerders	55
12.4	Bijlage 4: Standaarddocument toelating bemonstering	56
12.5	Bijlage 5: Triade kwaliteit waterbodem	56
12.6	Bijlage 6: Veldregistratie	64
12.7	Bijlage 7: Overzicht triggerwaarden	69
12.8	Bijlage 8: achtergrondinformatie over de biologische beschikbaarheid van milieuverontreinigingen en het vaststellen van ecotoxicologische risico's in waterbodem en oevers	71
12.8.1	Achtergrondinformatie "Biobeschikbaarheid"	72
12.8.2	Achtergrondinformatie "Ecotoxicologie"	77
12.8.3	Praktijkvoorbeeld "Invloed van de Amsterdamse waterbodem op doelen voor oppervlaktewater"	79

INLEIDING

Deze code van goede praktijk is een *handleiding* voor onderzoek van een waterbodem in het kader van:

- een oriënterend bodemonderzoek;
- een beschrijvend bodemonderzoek;
- een oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek;
- een technisch verslag van bagger- en ruimingsspecie.

Bij gebrek aan een standaardprocedure voor een decretaal waterbodemonderzoek, *moet* een decretaal waterbodemonderzoek volgens artikel 125 uitgevoerd worden volgens deze code van goede praktijk.

Deze code van goede praktijk beperkt zich tot de waterbodem van *onbevaarbare* waterlopen.

Het onderzoek van een waterbodem in een oriënterend bodemonderzoek of technisch verslag wordt uitgevoerd door een bodemsaneringsdeskundige van type 1. Het onderzoek van een waterbodem in een beschrijvend bodemonderzoek en decretaal waterbodemonderzoek wordt uitgevoerd door een bodemsaneringsdeskundige van type 2. Deze code van goede praktijk richt zich tot de bodemsaneringsdeskundige en is dan ook in die zin geschreven.

Voor het onderzoek van **bevaarbare waterlopen** werkt u een plan van aanpak uit in overleg met de OVAM en de waterloopbeheerder.

1 SITUERING

Een waterloop is een complex en dynamisch systeem. De kwaliteit van het oppervlaktewater en het ecologisch herstel van de waterloop wordt onder meer beïnvloed door de kwaliteit van de waterbodem. De kwaliteit van de waterbodem wordt dan weer beïnvloed door de waterkwaliteit, de omgeving, lozingen in de waterloop, de aan- en afvoer van sediment in de waterloop,...

Zwevend en salterend verontreinigd sediment zet zich af in zones waar het water trager stroomt door de hydromorfologie van de waterloop of door de aanwezigheid van kunstwerken. Lozingen kunnen heel wat sediment bevatten, waardoor ze sedimentvormers zijn. Ook door erosie kan verontreiniging van op de oevers in de waterbodem terechtkomen. In dit geval fungeert de waterbodem als 'sink' voor verontreiniging. Als de verontreiniging zich weer van de waterbodem losmaakt dan is de waterbodem een bron – 'source' - voor verontreiniging van het oppervlaktewater en zijn ecologie.

Het onderzoek van de waterbodem richt zich zowel op het sediment als het onderliggende vaste deel van de waterbodem als op de oevers van de waterloop. U gaat na of er in de waterbodem een verontreiniging aanwezig is waarvoor verdere maatregelen nodig zijn.

Het onderzoek van een waterbodem is op verschillende vlakken een uitdaging. Op technisch vlak wordt u geconfronteerd met een dynamisch systeem dat zich niet altijd goed laat voorspellen. Bovendien bevat de waterbodem mogelijk een cocktail van verontreinigingen. Onder andere het dynamisch karakter van het systeem zorgt ervoor dat de bron van de verontreiniging soms moeilijk te bepalen is. Op administratief en juridisch vlak zult u vaak te maken hebben met verschillende belanghebbenden.

2 TOEPASSINGSGEBIED

Deze code van goede praktijk richt zich op het onderzoek van de waterbodem en de directe omgeving (bijvoorbeeld de oever, een overstromingsgebied, het grondwater) die in interactie staat met de waterbodem van *onbevaarbare* waterlopen.

Het Bodemdecreet definieert de **waterbodem** zoals gedefinieerd in het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid (verder Decreet Integraal Waterbeleid) als *de bodem van een oppervlaktewaterlichaam die altijd of een groot gedeelte van het jaar onder water staat*. Uit deze definitie leiden we af dat de waterbodem de bodem is van een meer, een wachtbekken, een spaarbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een overgangswater, of een deel van een stroom, rivier of kanaal (niet-limitatieve lijst). Ook de bodem van havens, dokken, vijvers, vennen, plassen, sloten, schorren, slikken, ... beschouwen we als waterbodems, hoewel ze niet expliciet vernoemd zijn in het Decreet Integraal Waterbeleid.

Voor het ruimen van waterlopen en het opmaken van een technisch verslag in deze context, verwijzen we naar de specifieke procedures en codes hierover, die u ook vindt op de website van de OVAM ([Waterbodems: professionals - OVAM](#)).

De onderzoeksstrategie voor waterbodems is afhankelijk van het doel van het onderzoek. We onderscheiden onder andere volgende doelen:

- De gebruiksmogelijkheden van bagger- en ruimingsspecie bepalen bij een periodieke sedimentverwijdering of een herinrichting.
- De kwaliteit van de waterbodem en de oevers van (een segment van) de waterloop in beeld brengen.
- De invloed van de lozing op de waterloop (en de plaats van emissie van de verontreinigende stoffen) bepalen.
- De verspreiding van een landbodemverontreiniging (vaste deel van de aarde of grondwater) naar de waterbodem of waterloop bepalen.

We raden aan dat u bij de aanvang van een onderzoek van een waterbodem al rekening houdt met de plannen voor de waterloop en zijn omgeving. Zo kunt u het onderzoek afstemmen op plannen voor eventuele herinrichting, geplande bagger- en ruimingswerken, Integratie van het onderzoek en eventuele sanering met deze andere werken kan er voor zorgen dat het totale project meer duurzaam en kostenefficiënt is.

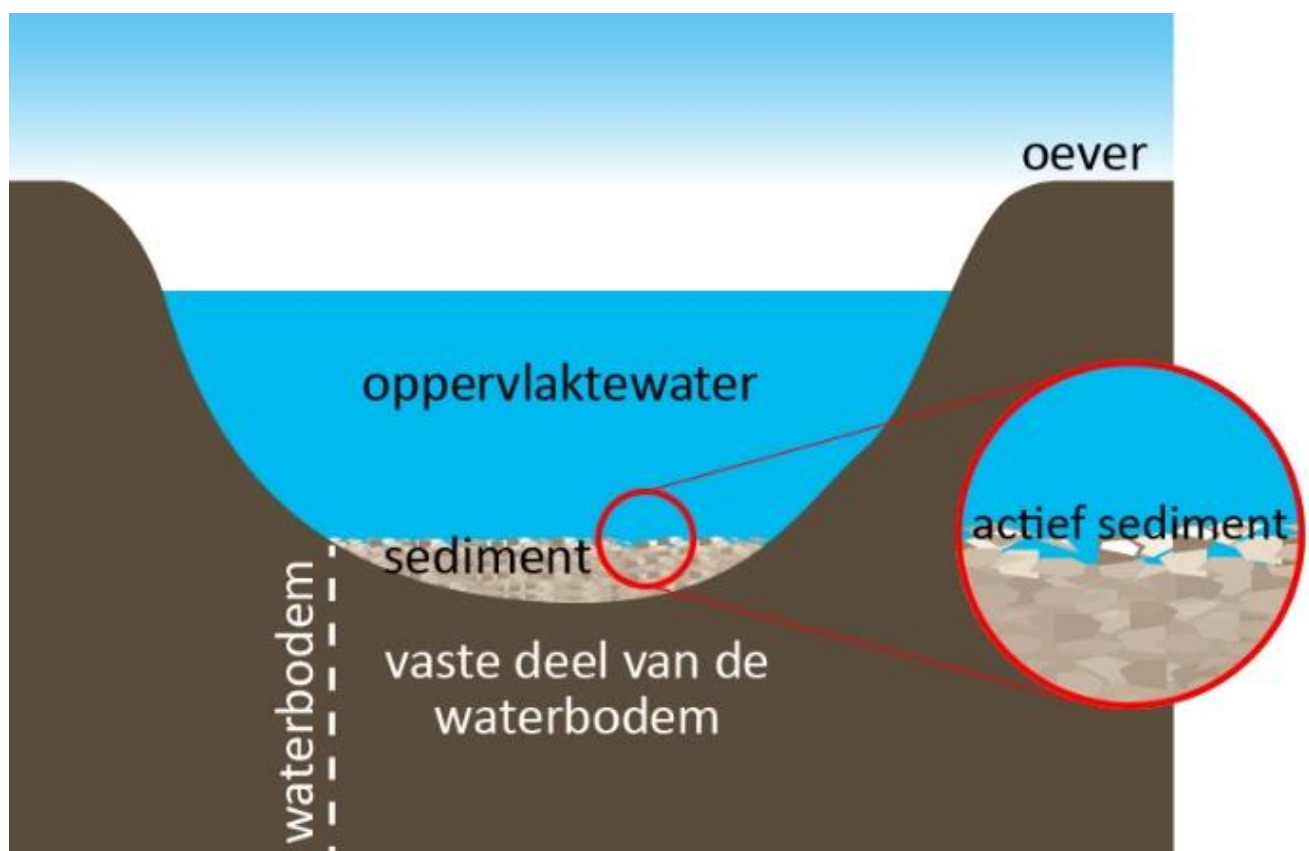
Een toelichting van de begrippen die in deze code van goede praktijk worden gebruikt, vindt u als Bijlage 1: Begrippenlijst. Een aantal begrippen worden hieronder verduidelijkt.

De definities die we hiervoor gebruiken, zijn zoveel mogelijk afgestemd op het Decreet Integraal Waterbeleid (http://www.integraalwaterbeleid.be/nl/stroomgebiedbeheerplannen/stroomgebiedbeheerplannen-2016-2021/documenten/achtergronddocumenten/Begrippen_Termen.pdf/view).

De definities voor 'onbevaarbare waterloop' en 'bevaarbare waterloop' zijn overgenomen uit het Koninklijk Besluit van 5 oktober 1992 tot vaststelling van de lijst van de waterwegen en hun aanhorigheden. De definities voor 'lineaire waterloop' en 'niet-lineaire waterloop' zijn overgenomen uit de terminologie voor bagger- en ruimingsspecie.

2.1 VERTICALE OPBOUW VAN DE WATERBODEM

De verticale opbouw van een waterbodem is schematisch voorgesteld in Figuur 1. De waterbodem bestaat uit het vaste deel van de waterbodem en het sediment.



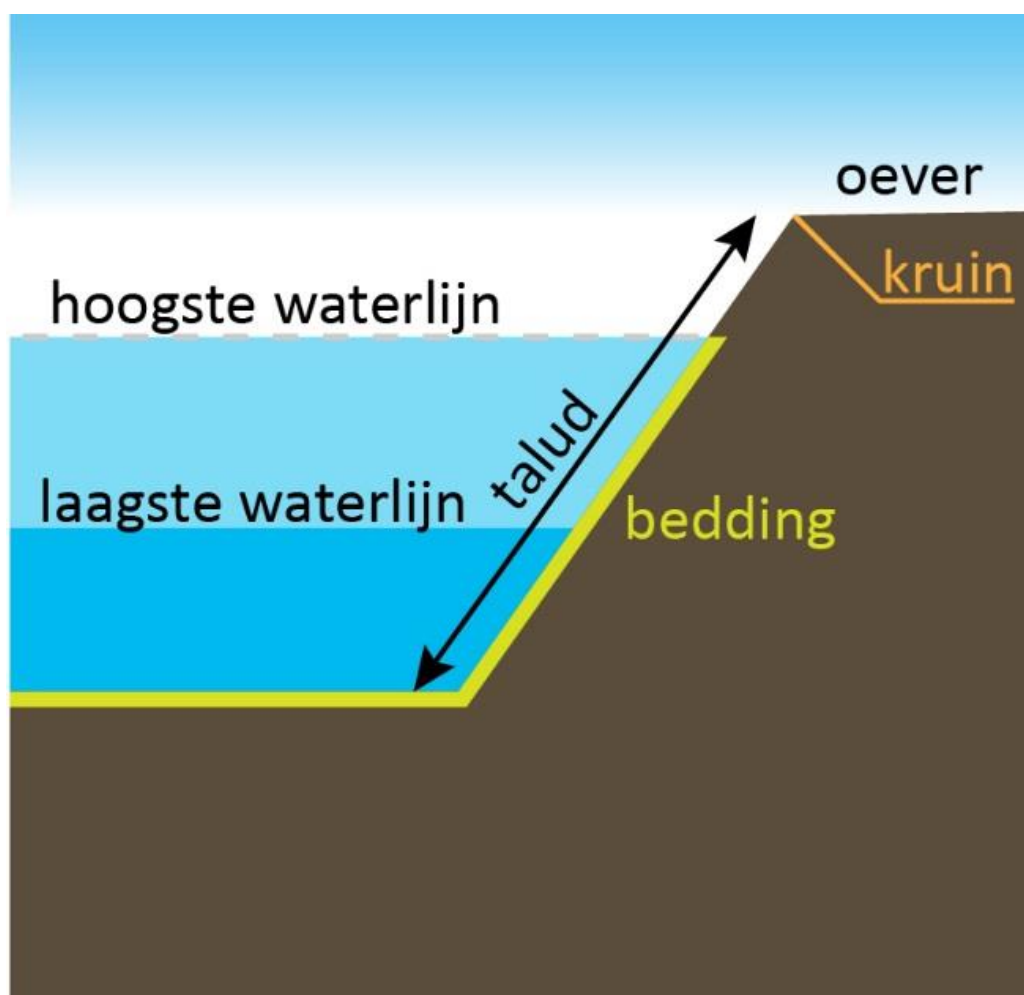
Figuur 1: Verticale opbouw van de waterbodem

2.2 HORIZONTALE OPBOUW VAN WATERBODEM EN DE OEVERS

De horizontale opbouw van een waterloop en de oevers is schematisch voorgesteld in Figuur 2.

Het Decreet Integraal Waterbeleid definieert 'oeverzone' als de strook land vanaf de bodem van de bedding van het oppervlaktewater-lichaam die een functie vervult inzake de natuurlijke werking van watersystemen of het natuurbehoud of inzake de bescherming tegen erosie of inspoeling van sedimenten, pesticiden of meststoffen.

Deze definitie is vanuit ecologische invalshoek geschreven en minder geschikt in het kader van een bodemonderzoek. Wij definiëren 'de oever' als de zone vanaf de bovenste rand van het talud (kruin, knikpunt) en verder landinwaarts.



Figuur 2: Horizontale opbouw van waterbodem en oever

3 JURIDISCH KADER EN DOELSTELLING VAN HET ONDERZOEK

Voert u een onderzoek van de waterbodem uit om de kwaliteit van **bagger- en ruimingsspecie** te bepalen?

Hou dan rekening met de bepalingen van:

- hoofdstuk XIII van titel III van het VLAREBO-besluit van 14 december 2007;
- de standaardprocedure voor het opstellen van een technisch verslag.

U voert het onderzoek uit met het oog op een correcte afvoer en hergebruik van de specie en om gepaste uitvoeringsmaatregelen te formuleren. U lokaliseert eventuele verontreinigingskernen en brengt de algemene waterbodemkwaliteit in beeld.

Voert u een onderzoek van de waterbodem uit in een **oriënterend bodemonderzoek**? Hou dan rekening met de bepalingen van artikel 28 van het Bodemdecreet. U gaat na of er duidelijke aanwijzingen zijn dat er een ernstige verontreiniging aanwezig is door het lozen van polluenten via het afvalwater of door andere menselijke handelingen (bijvoorbeeld calamiteiten).

Een **decretaal waterbodemonderzoek** voert u uit volgens hoofdstuk XII van titel III van het Bodemdecreet. U gaat na of er op het onderzochte waterlooptraject ernstige waterbodemverontreinigingen aanwezig zijn.

U voert het onderzoek van een waterbodem uit in een **beschrijvend bodemonderzoek**? Dan houdt u rekening met de bepalingen van artikel 38 van het Bodemdecreet. U gaat na of er een ernstige waterbodemverontreiniging aanwezig is door het lozen van afvalwater of de verspreiding van (landbodem)verontreiniging (voorbeelden: erosie, run-off, verwaaiing vanop de oever, via verspreiding van een grondwaterverontreiniging of van puur product).

4 WATERBODEMONDERZOEK OF LANDBODEMONDERZOEK?

Twijfelt u op basis van de situatie ter plaatse of het over een waterbodem- of landbodemonderzoek gaat? Dan oordeelt u op basis van uw expertise en voert u het onderzoek uit volgens het meest toepasselijke kader. Voor monsternamen en analyse kijkt u dan naar de bodemmatrix (gaat het al dan niet over slibachtig materiaal).

Een **droge grachtbodem** en een **lozingsgracht** onderzoekt u als een waterbodem.

Ervaart u technische moeilijkheden bij het bemonsteren van de waterbodem? U kan de andere technieken toepassen als u het gebruik ervan kan motiveren.

5 EIGENSCHAPPEN EN PROCESSEN VAN DE WATERLOOP

U moet de eigenschappen en de dynamiek van de waterloop kennen om het onderzoek van de waterbodem goed uit te voeren. Hiervoor kunt u beroep doen op vakliteratuur.

Materiaal van de waterbodem

De toplaag van de waterbodem is vaak (deels) actief sediment waarin verschillende fysische, chemische en biologische processen plaatsvinden. Er treedt uitwisseling op met onder meer het oppervlaktewater, fauna en flora. De waterbodem is zo deel van het aquatisch ecosysteem.

Het sediment is vaak een donkere, bruine of zwarte slibachtige laag met veel organisch materiaal (plant-, tak-, depositie- en bladresten). Deze slibachtige laag onderscheidt zich meestal duidelijk van de onderliggende laag door het kleurverschil en het verschil in consistentie. Het actieve sediment is visueel niet te onderscheiden.

De waterloop is uitgeschuurd in de oorspronkelijke bodem of rots. Informatie over de samenstelling van de oorspronkelijke bodem, vindt u op geologische kaarten.

Het sediment ontstaat door afzetting van partikels in suspensie (zwevende stof of zwevend sediment) onder invloed van de zwaartekracht. Het zwevend materiaal is afkomstig van stroomopwaartse erosie van de bedding of van de oevers, zwevend materiaal in lozingen, afbraak van plantaardig materiaal en dierlijke resten,... Onder de druk van toenemende sedimentatie, consolideren de diepere waterbodemplagen.

Erosie en sedimentatie

In een waterloop kan zowel erosie als sedimentatie optreden. Welk proces optreedt, hangt vooral af van de snelheid van het water en weerstand van het bodemoppervlak. Algemeen wordt gesteld dat:

- de snelheid van het water varieert van bovenloop naar benedenloop: in de bovenloop stroomt het water het snelst en treedt eerder erosie op, in de benedenloop stroomt het water trager en treedt meer sedimentatie op;
- in de buitenbocht erosie optreedt, in de binnenbocht sedimentatie: zo worden respectievelijk de holle en bolle oever gevormd;
- in de bedding verschillen kunnen optreden in snelheid van het water en zich plaatselijk banken vormen of een pool/riffle systeem kan ontstaan;
- ter hoogte van kunstwerken (kokers, sluizen,...) sedimentatie kan voorkomen.

De waterloop en omgeving

Een natuurlijke waterloop heeft een zomer- en winterbedding. Bij hoge regenval of grote watertoevoer is de bedding breder en stroomt de waterloop in de winterbedding.

Bij overstroming kan verontreinigd sediment en oppervlaktewater op de aanpalende gronden terechtkomen, op de oevers en in overstromingsgebieden.

Door overstromingen worden langs de waterloop van nature een oeverwal en verder de komgronden gevormd. De natuurlijke oeverwal ontstaat door sedimentatie van grover materiaal bij relatief grote watersnelheid; in de komgronden sedimenteert kleiiger materiaal.

Een kunstmatige oeverwal (bijvoorbeeld een dijk) kan met verschillende materialen aangelegd zijn. Achter de dijken kan nog historisch overstromingssediment aanwezig zijn.

Om de waterloopbeheerder toe te laten de waterloop te beheren, wordt er een strook van maximaal vijf meter erfdienstbaarheid voorzien. In deze zone wordt maaispecie en bagger- en ruimingsspecie gedeponeed. In het verleden werd hier mogelijk ook verontreinigde specie gedeponeed.

Verontreinigingen van de landbodem kunnen zich ook verspreiden naar de waterloop en de oevers.

Hydrogeologie

Een waterloop is drainerend of infiltrerend. Dit kan variëren over de lengte van de waterloop of met seizoenale schommelingen. Vaak is een waterloop drainerend. Waar de waterloop verlegd is, kan een atypische situatie worden gecreëerd. Hier zal de waterloop vaak infiltrerend zijn.

DEEL VERKENNENDE FASE

U voert de verkennende fase in het onderzoek van een waterbodembodem uit in een oriënterend bodemonderzoek en in een decretaal waterbodemonderzoek.

6 VOORSTUDIE

In het online platform ‘waterbodemverkenner’ worden onder meer gegevens samengebracht die nodig zijn voor de voorstudie. Dit kennissysteem wordt voortdurend aangevuld met nieuwe gegevens.

Op termijn zult u een groot deel van de gegevens kunnen opzoeken in de waterbodemverkenner. In afwachting daarvan vraagt u de nodige informatie op bij de verder genoemde bronnen.

6.1 ONDERZOEK VAN DE WATERBODEM NODIG IN HET ORIËTEREND BODEMONDERZOEK?

U gaat na of onderzoek van de waterbodem nodig is op basis van de volgende gegevens die u tijdens de voorstudie verzamelt:

- de **lozingspunten en rioleringen** die gerelateerd zijn aan het (voormalige) productieproces dat onderwerp is van het oriënterend bodemonderzoek, zowel op de onderzoekslocatie als erbuiten;
- de **lozingsvergunningen**;
- de locaties van de lozingsleidingen/lozingspijp en (indirecte) lozingspunten;
- de locaties van de waterzuiveringsinstallaties;
- **eerder uitgevoerde onderzoeken** van de waterbodem en/of oevers en gegevens over eventuele bagger- en ruimingswerken in de nabijheid van de lozing;
- de huidige en voormalige activiteiten die onderwerp zijn van het oriënterend bodemonderzoek en opgenomen zijn in de ‘**Lijst risico-inrichtingen waterbodems**’ (Bijlage 2: Lijst van risico-inrichtingen waterbodems) en aanwezig waren voor 1991.

Is of was er op de onderzoekslocatie een ‘risico-inrichting waterbodems’ aanwezig met een directe of indirecte lozing in een waterloop? Of grenst de onderzoekslocatie aan een waterloop? Zijn er andere aanwijzingen voor een waterbodemverontreiniging zoals een calamiteit op de oever of andere risico-inrichtingen die waterbodemverontreiniging kunnen veroorzaken? Dan voert u een onderzoek van de waterbodem uit in het oriënterend bodemonderzoek.

U rapporteert uw voorlopige bevindingen als volgt:

- U maakt een plan van de onderzoekslocatie en duidt aan:
 - huidige en voormalige lozingspunten gerelateerd aan het (voormalige) productieproces;
 - rioleringen;
 - lozingsleidingen;
 - waterzuiveringsinstallaties.
- U voegt de lozingsvergunningen toe als bijlage bij het rapport.
- U voegt de relevante gegevens uit eerder uitgevoerde onderzoeken toe als bijlage bij het rapport.
- U formuleert een duidelijk besluit over de nood aan onderzoek van de waterbodem in het oriënterend bodemonderzoek.

6.2 ADMINISTRATIEF ONDERZOEK

U voert altijd een administratief onderzoek uit.

Tabel 1 beschrijft de administratieve gegevens die u over de waterloop moet verzamelen.

Te verzamelen info	Korte beschrijving	Bron
Gegevens waterloop		
Naam waterloop waarin geloosd wordt	Naam VHA-waterloop	Vlaamse Hydrografische Atlas
VHA-code		Vlaamse Hydrografische Atlas
G-code	Gewestcode VHA-waterloop: code van de ganse waterloop	
S-code(s)	Identificator VHA-waterloopsegment: code van het kleinste deel van de waterloop (segment)	
Categorie van de waterloop		Vlaamse Hydrografische Atlas
Bekken en deelbekken		Vlaamse Hydrografische Atlas
Te onderzoeken traject	Afbakening te onderzoeken traject afhankelijk van doelstelling studie (beschrijving start- en eindpunt, totale lengte, breedte, diepte, inclusief oever)	
Waterloopbeheerder	Adres + contactpersoon	Vlaamse Hydrografische Atlas of https://www.vlaanderen.be/nl/natuur-en-milieu/water/beheer-van-de-onbevaarbare-waterlopen
Beheerder riolering¹	Adres + contactpersoon	

Tabel 1: Voorstudie waterbodembodem – administratieve gegevens

U vindt de Vlaamse Hydrografische Atlas op www.geopunt.be.

¹ Indien sprake van een indirecte lozing via het openbare rioleringsstelsel (dit is een riolering die afvalwater ontvangt en daarna terechtkomt in een oppervlaktewater)

Het beheer van de onbevaarbare waterlopen is de bevoegdheid van:

- 1 de Vlaamse Milieumaatschappij, voor de onbevaarbare waterlopen van de eerste categorie;
- 2 de provincies, voor de onbevaarbare waterlopen van de tweede categorie op hun grondgebied, met uitsluiting van de waterlopen van tweede categorie binnen het werkingsgebied van een polder of watering;
- 3 de gemeenten, voor de onbevaarbare waterlopen van de derde categorie op hun grondgebied met uitsluiting van de waterlopen van derde categorie binnen het werkingsgebied van een polder of watering;
- 4 de polders en de wateringen, voor onbevaarbare waterlopen van de tweede en derde categorie gelegen binnen hun werkingsgebied.

Waterlopen kunnen naar een hogere of lagere categorie overgebracht worden als de huidige en de toekomstige waterloopbeheerder daarover akkoord gaan. Dit wordt herklassering of hercategorisering genoemd.

Waterlopen die niet ingedeeld zijn in bovenstaande categorieën, noemt met niet-geklasseerde waterlopen. Dit zijn:

- baangrachten langs gemeentewegen; zij worden beheerd door de gemeente;
- baangrachten langs gewestwegen en snelwegen in Vlaanderen; zij worden beheerd door het Agentschap voor Wegen en Verkeer;
- grachten die een ‘poldering of watering’ als beheerder hebben; zij worden onderhouden door het bestuur van de polder of watering (<https://vvpw.be/>);
- andere niet-geklasseerde waterlopen en privégrachten; zij worden beheerd door de eigenaar(s) van de aangrenzende percelen. Het onderhoud van een gemene gracht moet gebeuren op kosten van de verschillende mede-eigenaars.
- de gemeente (of polders en wateringen binnen hun werkingsgebied) kan grachten van algemeen belang (publieke grachten) aanduiden. Ze neemt dan het beheer van de gracht over, niet de eigendom. De gemeente kan daarbij ook een erfdienstbaarheid opleggen van maximaal 5 meter.

In ‘Bijlage 3: Contactgegevens waterloopbeheerders’ vindt u nuttige links om de administratieve data en contactgegevens te verzamelen. Als u gegevens opvraagt, vermeldt u steeds minimaal de S-code van het betreffende segment van de waterloop.

6.3 HISTORISCH ONDERZOEK

Voor het historisch onderzoek verzamelt u informatie over eventuele menselijke ingrepen aan de waterloop of wateroppervlakte en zijn nabije omgeving, bijvoorbeeld:

- aanleg water(gang);
- verandering in de loop van de watergang (bijvoorbeeld de waterloop rechtekken);
- wijziging in waterhuishouding;
- uitgevoerde oeverwerken;
- calamiteiten;
- ruimingswerken gedeponeerde specie op de oever;
- aanpassingen aan het rioleringsstelsel;
- historiek van lozingen op de waterloop;
- verlegging of opheffing van lozingspunten.

Deze informatie vindt u op oude (topografische) kaarten, in historische atlanten, in archieven, bij waterloopbeheerder(s), omwonenden, gemeente, vergunningen, ...

Te verzamelen info	Korte beschrijving	Bron
Historiek waterloop	Ingrepen aan de waterloop	Oude kaarten Waterloopbeheerder Gemeente Omwonenden
Ligging riolering en lozingspunten	Zowel huidige als vroegere	Waterloopbeheer Terreinbezoek
Lozingsperiode Lozingspunt(en) Debieten		Lozingsvergunning
Parameters	Verdachte stoffen effluent (onderscheid maken tussen relevant of niet relevant voor waterbodemonderzoek)	Lozingsvergunning
Historische en recente bagger- of ruimingsgegevens		Waterloopbeheerder Gemeente Omwonenden
Beschrijving van omringende- of andere activiteiten rond de waterloop die de kwaliteit ervan kunnen beïnvloeden		
Aanwezigheid eigen waterzuiveringsinstallatie		Exploitant

Tabel 2: Voorstudie waterbodemonderzoek - historische gegevens

6.4 OMGEVINGSKENMERKEN, GEOLOGIE EN HYDROGEOLOGIE

U verzamelt gegevens over de omgeving van de waterloop, de geologie en de hydrogeologie van de locatie waar u het onderzoek van de waterbodem uitvoert. Hiervoor gebruikt u de onderstaande tabellen als leidraad.

6.4.1 Algemene kenmerken van de waterloop

Type	Korte beschrijving	Bron
Feitelijk gebruik van het oppervlaktewater	– Afwatering – Scheepvaart – Recreatie – Visserij – Regionale watervoorziening – Natuur en landschap – Industrie – Landbouw – Andere: ...	Terreinbezoek
Kwaliteitsdoelstelling oppervlaktewater	– Basiskwaliteit – Productie drinkwater – Zwemwater – Viswater	
Type waterloop		Visueel

Tabel 3: Algemene kenmerken van de waterloop

6.4.2 Hydrogeologie

Type	Korte beschrijving	Bron
Geologie	Bodemopbouw tot de eerste afscheidende laag, korte beschrijving van de diepere geologie	
Hydrologie	– Zout, brak of zoet water – Drainerend / Infiltrerend – Mogelijke fluctuaties afhankelijk van het getij	
Grondwater	Grondwaterkwetsbaarheid	
Waterwinningen	Grond- en oppervlaktewaterwinningen in de buurt	
Vergunde grondwaterwinningen		http://dov.vlaanderen.be

Tabel 4: Geohydrologische kenmerken

6.4.3 Omgevingskenmerken

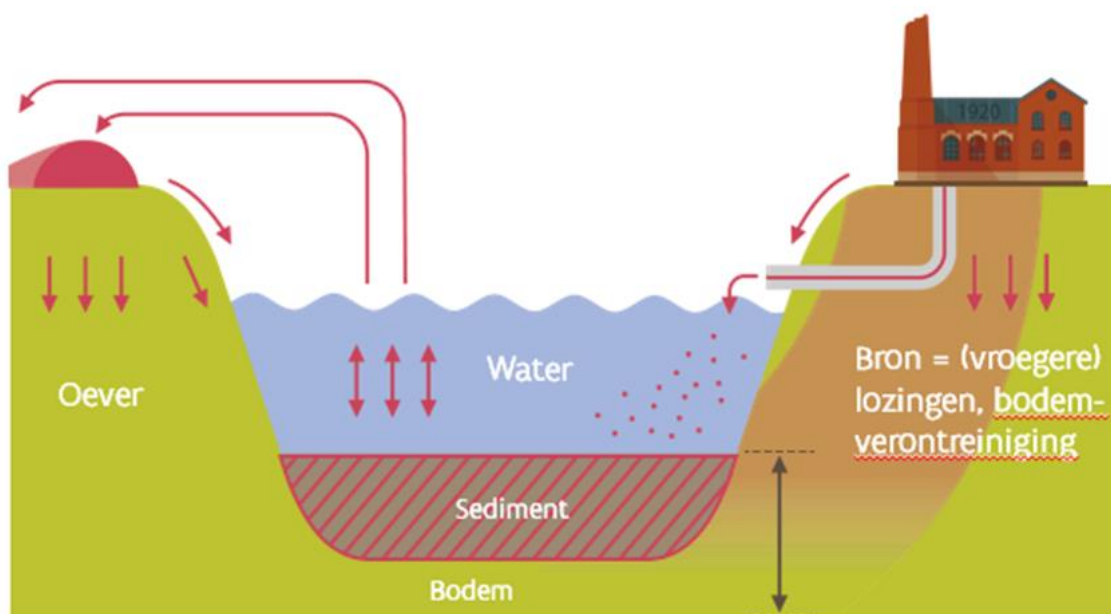
U beschrijft de directe omgeving van de onderzoekslocatie, het lozingspunt of de lozingspunten en de situatie stroomop- en stroomafwaarts op basis van onder meer:

- de topografie;
- het feitelijke gebruik van omliggende terreinen (natuur, landbouw, industrie, ...) door een terreinbezoek;
- het gewestplan.

Type	Korte beschrijving	Bron
Omgevingskenmerken aan het lozingspunt en stroomaf- en opwaarts indien relevant voor de water(bodem)kwaliteit		
Aanwezigheid overstromingsgebieden stroomafwaarts		www.geopunt.be
Ecologisch waardevol gebied	Natura 200 Habitatrichtlijngebied Vogelrichtlijngebied VEN-gebied IVON-gebied Groene gewestplanbestemming Groengele gewestplanbestemming	www.geopunt.be
Ligging in kwetsbare gebieden ten gevolge van vermesting		www.vlm.be
Ligging in beschermingszone oppervlaktewaterwinning voor drinkwater		http://dov.vlaanderen.be
Ligging in beschermingszones rond grondwaterwinningen		http://dov.vlaanderen.be

Tabel 5: Kwetsbare gebieden

6.5 INVENTARISATIE VAN POTENTIËLE VERONTREINIGINGSBRONNEN VOOR DE WATERBODEM



Figuur 3: Mogelijke bronnen van verontreiniging

In het historisch onderzoek brengt u de potentiële verontreinigingsbronnen voor waterboderverontreiniging in kaart. Dit zijn onder meer:

- lozingen (al dan niet vergund);
- activiteiten op of nabij water;
- calamiteiten;
- verspreiding van verontreiniging van de landbodem via het grondwater of van de oever door run-off, erosie en verwaaiing;
- verspreiding van een waterboderverontreiniging stroomopwaarts;
- diffuse verontreiniging.

U vindt deze gegevens bij de waterloopbeheerder, de gemeente, in vergunningen en door een terreinbezoek.

6.5.1 Lozingen

Waterboderverontreiniging ontstaat vaak door lozingen. U brengt deze lozingen in kaart, waarbij u een onderscheid maakt tussen:

- industriële en huishoudelijke lozingen;
- historische en actuele lozingen.

Deze informatie is belangrijk om de onderzoeksstrategie te bepalen en om juridische redenen.

U bepaalt de mogelijke impact van de lozingen op de kwaliteit van een waterloop en de waterbodem op basis van het debiet, de frequentie van lozing, de aard van de geloosde stoffen, het debiet van de waterloop, ...

Lozingen van huishoudelijk afvalwater versus bedrijfsafvalwater

Het VLAREM maakt onderscheid tussen huishoudelijk afvalwater, koelwater en bedrijfsafvalwater (bron: www.vmm.be/water/afvalwater/soorten).

Het lozen van **huishoudelijk afvalwater** is in principe niet gebonden aan een omgevingsvergunning als het afkomstig is van woongelegenheden. Voor lozingspunten van huishoudelijk afvalwater maakt u onderscheid tussen individuele lozingspunten en collectieve lozingspunten.

Koelwater is niet in aanraking gekomen met verontreinigende stoffen.

Bedrijfsafvalwater is alle afvalwater dat niet voldoet aan de definitie van huishoudelijk afvalwater of koelwater. Als huishoudelijk afvalwater en bedrijfsafvalwater samen geloosd worden, wordt het beschouwd als bedrijfsafvalwater.

Voor bedrijfsafvalwater onderscheidt u **bedrijfsafvalwater met gevaarlijke stoffen** en **bedrijfsafvalwater zonder gevaarlijke stoffen**.

Wat gevaarlijke stoffen zijn, vindt u als bijlage 2C bij titel I van het VLAREM. Het indelingscriterium GS bepaalt vanaf welke concentratie u afvalwater beschouwt als bedrijfsafvalwater met gevaarlijke stoffen. Als de concentratie van gevaarlijke stoffen hoger is dan het indelingscriterium GS, is een bedrijf vergunningsplichtig voor die parameter. De indelingscriteria vindt u in de tabel van artikel 3 van bijlage 2.3.1 van titel II van het VLAREM.

Ook gevaarlijke stoffen zonder indelingscriterium worden opgenomen in de vergunning, als ze relevant zijn voor het geloosde afvalwater.

Onderzoek aan de lozingspunten is enkel nodig wanneer er aanwijzingen zijn dat er (bedrijfs)afvalwater met gevaarlijke stoffen wordt of werd geloosd.

Het is belangrijk ook de lozing van niet-verontreinigd water in de waterloop te inventariseren omdat die mee het debiet van de waterloop bepaalt en dus ook de verdunning van eventuele verontreiniging.

Historische versus actuele lozingen

Niet alleen actuele lozingen zijn belangrijk. Vooral historische lozingen, rechtstreeks in de waterloop of bijvoorbeeld via oude grachtensystemen, kunnen een invloed hebben gehad op de waterbodemkwaliteit. Vermits verontreiniging in een waterbodem gedurende lange tijd geadsorbeerd kan blijven, is het dus mogelijk dat een lozing van tientallen jaren geleden nog steeds sporen nalaat in de waterbodem.

U verzamelt de gegevens over de historische en actuele lozingspunten in de betreffende waterloop en onderscheidt:

- lozingspunten van huishoudelijk afvalwater met een aanzienlijke vuilvracht (> 50 IE, indicatief);
- lozingspunten van industrieel afvalwater;
- andere verontreinigde grachten of waterlopen die samenvloeien met de te onderzoeken waterloop;
- iedere andere toevoer van verontreinigingen (bijvoorbeeld sluikstorten).

Hotspotstudie waterbodemonverontreiniging

De studie 'Waterbodem – speerpunten voor waterbodemonderzoek' (hotspotstudie) geeft een lijst van risico-inrichtingen die een grote kans hebben om waterbodemonverontreiniging te veroorzaken. Ze geeft ook per inrichting de verdachte stoffen relevant voor onderzoek van de waterbodem (prioritaire stoffen). U vindt deze studie op de website van de OVAM (www.ovam.be).

IMJV-databestand

Bedrijven die conform VLAREM over een J-type vergunning beschikken of vergunningsplichtig zijn als klasse 1 of 2 én boven de drempelwaarde emitteren, zijn verplicht om bepaalde milieurelevante informatie aan de Vlaamse overheid te bezorgen. Daardoor beschikt de VMM over een uitgebreid databestand van verontreinigende stoffen die de (rapporteringsplichtige) bedrijven uitstoten naar water en lucht. Deze gegevens kunt u raadplegen op <https://www.vmm.be/data/imjv-databestand/imjv>

6.5.2 Activiteiten op of nabij het water

U inventariseert VLAREBO- en VLAREM-activiteiten die worden en werden uitgeoefend op de gronden die aan de waterloop grenzen (inclusief op- en overslag). U vraagt de huidige en voormalige vergunningen op bij de gemeente. U maakt ook een overzicht van relevante calamiteiten op de oever of in de waterloop.

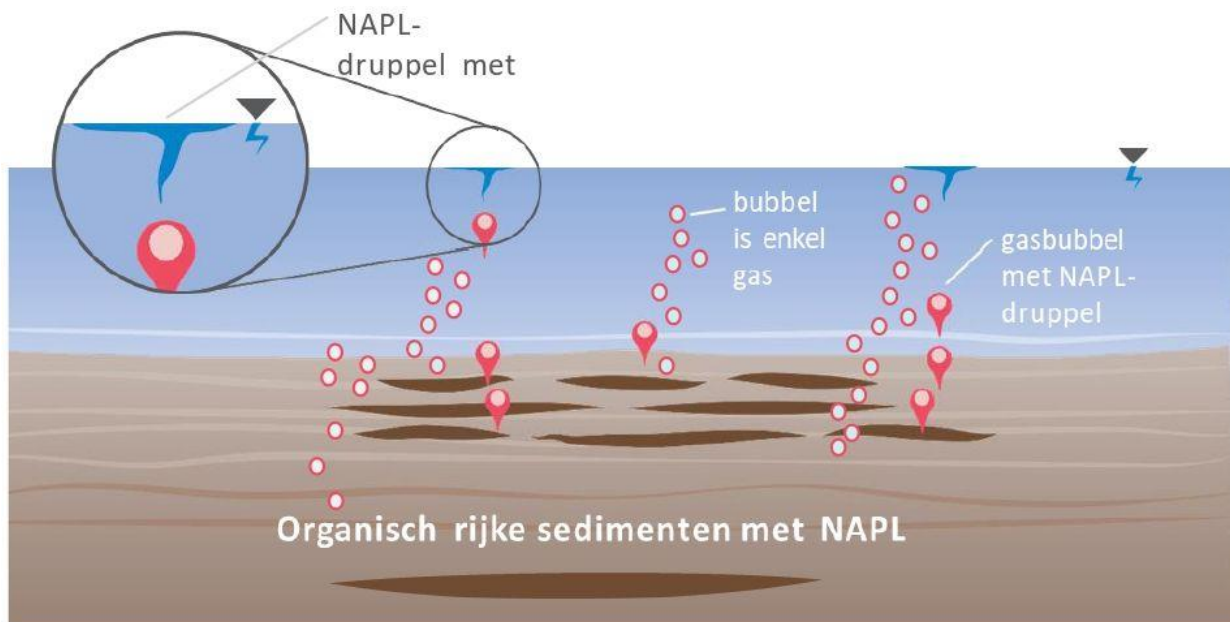
U schat de kans in op waterbodemonverontreiniging en bepaalt de verdachte stoffen die voor de waterbodem relevant zijn. U raadpleegt hiervoor de hotspotstudie.

6.5.3 Verspreiding van een verontreiniging van de landbodem of via de waterloop

Verspreiding verontreiniging van de landbodem

U brengt potentiële verontreinigingsbronnen en bodemonverontreinigingen op de oever in kaart.

U besteedt extra aandacht aan teer- of PAK-verontreiniging op het land. Puur product van deze verontreiniging kan in de onderliggende lagen of in het sediment voorkomen en zichtbaar worden in de vorm van teerbubbels in het water.



Figuur 4: Procesvorming teerbubbels - conceptueel model van de migratie van NAPL. Merk op dat er ook gasvorming kan ontstaan door biodegradatie van een ander organisch materiaal in het sediment, en niet enkel door afbraak van NAPL



Figuur 5: Teerbubbels en vlekken nabij voormalige gasfabriek

Verspreiding vanuit het watersysteem

Ook in de waterloop zelf kan (historische) verontreiniging zich vanaf een bepaald punt stroomafwaarts verspreiden, via het water en via sedimenttransport.

6.5.4 Diffuse bronnen

Verhoogde concentraties aan polluenten in de waterbodem kunnen het gevolg zijn van niet-puntgebonden verontreinigingsbronnen, zoals:

- atmosferische depositie;
- landbouw;
- run-off van wegen;
- materiaal dat gebruikt is in de omgeving van de waterloop (beschoeiingen, kunstwerken, ...);
- anti-fouling van schepen;
- algemeen voorkomende verontreiniging (zoals zware metalen, minerale olie, ...).

Deze bronnen zijn moeilijker te identificeren en te controleren.

6.6 BESCHIKBARE ONDERZOEKEN

U verzamelt alle informatie die er beschikbaar is over de kwaliteit van:

- de waterbodem;
- het oppervlaktewater;
- het zwevende stof;
- de organismen die in de waterloop voorkomen.

Raadpleeg hiervoor monitoringsgegevens, gegevens over afperking van bodemverontreiniging die zich verspreid heeft tot in de waterloop, Triade-onderzoek, MMIF, gegevens over de Visindex. U vindt deze gegevens onder meer in de waterbodemverkenner.

U raadpleegt ook uitgevoerde oriënterende bodemonderzoeken, beschrijvende bodemonderzoeken, waterbodemonderzoeken, bodemsaneringsprojecten en technische verslagen van terreinen uit de directe omgeving.

Wanneer u analyseresultaten gebruikt uit andere onderzoeken of voorgaande fases, controleert u of deze gegevens nog representatief zijn: U beantwoordt daarvoor de volgende vragen:

- Zijn de analyseresultaten nog actueel?
 - Is het sediment nog aanwezig (op basis van gegevens over ruimen en baggeren)?
 - Is er nieuwe aanrijking mogelijk door lozing, bijkomende sedimentatie,...?
 - ...
- Hoe werd het staal bemonsterd?
 - Wat is het type van techniek?
 - Gaat het over een puntstaal of een mengstaal en welke zone werd bemonsterd en op welke diepte?
 - Welke laag werd bemonsterd? (het sediment? het vaste deel van de waterbodem?...)
 - Wat was de doelstelling van het onderzoek?

U toetst de stalen aan de normen of toetsingswaarden die van toepassing zijn in uw onderzoek.

Wanneer de analyseresultaten niet (meer) representatief zijn voor de feitelijke toestand op het terrein, dan beschouwt u deze analyseresultaten enkel als indicatief. Zijn ze dat wel, dan neemt u ze op in het onderzoek.

Door de grote heterogeniteit en de dynamiek van een waterloop is de kans groot dat de eerdere resultaten niet meer representatief zijn. Ze zijn wel nog bruikbaar om de historiek van de verontreiniging of historische verontreiniging in kaart te brengen.

6.6.1 Kwaliteit van de waterbodem

6.6.1.1 Triade-kwaliteit

Het triade-concept combineert drie onderdelen voor de karakterisatie van waterbodems:

- fysicochemie,
- ecotoxicologie
- biologie.

Met het triade-concept wordt een eerste ecologisch oordeel gevormd over de kwaliteit van de waterbodem. De kwaliteit van de waterbodem wordt vergeleken met een referentiebodem die de natuurlijke toestand benadert. Hoe meer de bevindingen afwijken van de referentiebodem, hoe slechter de waterbodemkwaliteit. Dit eerste oordeel kan een aanzet zijn voor diepgaander onderzoek of bescherming van de waterbodem of vormt een aanwijzing voor een al dan niet ernstige bedreiging voor het ecosysteem.

De VMM hanteert de triade-methodiek voor het monitoren van de kwaliteit van waterbodems. Het meetnet bestaat uit een 600-tal locaties die sinds 2000 één maal om de 4 jaar worden geanalyseerd. In 2008 werd het aantal locaties per cyclus teruggebracht naar 300 meetplaatsen. Sinds 2016 wordt een 6-jarige cyclus aangehouden.

Voor meer informatie met betrekking tot de Triade karakterisatie van de waterbodem wordt verwezen naar Bijlage 5: Triade kwaliteit waterbodem. Meer informatie vindt u ook in het 'jaarverslag water' van VMM en het 'Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen volgens Triade'.

Beoordelings-componenten	Beoordelingstechnieken	Geef informatie over
Fysicochemie	Fysische en chemische analyse van het sediment	Bodemtype – aanwezigheid van specifieke toxische stoffen en verontreinigingsgraad
Ecotoxicologie	Toxiciteitstesten: Laboratoriumtesten (bioassys)	Potentiële toxiciteit van de aanwezige verontreiniging Informatie is niet stofspecifiek
	Bioaccumulatietesten: actief en passief	Doorvergiftigingsrisico en biologische beschikbaarheid van specifieke stoffen
Biologie	Analyse van de samenstelling en abundanties van de levensgemeenschap in en op waterbodem	Actuele ecologische kwaliteit Informatie is niet stofspecifiek

Tabel 6: Waterbodemkwaliteit volgens de Triade-methode (bron: VMM)

U vraagt de gegevens van de relevante meetpunten uit de VMM-waterbodembank op (www.vmm.be). U verzamelt ook andere relevante triade-gegevens als ze beschikbaar zijn <http://geoloket.vmm.be/Geoviews/map.phtml>.

6.6.1.2 Fysicochemische waarden

Een triadekwaliteit met score 3 of 4 is een indicatie voor een ernstige verontreiniging of vermindering van de ecologische kwaliteit van de waterbodem. Een hoge fysicochemische waarde is enkel een indicatie van een potentieel risico. Van de meeste waterlopen zijn er fysicochemische gegevens beschikbaar. Deze gegevens zijn bijvoorbeeld verzameld in het kader van ruimschutwerken.

6.6.1.3 Waterbodembouw

U verzamelt ook gegevens over de opbouw van de waterbodem, als ze beschikbaar zijn:

- boorprofielen van de waterbodem;
- boorprofielen van de diepere lagen;
- heterogeniteit in waterbodembouw;
- ...

6.6.2 Oppervlaktewaterkwaliteit

De oppervlaktewaterkwaliteit wordt beschreven op basis van de fysicochemische, biologische en bacteriologische (zwem) waterkwaliteit.

6.6.2.1 Fysicochemische kwaliteit

In de monitoring van de fysicochemische kwaliteit van oppervlaktewater analyseert de VMM op alle meetplaatsen een basispakket aan parameters:

- watertemperatuur;
- concentratie aan opgeloste zuurstof (O_2);
- zuurtegraad (pH);
- chemisch zuurstofverbruik (CZV);
- ammoniakale stikstof (NH_4^+-N);
- nitriet (NO_2^--N);
- nitraat (NO_3^--N);
- totaal orthofosfaat ($o-PO_4^{3--}P$);
- totaal fosfor (Pt);
- chloride (Cl^-);
- geleidingsvermogen (EC).

Op een aantal geselecteerde meetplaatsen worden ook de volgende parameters bepaald:

- biochemisch zuurstofverbruik (BZV);
- Kjeldahl-stikstof (Kj-N);
- sulfaat (SO_4^-);
- totale hardheid;
- gehalte aan zwevende stoffen (ZS);
- zware metalen.

Voor specifieke doeleinden wordt het basispakket nog aangevuld met andere parameters.

Een belangrijke parameter voor de bespreking van de waterkwaliteit is de opgeloste zuurstof. Een voldoende hoge concentratie aan opgeloste zuurstof is van zeer groot belang voor het leven in het water en speelt een grote rol in zelfzuiverende processen van de waterloop.

Voor de beoordeling van de waterkwaliteit wordt de Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO) gebruikt. Deze index krijgt een slechte score bij lage zuurstofconcentraties. De resultaten krijgen volgende beoordeling:

PIO 0 – 1	Klasse 1	Niet verontreinigd
PIO > 1 – 2	Klasse 2	Aanvaardbaar
PIO > 2 – 4	Klasse 3	Matig verontreinigd
PIO > 4 – 8	Klasse 4	Verontreinigd
PIO > 8 – 16	Klasse 5	Zwaar verontreinigd

Tabel 7: Prati-index

6.6.2.2 **Biologische kwaliteit**

Het VMM-oppervlaktewatermeetnet meet ook de biologische kwaliteit. Hiervoor werd (naar analogie met indices in andere Europese landen) de Belgisch Biotische Index (BBI) uitgewerkt, die varieert van 0 tot 10. Aanvullend wordt ook met de Multimetrische Macro-Invertebratenindex Vlaanderen gewerkt. Deze index beoordeelt de macro-invertebraten in rivieren en meren volgens de Europese kaderrichtlijn Water op basis van vijf criteria. Deze criteria zijn een maat voor de diversiteit, samenstelling, omvang en tolerantie van de populatie. De eindbeoordeling is een biotische indexwaarde tussen 0 en 1. Een hoge index wijst op een zeer goede ecologische status. Dit meetnet wordt onderhouden door de VMM.

BBI	
9 - 10	Zeer goed
7 - 8	Goed
5 - 6	Matig
3 - 4	Slecht
1 - 2	Zeer slecht
0	Uiterst slecht

Tabel 8: Belgisch biotische index

De BBI evalueert de kwaliteit van een waterloop als biotoop. De BBI integreert twee factoren: de aan- of afwezigheid van verontreinigingsgevoelige macro-invertebraten en de diversiteit, met name het totaal aantal verschillende aangetroffen soortengroepen.

Bron: VMM-biologisch meetnet (www.vmm.be)

6.6.2.3 Palingpolluëntenmeetnet

Het palingpolluëntenmeetnet werd uitgevoerd tussen 1994 en 2001. U vindt het rapport van deze studie op <https://www.vlaanderen.be/publicaties/het-vlaamse-palingpolluentenmeetnet-1994-2001-gehalten-aan-polychloorbifenylen-organochloorpesticiden-en-zware-metalen-in-paling>.

Het palingpolluëntenmeetnet moest inzicht geven in de verontreinigingstoestand van de Vlaamse oppervlaktewaters via metingen op paling. Op een beperkt aantal plaatsen werden ook andere vissoorten gebruikt. De vis werd geanalyseerd op:

- een tiental PCB-congeneren;
- een tiental zware metalen;
- een aantal organochloorpesticiden.

Er wordt een onderscheid gemaakt in 4 klassen:

- Klasse 1: niet afwijkend tegenover de referentietoestand.
- Klasse 2: licht afwijkend tegenover de referentietoestand.
- Klasse 3: afwijkend tegenover de referentietoestand.
- Klasse 4: sterk afwijkend tegenover de referentieklaas.

Bron: INBO

Het palingpolluëntenmeetnet wordt niet meer gebruikt. De resultaten van deze studies kunnen echter wel nuttige gegevens bevatten over de historiek van de waterloop.

In 2001 startte het INBO met een overkoepelend meetnet: het vismeetnetwerk. De resultaten van de studies vindt u hier: <https://www.inbo.be/nl/thema/beleid/meetnetten/vismmeetnetwerk>. Via het vismeetnet verzamelt het INBO jaarlijks de nodige data om aan beide Europese rapportageverplichtingen te voldoen.

Daarnaast heeft de VMM ook een biotameetnet uitgewerkt. Op een beperkt aantal meetplaatsen wordt in baars of paling gemeten volgens de richtlijnen van de Kaderrichtlijn water.

6.6.2.4 Meetnet zoetwatervis (VIS informatiesysteem of VIS-index)

Het meetnet zoetwatervis (INBO) onderzoekt geregeld op een 900-tal plaatsen welke soorten vis er in welke aantallen aanwezig zijn. Ook het gewicht en de lengte van de vissen wordt gemeten.

Bron: INBO <http://vis.milieuinfo.be/>

Het rapport 'Visbestandopnames in Vlaamse beken en rivieren in het kader van het 'Meetnet zoetwatervis' 2010' (link <https://www.vlaanderen.be/nl/publicaties/detail/visbestandopnames-in-vlaamse-beken-en-rivieren-in-het-kader-van-het-meetnet-zoetwatervis-2010>) bevat de gegevens van de bemonsteringen uitgevoerd in 2010 in het kader van het 'Meetnet Zoetwatervis' op Vlaamse beken en rivieren. In totaal werden 247 locaties bevist, verspreid over elf bekkens. Elke gevangen vis werd op soort gebracht, gemeten, gewogen en teruggezet. Ook werden enkele fysische en chemische parameters genoteerd.

6.6.2.5 **Kwaliteit zwevende stof**

Met een centrifuge wordt uit een grote hoeveelheid water het zwevend materiaal geconcentreerd. Dit geeft een momentopname van de kwaliteit. Door dit regelmatig te herhalen kan een veel grotere temporele variatie gevolgd worden.

De resultaten van de zwevend stof analyses zijn nog niet raadpleegbaar via de website van de VMM, maar kunnen opgevraagd worden bij de VMM.

6.6.3 **Bodemkwaliteit van oevers en overstromingsgebieden**

Verontreiniging van de waterbodem en het oppervlaktewater verspreidt zich ook door overstromingen, op oevers en in overstromingsgebieden. Vroeger werd ook verontreinigde ruimingsspecie op de oever gedeponeerd.

Zoals eerder gezegd, kunnen verontreinigingen van de landbodem zich ook verspreiden naar de waterloop en de oevers.

Informatie over relevante **bodemonderzoeken en saneringen** vindt u in het geoloket van de OVAM (<http://services.ovam.be/geoloket/>). U kan de rapporten opvragen bij de OVAM.

Besteed bij het bestuderen van deze rapporten ook voldoende aandacht aan voormalige activiteiten waaraan lozingen gekoppeld waren.

6.7 **TERREINBEZOEK**

U voert het terreinbezoek uit nà het (historisch) onderzoek, zodat u vooraf weet welke plaatsen extra aandacht verdienen.

Tijdens het terreinbezoek brengt u de kenmerken van de waterloop, de oevers en de onmiddellijke omgeving in kaart. U controleert op potentiële verontreinigingsbronnen, onder meer:

- de huidige en voormalige lozingspunten;
- de activiteiten op de oever;
- de mogelijkheid tot run-off.

U voert een visuele controle uit van het lozingspunt en het traject naar het lozingspunt.

Als indirect geloozd wordt of werd via een open gracht, controleert u die ook visueel.

U beschrijft de omgevingskenmerken van de waterloop in de buurt van het lozingspunt en stroomopwaarts en stroomafwaarts van het lozingspunt indien dit relevant is voor het onderzoek.

U schenkt in het bijzonder aandacht aan aanwijzingen voor oeverdeponie. Let ook op de aanwezigheid van asbestverdachte materialen en andere bodemvreemde materialen. Bij twijfel over de aanwezigheid van asbest neemt u een materiaalmonster voor visuele controle op aanwezigheid van asbest.

Neem foto's van het lozingstraject, kenmerkende situaties en andere relevante waarnemingen op in het rapport.

Op basis van de voorstudie en uw waarnemingen tijdens het terreinbezoek, selecteert u de meest verdachte locatie(s) voor staalname van de waterbodem en oevers.

6.8 TYPE WATERLOOP

De bemonsteringsstrategie zal onder meer afhankelijk zijn van het type waterloop:

- onbevaarbare (lineaire) waterlopen: 1ste, 2de en 3de categorie en niet-geklasseerde waterlopen met relevant debiet;
- bredere (niet-lineaire) wateroppervlakken, al dan niet met stilstaand water: vijvers, poelen, wachtbekkens,... en ook verbredingen van de waterlopen zoals zandvangen of sedimentvangen;
- grachten en niet-geklasseerde waterlopen zonder relevant debiet: baangrachten, perceelsgrachten, ...
- bevaarbare waterlopen.

Niet-geklasseerde waterlopen met een relevant debiet, behandelt u op dezelfde manier als geklasseerde waterlopen.

Niet-geklasseerde waterlopen zonder relevant debiet en grachten maken ook deel uit van het hydrografisch netwerk. Ze staan al dan niet in verbinding met grotere waterlopen. Ze kunnen stilstaand of stromend water bevatten. Ze onderscheiden zich van geklasseerde waterlopen doordat ze regelmatig droog komen te staan. Lozingspunten op een gracht hebben vaak een beperkte vuilvracht en eventuele waterbodemverontreiniging blijft vaak lokaal. Niet-geklasseerde waterlopen met een 'grachtenkarakter', onderzoekt u als een gracht.

Bredere (niet-lineaire) wateroppervlakken zijn stilstaande wateren (zoals vijvers en poelen) en verbredingen van de waterlopen (zoals zandvangen).

Overwelfde waterlopen maken ook deel uit van het hydrografisch netwerk en worden in deze code als waterloop beschouwd.

6.9 BEMONSTERINGSSTRATEGIE

Op basis van de verontreinigingshypothese stelt u een strategie op voor het veld- en laboratoriumonderzoek.

6.9.1 Afbakening van het gebied waar het onderzoek is uitgevoerd

U voert een decretaal waterbodemonderzoek uit? Leg dan in de prioriteitenlijst vast welke waterloop of welke segmenten van de waterloop u onderzoekt.

U onderzoekt de waterbodem in een oriënterend bodemonderzoek? Baken de onderzoekslocatie af op basis van de kadastrale grenzen van één of meerdere kadastraal genummerde percelen. Is het onderzoek van de waterbodem of de oevers gerelateerd aan een lozingspunt? Neem dan de waterloop waarin geloosd wordt en het stroomafwaartse deel van de waterloop ook op in het gebied waar het onderzoek is uitgevoerd

6.9.2 Bemonsteringsstrategie voor onderzoek aan lozingspunten

Is de ligging van het lozingspunt of de lozingspunten gekend? Voorzie minimaal deze staalnames:

- één clusterstaal van de waterbodem aan de stroomafwaartse kant van elk lozingspunt;
- één clusterstaal van de waterbodem stroomafwaarts van elk lozingspunt op de meest relevante plaats (onder meer waar accumulatie van sediment verwacht wordt).

Als de lozingspunten dicht bij elkaar liggen dan kan één stroomafwaarts staal van de waterbodem volstaan voor meerdere lozingspunten.

Het is aangeraden dat u ook stroomopwaarts een staal voorziet als er aanwijzingen zijn dat de waterloop stroomopwaarts verontreinigd is.

Is de ligging van het lozingspunt of de lozingspunten niet gekend? Voorzie dan minimaal de volgende staalnames:

- Een clusterstaal of clusterstalen van de waterbodem in de zone van elk vermoedelijk lozingspunt volgens tabel 9. U deelt het traject in evenredige delen in. Per deel neemt u een clusterstaal op de meest relevante plaats (de zone met de meeste sedimentatie);
- Eén clusterstaal stroomafwaarts van de zone van elk vermoedelijk lozingspunt op de meest relevante plaats (onder meer waar accumulatie van sediment verwacht wordt).
Neem ook een staal van de talud als u (zichtbaar) versmering van verontreiniging vaststelt langs de talud.

L (m) ²	N ³
0-10 m	1
10-50 m	2
50-100 m	3
100-200 m	4
200-400 m	5
400-700 m	6
700-1000 m	7
>1000 m	U beslist zelf

Tabel 9: Onderzoeksstrategie voor onderzoek van de waterbodem waarbij de ligging van de lozingspunten niet gekend is

U bemonstert telkens het sediment en het onderliggende vaste deel van de waterbodem.

6.9.3 Te onderzoeken parameters en aantal te analyseren stalen

U analyseert alle stalen op:

- Het standaardanalysepakket waterbodem:
 - zware metalen (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni en Zn);
 - minerale olie;
 - polychloorbifenylen (PCB's);
 - Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's);
 - Organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's);
 - klei, organisch materiaal en pH-KCl;
- De relevante verdachte stoffen voor waterbodem op basis van de huidige en voormalige risico-activiteiten.

6.9.4 Bemonstering en analyses als niet op de onderzoekslocatie kan geboord worden

Is het niet mogelijk om een waterbodemstaal te nemen in het te onderzoeken gebied? Doe dan de nodige inspanningen om een zo representatief mogelijk staal te nemen van de waterbodem via inspectieputten, oeverstaal, Uiteraard moet de veiligheid van de monsternemer gegarandeerd blijven.

6.9.5 Bemonstering van diepere lagen

Historische lozingen kunnen verontreiniging hebben veroorzaakt die inmiddels is afgedekt door minder of niet verontreinigd sediment. In dat geval beschouwt u de diepere sedimentlaag als de meest verdachte laag. Ook bij historische ruiming houdt u er rekening mee dat diepere lagen van oeverdeponie meer verdacht kunnen zijn dan de oppervlakkige lagen.

² L is de lengte langsheen het oppervlaktewater waar mogelijk lozingspunten gesitueerd zijn of waren

³ N is het aantal clusterstalen van de waterbodem

6.9.6 Bemonstering van overwelfde waterlopen

U neemt stalen zo dicht mogelijk bij de toegangsopeningen. Wanneer u in de overwelfing zou gaan, volgt u de veiligheidsmaatregelen voor het werken in besloten ruimten.

7 BEMONSTERING EN ANALYSE

7.1 BEMONSTERING

U heeft de **toelating** van de waterloopbeheerder nodig om de waterbodem te mogen bemonsteren. In de bijlage 3 vindt u de contactgegevens van de waterloopbeheerders. U gebruikt daarvoor het standaarddocument als bijlage 4.

7.1.1 Bemonstering van de waterbodem

Afhankelijk van de doelstelling van het onderzoek van de waterbodem, neemt u puntstalen, clusterstalen of mengstalen. Hiervoor verwijzen we ook naar het CMA: CMA/1/A.4.

7.1.1.1 Puntstaal

Bij vermoeden of kennis van een probleem met vluchtige parameters (VOS) neemt u het staal op de meest verdachte locatie. In dit geval is het aangewezen om meerdere puntstalen te nemen voor analyse op de vluchtige parameter(s). Een mengmonster is in dit geval niet representatief.

Een puntstaal bestaat uit slechts één greep. U vult het recipiënt volledig met zo weinig mogelijk handelingen.

U duidt de monsternamelocatie aan op het monsternamelformulier.

7.1.1.2 Clusterstaal

U verzamelt clusterstalen:

- om de invloed van verdachte punten zoals lozingspunten na te gaan;
- voor de afbakening van verontreinigingen.

De bemonsteringsplaats bepalen

U heeft op basis van de voorstudie en het terreinbezoek een inschatting gemaakt van de meest verdachte locaties. Met een peilstok kunt u op het terrein de dikte van het sediment verifiëren. Het is echter niet altijd zo dat de meeste verontreiniging wordt aangetroffen waar het meeste sediment te vinden is.

Aan het **lozingspunt** wordt door het effect van de lozing zelf geen sedimentatie verwacht. Afhankelijk van het debiet van de lozing en de kenmerken van de waterloop bemonstert u minimum één tot vijf meter van het lozingspunt af.

Is de ligging van het **lozingspunt of de lozingspunten niet gekend**? Deel het te onderzoeken traject op in evenredige delen. In elk van het deel wordt een clusterstaal genomen in de zone met de meeste sedimentatie.

Als de waterloop recent geruimd of gebaggerd is, kan de meest relevante zone niet meer nagegaan worden door middel van een peilstok. De meest relevante plaats voor bemonstering schat u dan in aan de hand van de kenmerken van de waterloop, de input van de waterloopbeheerder en het onderzoek van de waterbodem dat is uitgevoerd in het kader van de ruiming of de baggerwerken. U neemt een staal van het resterende sediment of van het vaste deel van de waterbodem in die zone. Ga ook na of er stroomafwaarts nog verontreinigd sediment aanwezig is en neem eventueel ook hier een staal.

In onderzoek van waterbodem gerelateerd aan de lozingspunten zijn ook deze staalnames zinvol:

- Een stroomopwaarts staal om een mogelijke aanrijking of verontreiniging stroomopwaarts te detecteren.
- Bemonstering van meerdere lagen afzonderlijk om een beter beeld te krijgen over de verdachte laag. Neem dan zeker een staal van de bovenste 20 cm van het sediment.
- Een staal voor afperking in de diepte: 0,5 m onder de verdachte laag.
- ...

Staalname

U voegt minimum zes deelmonsters samen tot een clusterstaal. U verzamelt de deelmonsters in een zone van twee op twee meter rondom het staalnamepunt. U voegt ze samen tot een staal van minimum tien liter sediment. U meet de locatie van het centrale staalnamepunt in en duidt die aan op het monsternamatformulier.

De staalname voldoet aan deze voorwaarden:

1. u bemonstert de volledige dikte van het sediment;
2. u neemt minimum 1 monster per halve meter (vanaf de bovenkant waterbodem);
3. u bemonstert verschillende grondsoorten apart;
4. u bemonstert verschillende waarneembaar verontreinigde lagen apart;
5. u bemonstert sediment en het vaste deel van de waterbodem apart;
6. op basis van de historiek en de verwachte diepte van de meest verdachte laag, deelt u de sedimentlaag op.

7.1.1.3 Mengstaal

U neemt mengstalen voor:

- partijkeuringen voor de opmaak van een technisch verslag voor bagger- en ruimingsspecie;
- onderzoek naar de globale toestand van het sediment.

Deellocaties

Op basis van het verwachtingspatroon van de verontreinigingssituatie, kunt u de onderzoekslocatie opsplitsen in deellocaties waarvan u inschat dat de waterbodem een gelijke chemische kwaliteit heeft.

Voor geïsoleerde waterpartijen zoals vijvers of poelen kunt u de bemonsteringszones willekeurig indelen.

Voor geklasseerde waterlopen voorziet u bemonsteringszones loodrecht op de stromingsrichting van de waterloop. Voor grote wachtbekkens kunnen de verschillende deellocaties een verschillende waterbodemkwaliteit vertonen.

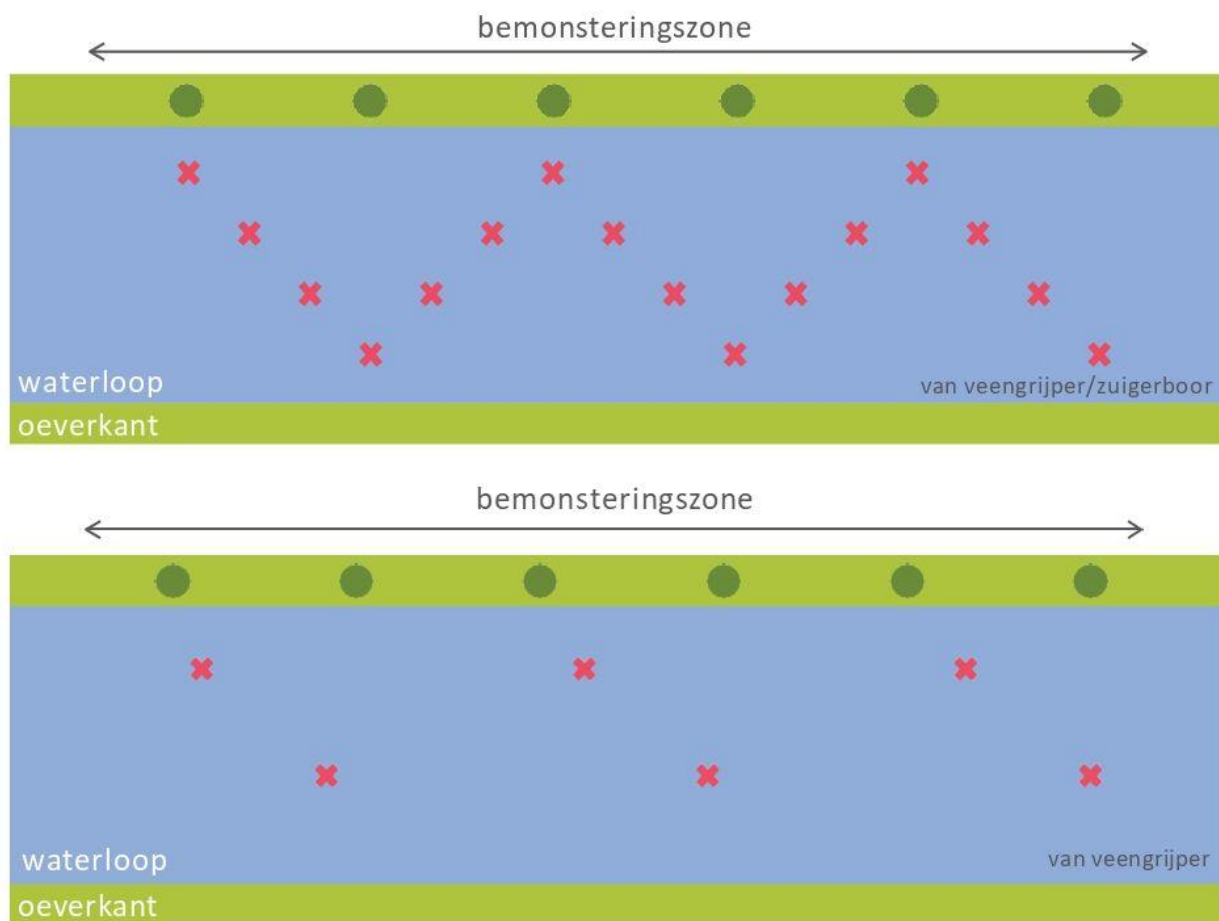
Grachten en niet-geklasseerde waterlopen zonder relevant debiet vormen een netwerk van relatief kleine “waterloopjes” die samen tientallen kilometers te ruimen trajecten kunnen vertegenwoordigen. U bemonstert ze als een netwerk van grachten. Als er aanwijzingen zijn dat de waterbodem van een bepaalde gracht een andere samenstelling heeft dan de rest van het stelsel (door bijvoorbeeld lozingen van niet huishoudelijk afval), bemonstert u deze als individuele gracht.

Monsternamepatroon

Een mengstaal (veldmonster) stelt u samen uit meerdere grepen, volgens een systematisch spreidingspatroon in de te bemonsteren zone. U zorgt voor een representatief staal door zowel de snel stromende zones (minder fijn materiaal, te verwachten verontreiniging kleiner), als traag stromende zones (meer fijn materiaal, te verwachten verontreiniging groter) te bemonsteren.

U let er op dat u deelmonsters met afwijkende zintuiglijke vaststellingen niet mengt met andere deelmonsters. De afwijkende deelmonsters worden ook apart geanalyseerd.

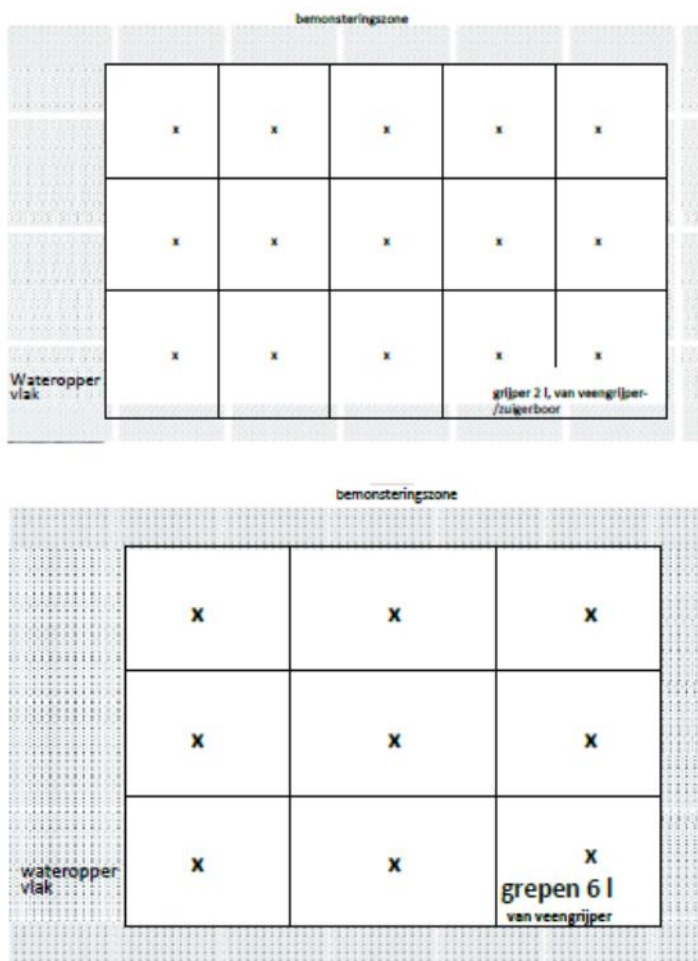
Onbevaarbare lineaire waterlopen tot 30 m breedte en grachten deelt u op in bemonsteringszones van 50 meter lengte. U meet de locatie van het beginpunt en het eindpunt van de bemonsteringszone. U verspreidt de grepen over een zigzag-patroon (minimaal “M” of “W”) van oever tot oever. U vindt een illustratie van het monsternamepatroon en de uitzetting van de deelmonsters in figuur 6.



Figuur 6: Spreidingspatroon in lineaire waterlopen (tot 30m breedte) en grachten met resp. 15 à 20 grepen en 6 grepen (enkel voor Van Veen grijper 6 liter)

Voor **brede niet-lineaire wateroppervlakken en lineaire waterlopen breder dan 30 meter** verdeelt u de grepen over een raster met grids. De grids worden evenredig verdeeld over het raster (= hectarezone). In het midden van elk grid neemt u een greep.

U vindt een illustratie van het monsternamepatroon en de uitzetting van de deelmonsters in figuur 7.



Figuur 7: Spreidingspatroon in rasten voor niet-lineaire wateroppervlakken en lineaire waterlopen > 30m breedte (resp. grid 3 x 3 en grid 5 x 3).

7.1.2 Bemonstering van de oevers en overstromingsgebieden

U bakent de zone(s) af die u onderzoekt. Voorbeelden zijn:

- een smalle oeverstrook;
- de oeverwal;
- zone waar oeverdeponie aanwezig is;
- overstromingsgebied;
- taluds;
- winterbedding;
- ...

Voor de bemonstering van een oeverstrook kan een lineair traject van boringen langs de waterloop volstaan. Voor de overstromingsgebieden werkt u in raaien loodrecht op de waterloop.

De stalen op de oevers en in overstromingsgebieden neemt u volgens gelaagdheid tot minstens 0,5 m onder de meest verdachte laag. Als u visueel geen geroerde toplaag onderscheidt, neemt u een afzonderlijk staal van de toplaag van 30 cm.

Veldregistratie

Tijdens het veldwerk noteert u minimaal een aantal veldwerkgegevens. U gebruikt daarvoor het invulformulier als Bijlage 6: Veldregistratie. Neem ook alle organoleptische waarnemingen vastgesteld tijdens het veldwerk op in de rapportage. Rapporteer ook andere waarnemingen die een aanwijzing kunnen zijn voor de aanwezigheid van waterbodemonverontreiniging.

7.2 ANALYSES

Door het hoge organische stofgehalte zijn er specifieke analytische vereisten voor slibachtig materiaal. Zorg voor een duidelijk onderscheid met gewone bodemstalen. Lever alle materialen die onder de definitie 'waterbodem en onbehandelde bagger- en ruimingsspecie' vallen bij het laboratorium aan zoals beschreven in [CMA/1/A.4](#).

8 INTERPRETATIE EN EVALUATIE

U interpreteert de analyseresultaten. Hou daarbij rekening met de geldende procedures voor het onderzoek dat u uitvoert.

8.1 TE HANTEREN TOETSINGSWAARDEN

In het kader van hergebruik van bagger- en ruimingsspecie toetst u de visuele vaststellingen (bodenvreemde materialen en stenen) en de chemische analyseresultaten aan de voorwaarden voor gebruik van bodemmateriële.

Andere waterbodembesultaten toetst u aan de triggerwaarde. Dit geldt zowel voor de sedimentlaag als voor het vaste deel van de waterbodem. De triggerwaarden vindt u als Bijlage 7: Overzicht triggerwaarden. Achtergrondinformatie hierbij vindt u in de studie ‘Sediment triggerwaarden voor verder onderzoek’, opge maakt door de Universiteit Antwerpen. Deze studie vindt u op de website van de OVAM (www.ovam.be).

Bij overschrijding van de triggerwaarde voert u een toetsing Duidelijke Aanwijzing voor een Ernstige Waterbodembesverontreiniging (DAEW) uit volgens hoofdstuk 9.

Waar de bodem zijn functie als landbodem vervult, toetst u de analyseresultaten aan de bodembesneringsnorm. De talud beschouwt u als waterbodem. De oever van de waterloop is ‘landbodem’.

8.2 MENGSTALEN EN CLUSTERSTALEN

U moet voor mengstalen en clusterstalen van waterbodem geen verrekening doen voorafgaand aan de toetsing aan de triggerwaarde.

8.3 INTERPRETATIE

U gaat na of de resultaten representatief zijn en voldoen aan uw verwachtingen. U stelt zichzelf hiervoor de volgende vragen:

- Is het sediment afkomstig van een zone waar het verontreinigd sediment zich accumuleert of is er kans dat het afkomstig is van een geërodeerde zone?
- Is de zone waaruit het monster werd genomen voldoende representatief om de beïnvloeding van het lozingspunt in beeld te brengen?
- Was het technisch mogelijk om het sediment te onderscheiden van de onderliggende vaste waterbodem of werd een mengstaal van beide lagen gemaakt?
- ...

Op basis van deze evaluatie, de toetsing van de analyseresultaten aan de triggerwaarden en de eventuele uitkomst van de methodiek ‘DAEW’, schrijft u uw besluit.

9 DUIDELIJKE AANWIJZING VOOR ERNSTIGE BODEMVERONTREINIGING WATERBODEM (DAEW)

U doorloopt deze methodologie als in de verkennende fase een overschrijding van de triggerwaarde wordt vastgesteld voor één of meerdere parameters.

Ook als er een verhoogde waarde (hoger dan detectielimiet) wordt vastgesteld voor een parameter waarvoor er geen triggerwaarde beschikbaar is, past u deze methodologie toe.

9.1 STROOMSCHEMA

De toetsing wordt weergegeven in tabel 10. Ze bestaat uit vier grote blokken:

- Blok 1: verontreiniging;
- Blok 2: landgebruik;
- Blok 3: verspreiding;
- Blok 4: andere criteria.

Per blok toetst u aan verschillende beslissingscriteria. Deze criteria worden verder in detail toegelicht.

Tijdens het doorlopen van de verschillende blokken maakt u een evaluatie van de waterbodemverontreiniging op basis van de gemeten concentraties, de kenmerken van de plaats waar de verontreiniging is vastgesteld en het risico op verspreiding van de verontreiniging. In blok 4 kunt u nog andere aanwijzingen in rekening brengen.

U kent een score toe aan elk criterium. De score is een maat voor de ernst van de waterbodemverontreiniging.

Na het doorlopen van de toetsing, maakt u de som van de scores:

- Bij een som < 250 , is er geen DAEW als gevolg van de waterbodemverontreiniging;
- Bij een som ≥ 250 , is er een DAEW als gevolg van de waterbodemverontreiniging.

Als u na het doorlopen van blok 1 vaststelt dat de som van de scores voor de criteria al groter is dan 350, kunt u beslissen om de overige blokken niet te doorlopen. In dat geval besluit u dat er een DAEW is als gevolg van de waterbodemverontreiniging.

Bepaling Duidelijke Aanwijzing Ernstige Waterbodemonverontreiniging (DAEW)		
Blok 1	Verontreiniging	Voorstel
1.1	Hoeveel parameters overschrijden de triggerwaarden?	
	☐ 1	0
	☐ >1 en < 5	50
	☐ ≥ 5	100
1.2	Wat is de hoogste overschrijdingsfactor van de triggerwaarde?	
	☐ < 2	10
	☐ < 2 en < 5	50
	☐ > 5 en < 10	100
	☐ ≥ 10	250
SOM BLOK 1		
Blok 2	Landgebruik	
2.1	Is er een kans op humaan contact met de aanwezige waterbodemonverontreiniging?	
	☐ ja	50
	☐ neen	0
2.2	Wat is het ruimtegebruik ter hoogte van de vastgestelde waterbodemonverontreiniging?	
	☐ Natuurgebied	75
	☐ Agrarisch gebied	50
	☐ Wonen	75
	☐ Recreatie	100
	☐ Bedrijf	0
2.3	Is het gebied, waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld, gelegen in een beschermingszone drinkwater oppervlaktewater	
	☐ ja	100
	☐ neen	0
2.4	Is het gebied, waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld, gelegen in biologisch waardevol gebied?	
	☐ ja	100
	☐ neen	0
SOM BLOK 2		
Blok 3	Verspreiding	
3.1	Is de zone, waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld, aangeduid als overstromingsgevoelig gebied?	
	☐ ja	75
	☐ neen	0
3.2	Werd het verontreinigd sediment op de oever gedeponeerd?	
	☐ neen, er werd geen sediment gedeponeerd	0
	☐ ja, maar uit onderzoek blijkt dat de opgehoogde oever niet verontreinigd is	0
	☐ ja, en uit onderzoek blijkt dat de opgehoogde oever verontreinigd is	50
	☐ ja, er werd geen onderzoek uitgevoerd t.h.v. de opgehoogde oever	50
	☐ geen gegevens beschikbaar omtrent het al dan niet deponeren van sediment	50
SOM BLOK 3		
Blok 4	Andere criteria	
4.1	Er wordt visueel verontreiniging vastgesteld tijdens de staalname	50
4.2	Het betreft een kunstmatig waterlichaam	-50
4.3	Er is reeds verspreiding van de verontreiniging van de waterbodem naar het grondwater vastgesteld	50
4.4	In het oppervlaktewater worden voor dezelfde parameters de MKN overschreden	50
4.5	Andere aanwijzingen	50/-50
SOM BLOK 4		
TOTAAL		

Tabel 10: Duidelijke aanwijzing voor een ernstige waterbodemonverontreiniging

9.1.1 Blok 1: Verontreiniging

Criterium 1: Hoeveel parameters overschrijden de triggerwaarde?

U maakt de som van het aantal parameters dat de triggerwaarde overschrijdt. Dit doet u voor de individuele parameters, niet voor de parametergroepen.

Voorbeeld: de concentraties van benzo(a)pyreen, acenafteen, lood en nikkel overschrijden de triggerwaarde. Het antwoord voor criterium 1.1 is 4.

Als er geen triggerwaarde beschikbaar is voor de parameter dan vergelijkt u de concentratie in eerste instantie met beschikbare buitenlandse normen, als die beschikbaar zijn. Vermeld in welk land deze norm gehanteerd wordt en wat de bron is van deze waarde. In tweede instantie vergelijkt u de gemeten concentratie met een referentiewaarde, als die beschikbaar is. Een referentiewaarde is de concentratie die op een referentielocatie wordt vastgesteld, bijvoorbeeld stroomopwaarts van de verdachte zone. Ook in dit geval licht u toe hoe u tot deze waarde komt.

Criterium 2: Wat is de hoogste overschrijdingsfactor van de triggerwaarde?

Voor elke individuele parameter die de triggerwaarde overschrijdt, bepaalt u de overschrijdingsfactor (OF) als volgt:

$$OF = C_{iwb} / \text{triggerwaarde}$$

waarbij:

- OF = overschrijdingsfactor
- C_{iwb} = maximale gemeten concentratie aan parameter i in de waterbodem

De hoogste overschrijdingsfactor is de uitkomst van criterium 1.2.

Als er geen triggerwaarde beschikbaar is voor de parameter dan vergelijkt u de concentratie in eerste instantie met buitenlandse normen, als die beschikbaar zijn. Vermeld in welk land deze norm gehanteerd wordt en wat de bron is van deze waarde. In tweede instantie vergelijkt u de gemeten concentratie met een referentiewaarde, als die beschikbaar is. Een referentiewaarde is de concentratie die in op een referentielocatie wordt vastgesteld, bijvoorbeeld stroomopwaarts van de verdachte zone. Ook in dit geval licht u toe hoe u tot deze waarde komt.

9.1.2 Blok 2: Landgebruik

Criterium 1: is er een kans op humaan contact met de aanwezige waterbodemverontreiniging?

U beoordeelt de kans dat de mens in contact komt met de verontreinigde waterbodem. U evalueert het risico op dermaal contact met de verontreinigde *waterbodem* (en dus niet met het eventueel verontreinigd oppervlaktewater).

U motiveert uw besluit aan de hand van een terreinbezoek, gestaafd met foto's. U kunt de opdrachtgever of omwonenden aanspreken om de situatie beter te beoordelen. U beoordeelt de kans op humaan contact voor deze zones:

- het lozingspunt (bronperceel, als dit van toepassing is);
- de zone waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld;
- het perceel net stroomafwaarts van het perceel waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld.

U gaat na in welke mate deze zones toegankelijk zijn voor mensen, waardoor contact met de waterbodemonverontreiniging mogelijk is. U houdt hierbij rekening met de reële situatie.

Voorbeeld: er is een verbod op zwemmen, maar de omwonenden weten dat men in de zomer wel zwemt. Dan baseert u uw besluit op het feit dat er gezwommen wordt.

U gaat na of:

- De waterloop gelegen is naast een wandel- of fietspad, in een natuurgebied, of grenst aan een woonzone (of tuinen van huizen); evalueer dan hoe gemakkelijk de waterloop kan betreden worden. Bijvoorbeeld:
 - Is er een constructie, bijvoorbeeld een reling, aanwezig die de toegang verhindert?
 - Is er een significant hoogteverschil tussen de oever en de waterloop?
 - Wat is de hellingsgraad van het talud?
- Er in de zomer gezwommen wordt in de waterloop en hoe diep het water is.
- Er gevist wordt op de waterloop, of er andere watersporten uitgeoefend worden (bijvoorbeeld kajak, kano, suppen).

Criterium 2: Wat is het ruimtegebruik ter hoogte van de waterbodemonverontreiniging?

U bepaalt wat het werkelijke ruimtegebruik is op beide oevers van de waterloop in de zone van de waterbodemonverontreiniging en op beide oevers ter hoogte van het aanpalend, stroomafwaarts gelegen perceel (ten opzichte van de waterbodemonverontreiniging).

U evalueert dit in eerste instantie op basis van het gewestplan. Wanneer uit uw terreinbezoek, of uit gesprekken met de opdrachtgever of omwonenden blijkt dat het reële gebruik afwijkt van het gewestplan, gebruikt u die gegevens in uw beoordeling.

Wanneer er in de zone met waterbodemonverontreiniging, of onmiddellijk stroomafwaarts ervan gevist of gesport wordt, hanteert u het ruimtegebruik 'recreatie'.

Criterium 3: Is het gebied waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld, gelegen in een beschermingszone drinkwater oppervlaktewater?

U bepaalt of de zone waar waterbodemonverontreiniging is vastgesteld of het aanpalende perceel stroomafwaarts in een beschermingszone drinkwater oppervlaktewater ligt. U raadpleegt hiervoor de 'stroomgebiedsbeheerplannen'.

Criterium 4: Is het gebied waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld, gelegen in biologisch waardevol gebied?

U bepaalt of de zone waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld, of het aanpalende perceel stroomafwaarts in biologisch waardevol gebied gelegen is. U raadpleegt hiervoor de biologische waarderingskaart.

9.1.3 Blok 3: Verspreiding

Criterium 1: Is de zone waar de waterbodemonverontreiniging is vastgesteld, aangeduid als overstromingsgevoelig gebied?

U bepaalt of de zone waar waterbodemonverontreiniging is vastgesteld of het aanpalende perceel stroomafwaarts in overstromingsgevoelig gebied ligt. U raadpleegt hiervoor de kaart 'Overstromingsgevoelige gebieden in Vlaanderen'.

Criterium 2: Werd het verontreinigd sediment op de oever gedeponeerd?

U beoordeelt op basis van uw terreinbezoek, gesprekken met de opdrachtgever en omwonenden en historisch onderzoek of er verontreinigd sediment op de oever is gedeponeerd. Als u weet of vermoedt dat er oeverdeponie aanwezig is, kunt u in deze fase de oevers al onderzoeken. De beoordeling van de analyseresultaten voor de oevers, gebeurt volgens de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek.

9.1.4 Blok 4: Andere criteria

Criterium 1: Er wordt visueel verontreiniging vastgesteld tijdens de bemonstering.

Als u tijdens de staalname van de waterbodem visueel verontreiniging vaststelt (bijvoorbeeld een oliefilm, chemische geur, asbestfragmenten), dan verhoogt u de score met '+50'.

Criterium 2: Het betreft een kunstmatig waterlichaam.

Als de onderzochte waterloop een kunstmatig waterlichaam is (bijvoorbeeld een kanaal, dok, zandwinningsput), verlaagt u de score (-50).

Criterium 3: Er is verspreiding van de verontreiniging van de waterbodem naar het grondwater vastgesteld.

Als er verspreiding van de verontreiniging van de waterbodem naar het grondwater is vastgesteld, verhoogt u de score met '+50'.

Criterium 4: In het oppervlaktewater wordt voor dezelfde parameter de milieukwaliteitsnorm (MKN) overschreden.

Wanneer er oppervlaktewaterverontreiniging is vastgesteld met dezelfde parameter(s) als in de waterbodem, en de concentraties overschrijden de MKN, verhoogt u de score met '+50'.

Om dit criterium te beoordelen, raadpleegt u alle beschikbare informatie, zoals de gegevens van de waterloopbeheerder.

Criterium 5: Andere aanwijzingen

We kunnen niet alle criteria voor het bepalen van de DAEW kunnen in een eenvoudige methodologie verwerken. Daarom voegen we het criterium 'Andere aanwijzingen' toe. U kan hiervoor de score '+50' of '-50' toekennen.

Enkele voorbeelden wanneer u een score '+50' toekent:

- Het verontreinigd sediment heeft zich stroomafwaarts verspreid en het risico op verspreiding is nog steeds aanwezig.
- U stelt een zintuiglijk waarneembaar effect vast dat gerelateerd is aan de aanwezige waterbodemverontreiniging.
- Het oppervlaktewater is verontreinigd en wordt gebruikt als drink- of sproeiwater.
- Er staan dieren op de vijfmeterstrook op de oever van de verontreinigde waterloop.

Ook andere criteria kunnen leiden tot een score '+50'. Wanneer u de score met 50 verhoogt, motiveert u dit.

Enkele voorbeelden wanneer u een score '-50' toekent:

- De verontreiniging is regionaal.
- De waterbodemverontreiniging is volledig afgeperkt en zeer beperkt in omvang.
- U heeft gegevens van VMM of een andere waterloopbeheerder waaruit u besluit dat er geen DAEW is; bijvoorbeeld het resultaat van een Triadebeoordeling.

Ook andere criteria kunnen leiden tot een score '-50'. Wanneer u de score met 50 verlaagt, motiveert u dit.

DEEL AFPERKENDE FASE

In het afperkend onderzoek van de waterbodem brengt u de verontreiniging in de waterloop horizontaal en verticaal in beeld en onderzoekt u de omgeving die door de waterloop kan beïnvloed worden. Dit houdt in:

- afperking van de verontreiniging stroomopwaarts en stroomafwaarts rekening houdend met geruimde zones en geërodeerde zones;
- afperking van de verontreiniging in de diepte;
- controle van het overstromingssediment in de oeverzone en het overstromingsgebied.

Als dat relevant is, onderzoekt u ook:

- de oevers;
- het grondwater;
- het zwevend of salterend sediment;
- het poriewater;
- de bron van de verontreiniging;
- de kwaliteit van het oppervlaktewater;
- ...

U werkt de onderzoeksstrategie uit op basis van historisch onderzoek en een degelijk terreinbezoek. Hierbij besteedt u bijzondere aandacht aan:

- de bronnen van verontreiniging: Zijn alle bronnen gekend?
- grachten in verbinding met de waterloop;
- oude meanders;
- ...

10 VOORSTUDIE

U herneemt de voorstudie uit de verkennende fase en vult die aan met de informatie hieronder.

10.1 ALGEMENE KENMERKEN VAN DE WATERLOOP

Type	Korte beschrijving	Bron
Strahler-orde	De strahler-orde is een maat voor de vertakkingsgraad van een waterloop. Hoe hoger deze waarde, hoe meer zijlopen er in deze waterloop uitmonden.	UIA
Relevante beschoeiingen		
Kwaliteitsdoelstelling van het oppervlaktewater		DuLo-waterplannen Waterhuishoudplannen
Structuur	Maat voor de morfologische variatie en dus van het zelfreinigend vermogen van een waterloop. De waarde is afhankelijk van de meandering, stroomkuilenpatroon en de aanwezigheid van holle oevers. – Zeer waardevol (B1, S1, R1) – Waardevol (B2, S2, R2) – Matig (B3, S3, R3) – Slecht (B4, S4, R4) – Zeer slecht (B5, S5, R5) – Kanaal (kan) – Drooggevallen (polderwaterloop) – Geen gegevens (gi)	Deelbekkenplannen VMM
Geplande projecten	Geplande projecten die een impact kunnen hebben op de waterloop	Waterloopbeheerder en gemeenten
Waterbeheersings- en zuiveringsinfrastructuur		Waterloopbeheerder
Waterhuishouding (incl. stromingspatroon, stroomsnelheid enz.)	Meetreeksen van debieten of afvoer karakteristiek, doorstroomprofiel, bemalen en inlaten van oppervlaktewater, spuien, ...	Waterloopbeheerder
Hydrologie en hydromorfologie	– Drainerend/infiltrerend als gekend – Mogelijke fluctuaties afhankelijk van het getij – als gekend	Waterloopbeheerder

Tabel 11: Algemene karakteristieken waterloop

10.2 OVERSTROMINGSGEBIEDEN

Door overstroming van waterlopen en verontreinigd sediment dat zich afzet in overstromingsgebieden, kan verontreiniging zich verspreiden buiten de oevers van de waterloop. Het is dan ook belangrijk om deze verontreiniging in kaart te brengen.

Een aantal verschillende types overstromingsgebieden zijn opgesomd in tabel 12.

Type	Korte omschrijving	Bron
EOG: Effectief Overstromingsgevoelige Gebieden	Om de toepassing van de watertoets te vergemakkelijken, zijn een aantal kaarten opgemaakt, o.a. een kaart met overstromingsgevoelige gebieden. In het donkerblauw zijn de effectief overstromingsgevoelige gebieden aangeduid.	www.geopunt.be
ROG: Recent Overstroomde Gebieden	De ROG zijn een verzameling van alle gebieden waar tijdens de periode 1988-2005 ten minste een keer een overstroming vastgesteld werd en op kaart ingetekend. Deze overstromingsgebieden hebben niet altijd iets te maken met het buiten de oevers treden van waterlopen. Ook ondergelopen terreinen als gevolg van overvloedige neerslag zijn hier inbegrepen.	www.geopunt.be
OG: In BBP of SGBP afgebakende Overstromingsgebieden	Het DIW van 18 juli 2003 bepaalt dat er in de stroomgebied- of bekkenbeheerplannen overstromingsgebieden op kaart aangeduid kunnen worden.	www.geopunt.be
GOG: Gecontroleerde OverstromingsGebieden	In het algemeen is een GOG een gebied langs een waterloop waar in geval van hoge waterstanden – ten gevolge van piekdebieten en/of hoogtij – op een gecontroleerde manier tijdelijk water geborgen kan worden	www.sigmaplan.be

Tabel 12: Types overstromingsgebieden

11 RISICO-EVALUATIE

Bepaal het humaan toxicologische risico, het ecotoxicologische risico en het verspreidingsrisico. De ecotoxicologische risico-evaluatie voor waterbodems is zeer belangrijk, omdat de waterbodem onderdeel uitmaakt van een belangrijk ecosysteem.

De OVAM werkt aan een risicosystematiek voor waterbodems. In afwachting daarvan, gebruikt u de methodiek uit het ontwerp Standaardprocedure voor waterbodemonderzoek (versie 2007). Dit document is beschikbaar op de website van de OVAM (www.ovam.be).

Inspiratie voor het uitvoeren van de ecotoxicologische risico-evaluatie vindt u in bijlage 8: Achtergrondinformatie over de biologische beschikbaarheid van milieuverontreinigingen en het vaststellen van ecotoxicologische risico's in waterbodem en oevers.

12 BIJLAGEN

12.1 BIJLAGE 1: BEGRIPPENLIJST

De begrippen in deze code van goede praktijk zijn zoveel mogelijk afgestemd op of overgenomen van de definities in het decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid.

Algemene definities

- **Waterbodem** (DIW): de bodem van een oppervlaktewaterlichaam die altijd of een groot gedeelte van het jaar onder water staat.
- **Oppervlaktewaterlichaam** (DIW): een onderscheiden oppervlaktewater, zoals een meer, een wachtbekken, een spaarbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een overgangswater, of een deel van een stroom, rivier, kanaal of overgangswater.
- **Oppervlaktewater** (DIW): binnenwateren, met uitzondering van grondwater.
- **Bevaarbare waterlopen**: de waterlopen opgenomen in het Koninklijk Besluit van 5 oktober 1992 tot vaststelling van de lijst van de waterwegen en hun aanhorigheden, overgedragen van de Staat aan het Vlaamse Gewest.
- **Onbevaarbare waterlopen**: de waterlopen die *niet* in het KB van 5 oktober 1992 zijn opgenomen, en dit vanaf hun punt van oorsprong of van klassering. Dit wil zeggen:
 - Deze waterlopen zijn niet gerangschikt als bevaarbare waterlopen (KB van 5 oktober 1992).
 - Het punt van oorsprong of van klassering is het punt waarop zij een deelbekken van meer dan 100 ha bezitten (Wet Onbevaarbare waterlopen).
 - Men onderscheidt onbevaarbare waterlopen van 1ste, 2de en 3de categorie en niet geklasseerde onbevaarbare waterlopen.
- **Lineaire waterlopen**: oppervlaktewateren waarvan de lengte aanzienlijk groter is dan de breedte (grachten, beken, rivieren, kanalen, ...).
- **Niet-lineaire wateroppervlakken**: oppervlaktewateren waarvan de lengte niet beduidend groter is dan de breedte (vijvers, meren, wachtbekkens, spaarbekkens, havens, dokken ...).

Ruimtelijke afbakening

- **Sediment**: een mengsel van fijne anorganische en organische deeltjes dat uit de waterkolom is bezonken en dat op de bodem een laag vormt.
- **Actief sediment**: top van de sedimentlaag waarin processen plaatsvinden in uitwisseling met het oppervlaktewater.
- **Vaste deel van de waterbodem**: het van nature aanwezige geconsolideerde deel van de bodem van het oppervlaktewaterlichaam, eigen aan de regio waarin het oppervlaktewaterlichaam zich bevindt.
- **Bedding** (DIW): een rivier of een beek stroomt in haar bedding.
- **Talud** (DIW): strook land binnen de bedding van een oppervlaktewaterlichaam vanaf de bodem van de bedding tot aan het begin van het omgevende maaiveld of de kruin van de berm.

- **Kruin:** de bovenste rand van het talud, zijnde het knikpunt waar het schuine talud eindigt en het horizontale deel van de omgeving landinwaarts begint.
- **Oever:** landstrook vanaf de kruin van de berm en verder landinwaarts over een arbitrair vastgelegde breedte.
- **Overstromingsgebied (DIW):** door bandijken, binnendijken, valleiranden of op andere wijze begrensd gebied dat op regelmatige tijdstippen al dan niet op gecontroleerde wijze overstroomt of kan overstromen en dat als dusdanig een waterbergende functie vervult of kan vervullen.

Verspreiding van sediment

- **Baggerspecie (DIW):** bodemmateriaal dat afkomstig is van het verdiepen, verbreden of onderhouden van bevaarbare waterlopen die behoren tot het openbare hydrografische net, of van de aanleg van nieuwe waterinfrastructuur, met inbegrip van kanalen, havens en dokken.
- **Ruimingspecie:** bodemmateriaal dat afkomstig is van het verdiepen, verbreden of onderhouden van onbevaarbare waterlopen die behoren tot het openbare hydrografische net, of andere onbevaarbare waterlopen en waterlichamen.
- **Overstromingssediment:** overstromingssediment is afgezet sediment dat achterblijft na een overstroming buiten de bedding.

Bemonstering (zie ook CMA)

- **Mengstaal:** een samengesteld staal dat wordt verkregen door (deel)stalen, die op 2 of meer verschillende locaties zijn genomen, te mengen.
- **Clusterstaal:** een samengesteld staal dat wordt verkregen door minstens zes (deel)stalen, die op verschillende locaties zijn genomen in een zone van maximaal 2m op 2m, te mengen.
- **Puntstaal:** een staal dat wordt genomen met een enkele steek en waarmee een recipiënt zonder menging in één handeling, gevuld wordt zonder headspace.
- **Steek:** het volume aan staal dat in één keer kan worden genomen met een staalname-apparaat.
- **Monsternamepunt:** een geografisch punt ter hoogte van de waterloop, gekenmerkt door een welbepaalde X- en Y-coördinaat, alwaar in verticale richting één of meerdere monsternemingen (deelmonsters) worden uitgevoerd.
- **Boorpunt:** een geografisch punt op de oever of in het overstromingsgebied, gekenmerkt door een welbepaalde X- en Y-coördinaat, waar in verticale richting één of meerdere monsternemingen (deelmonsters) worden genomen.

Afvalwater

- **Huishoudelijk afvalwater:** afvalwater dat enkel bestaat uit water afkomstig van normale huishoudelijke activiteiten, sanitaire installaties, keukens, de reiniging van gebouwen zoals woningen, kantoren, kazernes, onderwijsinrichtingen met of zonder internaat, kapsalons, restaurants, drankgelegenheden en afvalwater afkomstig van wassalons waar de toestellen enkel door de klanten zelf worden bediend. Het lozen van huishoudelijk afvalwater is in principe niet gebonden aan een omgevingsvergunning indien afkomstig van woongelegenheden.

- **Koelwater:** het water dat in de industrie voor afkoeling gebruikt wordt en dat niet in aanraking is gekomen met af te koelen stoffen of met andere verontreinigende stoffen.
- **Bedrijfsafvalwater:** alle afvalwater dat niet voldoet aan de definitie van huishoudelijk afvalwater (of koelwater). Als huishoudelijk afvalwater en bedrijfsafvalwater samen geloosd worden, wordt het geheel gezien als bedrijfsafvalwater.

12.2 BIJLAGE 2: LIJST VAN RISICO-INRICHTINGEN WATERBODEMS

De meest actuele lijst van risico-inrichtingen die een grote kans hebben om waterbodemonverontreiniging te veroorzaken, vindt u in de studie 'Waterbodem – speerpunten voor waterbodemonderzoek' (de hotspotstudie) op de website van de OVAM: www.ovam.be

12.3 BIJLAGE 3: CONTACTGEGEVENS WATERLOOPBEHEERDERS

Via www.geopunt.be vraagt u de waterloopbeheerder(s) op via de Vlaamse Hydrografische Atlas (VHA):

- 1 Ga naar Geopunt Vlaanderen – Waterlopen (externe website).
- 2 Tik in de **zoekbalk** bovenaan de naam van de waterloop of een adres, perceelnummer, ... en druk op Enter.
- 3 Zoom in of uit.
- 4 **Klik** met uw muisaanwijzer **op de waterloop**.
- 5 Er verschijnt dan een nieuw venster. Klik daarin op **VHA-waterloopsegmenten**.
- 6 Er verschijnt een tabelletje. Daarin vindt u onder meer **categorie** en **beheerder** van de waterloop.

Administratieve data en contactgegevens vindt u hier:

www.abclokalebesturen.be

www.pinakes.be

12.4 BIJLAGE 4: STANDAARDDOCUMENT TOELATING BEMONSTERING

VERZOEK TOELATING BEMONSTERING WATERBODEM

NAAM erkend bodemsaneringsdeskundige

Adres

Telefoonnummer

e-mailedres

vraagt hierbij de toelating aan *waterloopbeheerder*

om de waterbodem en oevers te bemonsteren van de waterloop

naam waterloop (VHA)

gewestcode waterloop

identificator VHA-waterloopsegment

afbakening van het te onderzoeken traject (met aanduiding op plan als bijlage) zoals aangeduid op het plan als bijlage.

Periode van bemonstering: *(bijvoorbeeld juni-juli 2020)*

Deze bemonstering gebeurt in opdracht van:

Naam opdrachtgever

Adres opdrachtgever

Contactpersoon opdrachtgever

De reden van dit onderzoek is:

Reden van het onderzoek

12.5 BIJLAGE 5: TRIADE KWALITEIT WATERBODEM

Het triade-concept combineert drie onderdelen voor de karakterisatie van waterbodems (fysico-chemie, ecotoxicologie en biologie). Op die manier wordt een eerste ecologisch oordeel over de kwaliteit van de waterbodem gevormd waardoor een genuanceerd oordeel kan geveld worden over de eigenlijke actuele ecologische kwaliteit van de waterbodem. De kwaliteit van een waterbodem wordt vergeleken met een referentiebodem die de natuurlijke toestand benadert. Hoe meer luiken een afwijking ten opzichte van de referentiebodem vertonen, hoe slechter de waterbodemkwaliteit.

De VMM hanteert de triade-methodiek voor het monitoren van de kwaliteit van waterbodems. Het meetnet bestaat uit een 600-tal locaties die sinds 2000 éénmaal om de 4 jaar worden geanalyseerd. In 2008 werd het aantal locaties per cyclus teruggebracht naar 300 meetplaatsen. Sinds 2016 wordt een 6-jarige cyclus aangehouden:

- 2000-2003: 600 meetplaatsen
- 2004-2007: 600 meetplaatsen
- 2008-2011: 300 meetplaatsen
- 2012-2015: 300 meetplaatsen
- 2016-2021: 300 meetplaatsen

Monsterneming, strategie en apparatuur

Bij de voorbereiding van de monsternamecampagne werd van ieder meetplaats een theoretisch bemonsteringsgrid voorgesteld aan de hand van de breedte van de waterloop en de geschatte heterogeniteit van de waterbodem in een 50 meter zone. Op het veld wordt in stroomopwaartse richting bemonsterd, teneinde de invloed op het nemen van de volgende stalen te minimaliseren. Om praktisch en efficiënt te kunnen werken, wordt in diagonalen bemonsterd. Op die manier bekomt men een *stratified-at-random* bemonstering, d.w.z. in ieder vak worden *at random* een deelstaal of meerdere deelstalen genomen. Meestal is een gemiddelde van 50 deelstalen voldoende om ongeveer 40 liter waterbodem te verzamelen. Voor de biologische evaluatie moet ervoor gezorgd worden dat minstens 10 deelstalen genomen worden per 10 liter waterbodem.

Bij een algemene beoordeling van de kwaliteit van de waterbodem is er vooral interesse voor de laag die het meest interageert met het bovenstaande water en moet hoofdzakelijk deze laag bemonsterd worden. In de praktijk gaat het over een diepte van maximum 20 cm. De gebruikte verzwaarde Van Veen grijper (2 liter) voldoet hieraan.

Het materiaal wordt verzameld in een inox vat van 50 liter. Het staal wordt met behulp van een inox mortelroerder gehomogeniseerd. Vervolgens wordt het homogene mengstaal verdeeld over de verschillende recipiënten. Dit gebeurt onder voortdurend mengen van het mengmonster en het *at-random* verdelen over de verschillende recipiënten.

Het mengstaal van ongeveer 45 liter wordt op het terrein verdeeld in drie substalen:

- één substaal voor de fysisch-chemische analyses (3 liter);
- één substaal voor de biologische evaluatie (minimum 10 liter);
- één substaal voor de ecotoxicologische testen (10 liter).

Tijdens de bemonstering worden een aantal *in situ* metingen uitgevoerd, namelijk: de meting van de opgeloste zuurstof, de zuurtegraad, het geleidend vermogen en de temperatuur van het oppervlaktewater.

Beoordelings-componenten	Beoordelingstechnieken	Geeft informatie over
Fysico-chemie	Fysische en chemische analyse van het sediment	Bodemtype, aanwezigheid van specifieke toxische stoffen en verontreinigingsgraad
Ecotoxicologie	Toxiciteitstesten: – Laboratoriumtesten (bioassays) – Bioaccumulatietesten: actief en passief	– Potentiële toxiciteit van de aanwezige verontreinigingen. – Informatie is niet stofs specifiek. – Doorvergiftigingsrisico en biologische beschikbaarheid van specifieke stoffen.
Biologie	Analyse van de samenstelling en abundanties van de levensgemeenschap in/op waterbodem	– Actuele ecologische kwaliteit. – Informatie is niet stofs specifiek.

Tabel 13: Waterbodemkwaliteit volgens de Triade-methode (bron: VMM)

Fysisch-chemische beoordeling

De fysisch-chemische component van de Triade beschrijft de fysisch-chemische kwaliteit van de waterbodem. Steeds worden de meest gekende chemische verontreinigingen geanalyseerd, waardoor de fysisch-chemische inhoud van de waterbodem wordt gegeven.

In het kader van de methodologische studie naar de inventarisatie, de ecologische effecten en de saneringsmogelijkheden van de bodems van de Vlaamse waterlopen werd een toetsingskader ontwikkeld dat de aanrijking aangeeft van microverontreinigingen t.o.v. referentiegehalten, nadat een standaardisatie is gebeurd voor zware metalen en organische microverontreinigingen t.o.v. organische stof (5%) en klei (11%). Dit gebeurt volgens de voorwaarden voor omrekening van achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen voor terrestrische bodems.

Bij de verdeling in fysisch-chemische klassen worden arbitraire aanrijkniveaus t.o.v. referentiewaarden aangenomen. De referentiewaarden werden tijdens de studie bepaald uit het geometrisch gemiddelde van 12 streng geselecteerde referentiewaterlopen in Vlaanderen (tabel 15). Van iedere variabele wordt een verhouding t.o.v. de referentie berekend, de VTR. De logaritme hiervan varieert tussen de grenzen 0 en 2. M.a.w. het aanrijkniveau varieert tussen 0 en 100. Tussen deze grenzen worden arbitrair 4 klassen gedefinieerd (tabel 14).

Log VTR	Aanrijking	Klasse	Kleur	Betekenis t.o.v. referentie
< 0,4	< 2,5	1	Blauw	Niet afwijkend
0,4 – 0,8	2,5 – 6,3	2	Groen	Licht afwijkend
0,8 – 1,2	6,3 – 15,8	3	Geel	Afwijkend
> 1,2	> 15,8	4	Rood	Sterk afwijkend

Tabel 14: Logindex en aanrijkniveau voor de verschillende fysisch-chemische klassen

Microverontreiniging	Referentiewaarde	X	Y	Z	
Arseen	11	27,5	69,3	173,8	mg/kg DS
Cadmium	0,38	1,0	2,4	6,0	mg/kg DS
Chroom	17	42,5	107,1	268,6	mg/kg DS
Koper	8	20,0	50,4	126,4	mg/kg DS
Kwik	0,05	0,1	0,3	0,8	mg/kg DS
Lood	14	35,0	88,2	221,2	mg/kg DS
Nikkel	11	27,5	69,3	173,8	mg/kg DS
Zink	67	167,5	422,1	1.058,6	mg/kg DS
APKWS	37	92,5	233,1	584,6	mg/kg DS
EOX	31	77,5	195,3	489,8	mg/kg DS
Som OCP	3,9	9,8	24,6	61,6	µg/kg DS
Som 7 PCB's	5,1	12,8	32,1	80,6	µg/kg DS
6 PAK's van Borneff	0,220	0,6	1,4	3,5	mg/kg DS

Lager dan X: klasse 1 – tussen X en Y: klasse 2 – tussen Y en Z: klasse 3 – hoger dan Z: klasse 4

Tabel 15: Referentiewaarden voor de verschillende variabelen als het geometrisch gemiddelde van 12 referentiewaterlopen en de verschillende niveaus ter indeling van de klassen

Ecotoxicologische beoordeling

Een ecotoxicologische beoordeling geeft een idee over de potentiële effecten op organismen. Daartoe worden in het laboratorium gekweekte organismen voor een bepaalde tijdspanne (uren of dagen) blootgesteld aan poriënwater of waterbodem. Tussen verschillende soorten testorganismen bestaan grote verschillen in gevoeligheid voor specifieke toxische stoffen. Bovendien kan de biologische beschikbaarheid van stoffen in waterbodems aanzienlijk verschillen tussen de organismen. Vandaar dat een testbatterij wordt aanbevolen. Verder spelen ook kostenefficiëntie, snelheid en eenvoud een belangrijke rol bij de keuze van de testen.

Voor elke poriënwater bioassay wordt het aantal effect eenheden bepaald. Effect eenheden (EE) is de reciproke waarde van de EC_{50} of LC_{50} . Deze laatste zijn respectievelijk de effectconcentratie of de letale concentratie waarbij 50% van de blootgestelde organismen een effect vertoont of sterft. Voor de vaste test wordt het procent mortaliteit weergegeven van de blootgestelde organismen na een bepaalde tijd.

Een ecotoxicologische referentiewaterbodem wordt gedefinieerd als een waterbodem waarbij geen acute toxiciteit wordt waargenomen. Voor elke poriënwater bioassay wordt het aantal effect eenheden gedeeld door 0.01 om een deling door 0 te vermijden. De bekomen 'verhouding-tot-referentie (VTR) waarden' worden uitgemiddeld over de testbatterij en verdeeld in 4 klassen (tabel 16).

Eveneens wordt voor de vaste fase test het procent mortaliteit ingedeeld in 4 klassen (tabel 17).

VTR	Klasse	Kleur	Betekenis
1	1	Blauw	Geen acute impact
1 - 150	2	Groen	Licht acute impact
150 – 300	3	Geel	Acute impact
> 300	4	Rood	Ernstige acute impact

Tabel 16: VTR en ecotoxicologische klassenindeling voor poriewatertesten

% Sterfte	Klasse	Kleur	Betekenis
< 20	1	Blauw	Geen acute impact op benthische biota
20 – 50	2	Groen	Licht acute impact op benthische biota
50 – 75	3	Geel	Acute impact op benthische biota
75 - *100	4	Rood	Ernstig acute impact op benthische biota

Tabel 17: % Sterfte en ecotoxicologische klassenindeling voor vaste fase test

Biologische beoordeling

Als indicatoren voor een biologische beoordeling van waterbodems wordt de aanwezigheid van bentische macro-invertebraten onderzocht. Met deze veldwaarneming kunnen actuele negatieve effecten in het veld aangetoond worden. Een veldinventarisatie geeft ook een globaal beeld van de ecologische kwaliteit van het waterecosysteem. Vandaar dat het noodzakelijk wordt geacht meerdere variabelen (randfactoren) te kennen om betrouwbaar inzicht te krijgen in deze kwaliteit. Om een relatie te kunnen leggen met de aanwezige verontreinigingen is een grondig inzicht in de bodemkarakteristieken nodig omdat deze in hoofdzaak bepalend zijn voor de samenstelling van de macrofauna. Daarom zijn ook referentielocaties belangrijk. In tabel 18: Waterbodembodemkwaliteit volgens de Triade-methode (bron VMM) wordt de klassenindeling hiervan weergegeven (De Pauw & Heylen, 2001).

BWI	Klasse	Kleur	Betekenis
7 - 10	1	Blauw	Goede biologische kwaliteit
5 - 6	2	Groen	Matige biologische kwaliteit
3 - 4	3	Geel	Slechte biologische kwaliteit
0 - 2	4	Rood	Zeer slechte biologische kwaliteit

Tabel 18: Indeling in klassen van de BWI

Aanvullend bij de biotische index wordt rekening gehouden met kaakafwijkingen bij muggenlarven. Uit verschillende onderzoeken is gebleken dat kaakafwijkingen bij muggenlarven kunnen gerelateerd worden aan de aanwezige microverontreiniging. In het kader van het waterbodembodemmeetnet VMM zijn deze 150 meetplaatsen aan een onderzoek naar de kaakafwijkingen bij muggenlarven onderworpen.

Voor het % misvormingen worden drie criteria onderscheiden:

- criterium 1: meer dan 8%;
- criterium 2: meer dan 16%;
- criterium 3: meer dan 32%.

Uiteindelijk wordt het sterkste signaal (hoogste klasse) van beide indexen op de biologische as aangeduid. Wat op zijn beurt resulteert in volgende biologische beoordeling.

Klasse	Beoordeling	Kleur
1	Goede biologische kwaliteit	Blauw
2	Matige biologische kwaliteit	Groen
3	Slechte biologische kwaliteit	Geel
4	Zeer slechte biologische kwaliteit	Rood

Tabel 19: Biologische beoordelingsklassen

Triadebeoordeling

Een kwaliteitsbeoordeling doet een uitspraak over de kwaliteit van een waterbodembodem aan de hand van beschrijvende of numerieke beoordelingsmethoden. De Triade combineert de drie onderdelen van de karakterisatie (fysico-chemie, ecotoxicologie en biologie). Op die manier wordt een ecologisch oordeel over de kwaliteit van de waterbodembodem gevormd. Dit eerste oordeel kan een aanzet zijn voor diepgaander onderzoek of bescherming van de waterbodembodem of vormt een aanwijzing voor een al dan niet ernstige bedreiging voor het ecosysteem.

Op die manier kan de Triade gebruikt worden om waterbodems te rangschikken volgens toenemende prioriteit voor saneringsonderzoek binnen het ecologisch herstel van rivieren/beken. Hierbij moet men rekening houden met het feit dat een sanering van de waterbodembodem slechts zinvol is wanneer aan de lozingsbron zuiveringsinspanningen aan het oppervlaktewater zijn ondernomen. Enkel in deze waterlopen waar lozingen zijn afgesloten, is het opportuun een screening met de triade toe te passen en kan een eerste zinvolle prioriteitenlijst opgemaakt worden. Evenwel zal bij het opstellen van een prioriteitenlijst van te saneren waterlopen nog steeds het aspect hydraulische en nautische redenen een belangrijke rol spelen. Bovendien bestaat, wanneer specie aan land wordt gebracht, de mogelijkheid van een nieuwe (land)bodemverontreiniging door een verontreinigde waterbodembodem.

Om tot een eenduidige lijst van prioritair verder te onderzoeken waterbodems te komen, werd tijdens de karakterisatiestudie voorgesteld een triadekwaliteitsbeoordeling te ontwikkelen. Bij de triadekwaliteitsbeoordeling of TKB, waarbij elk van de drie klassen hetzelfde gewicht draagt in de uiteindelijke beoordeling worden klassen omgezet in signalen. De fysisch-chemische klassen 3 en 4 krijgen de signaalfunctie (+). Klassen 1 en 2 krijgen een minteken, of geen signaal. Biologisch en ecotoxicologisch worden de klassen 2, 3 en 4 als signalen beschouwd (+). Klasse 1 betekent hier geen signaal (-) (tabel 20). Op basis van de signalen, bekomen in de drie beoordelingen afzonderlijk, kunnen de waterbodems gerangschikt worden in volgorde van globale kwaliteitsbeoordeling van de Triade.

De redenering daarbij is de volgende: het samengaan van een chemisch met een biologisch en een ecotoxicologisch signaal (+) kan wijzen op effecten, die te wijten zijn aan verontreiniging. Dergelijke waterbodems krijgen een slechte kwaliteitsbeoordeling op basis van de Triade. Het ontbreken van de signalen (-) in alle drie de beoordelingen wijst op een 'zuivere' waterbodembodem.

Signaal			
Klasse	Fysisch-chemisch (C)	Ecotoxicologisch (E)	Biologisch (B)
1	-	-	-
2	-	+	+
3	+	+	+

Tabel 20: Omzetting van klassen in signalen (- of +) als hulpmiddel bij de globale kwaliteitsbeoordeling

Volgens het Triadeconcept worden waterbodems onderverdeeld in vier klassen:

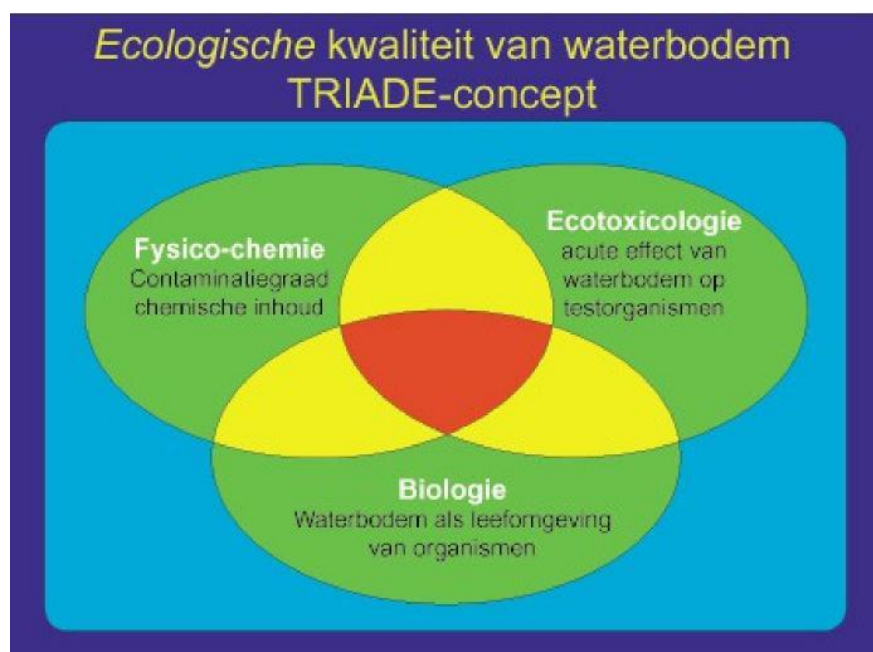
- Klasse 4 (TKB 4) betekent een ernstige indicatie voor een ernstige verontreiniging.
- Klasse 3 (TKB 3) verwijst naar een verontreiniging.
- Klasse 2 (TKB 2) verwijst naar een matige verontreiniging.
- Klasse 1 (TKB 1) geeft een indicatie voor afwezigheid van verontreiniging.

Chemie	Ecotoxicologie	Biologie	Globale klasse
+	+	+	4
-	+	+	3
+	+	-	
+	-	+	
-	-	+	2
-	+	-	
+	-	-	
-	-	-	1

Tabel 21: Triadekwaliteitsbeoordeling (TKB)

In de VMM-waterbodembank (www.vmm.be) kunnen de relevante meetpunten met de relevante gegevens worden opgevraagd. De deskundige moet tevens nagaan of er andere relevante triade-gegevens beschikbaar zijn.

<http://geoloket.vmm.be/Geoviews/map.phtml>



Figuur 8: Ecologische kwaliteit van de waterbodembodem: triadeconcept

12.6 BIJLAGE 6: VELDREGISTRATIE

Administratieve gegevens	
Project:	
Naam veldwerkers:	
Nummer monsternamepunt / bemonsteringszone:	
Waterloop:	
VHA-waterloopsegment:	
Datum monstername:	
Weersomstandigheden:	
Vorige dag(en):	Vandaag:
☐ Geen opmerkingen	☐ Geen opmerkingen
☐ Hevige neerslag	☐ Hevige neerslag
☐ Zeer zonnig	☐ Zeer zonnig
Doelstelling onderzoek	
☐ Staalname n.a.v. lozingspunt ☐ Staalname n.a.v. verdachte locatie..... ☐ Afperking waterbodemonverontreiniging ☐ Nagaan invloed verontreiniging of activiteit op de aanliggende oever op de waterloop ☐ Bepaling algemene kwaliteit traject ☐ Partijkeuring ☐ Andere:	
Verdere omschrijving:	

Bemonsteringswijze
Type staal: ☐ mengstaal ☐ clusterstaal ☐ puntstaal i.k.v. vluchtige parameters
Aantal steken of happen per monster:
Aanlevering aan het laboratorium: ☐ niet-gemengd staal van min. 10 l ☐ on-site gemengd staal volgens voorwaarden CMA

Monstername
Gebruikte staalname-apparatuur: ☐ Van Veen grijper ☐ Veenboor ☐ Beekersampler ☐ Multisampler ☐ Zuigerboor ☐ Vrijwitboor ☐ Edelmanboor ☐ Valbom ☐ Ekman grijper ☐ Andere
Wijze van staalname: ☐ Via doorwaden ☐ Vanaf de oever ☐ Via ponton / vlot / boot
Afstand tot de oever:m
Diepte waterkolom:cm
Dikte sliblaag minimum:cm
Dikte sliblaag maximum:cm

Beschrijving waterbodem		
Kleur waterbodem: ☐ Zwart ☐ Grijs ☐ Geel ☐ Oranje/rood ☐ Bruin ☐ ...	Geur waterbodem: ☐ geen ☐ riool slib ☐ H ₂ S – rotte eieren ☐ Ander:	Reden van geen monsternamen: ☐ Werken ☐ Onbereikbaar / moeilijk bereikbaar / ondergronds ☐ Dichtgevroren ☐ Geen slib ☐ Stenige bodem ☐ Onveilige situatie ☐ Andere:
Andere waarnemingen m.b.t. waterbodem / uit het staal verwijderde matrixvreemde materialen		
Afwijkingen ten opzichte van het CMA (inclusief motivering voor de afwijking)		

Beschrijving waterloop	
Beschrijving linkeroever:	☐ Verstevigde oever: beton, schanskorven/stenen, houten betuining,... ☐ Natuurlijke begroeiing: bomen, rietkraag, kruidachtig, gras,... ☐ Toegankelijkheid:
Beschrijving rechteroever:	☐ Verstevigde oever: beton, schanskorven/stenen, houten betuining ☐ Natuurlijke begroeiing: bomen, rietkraag, kruidachtig, gras ☐ Toegankelijkheid:
Aanpalend bodemgebruik: Linkeroever: ☐ Bos ☐ Recreatie ☐ Natuur ☐ Landbouw: weide ☐ Landbouw: akker ☐ Woongebied ☐ Industrie ☐ Braakliggend ☐ Andere Rechteroever: ☐ Bos ☐ Recreatie ☐ Natuur ☐ Landbouw: weide ☐ Landbouw: akker ☐ Woongebied ☐ Industrie ☐ Braakliggend ☐ Andere	
Gebruik van de waterloop: ☐ Vissen ☐ Zwemmen ☐ Andere:	
Doorzichtigheid waterkolom ☐ helder ☐ matig troebel ☐ troebel ☐ zeer troebel	Stroming ☐ droogstaand ☐ stilstaand/traag ☐ matig ☐ zeer snel

Waarnemingen waterloop / Aard van eventuele verontreiniging

- | | |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none">○ geen visuele verontreiniging○ huishoudelijk afvalwater○ industrieel afvalwater○ landbouwverontreiniging○ stankhinder○ olie○ drijfslaag: veel / weinig / microfilm | <ul style="list-style-type: none">○ schuim○ afval○ aanwezigheid bladeren / takken○ gasontwikkeling○ dode vissen○ teer○ andere: |
|---|--|

Schematische voorstelling:

- | | |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none">– locatie / inmeting monsternamepunt / bemonsteringszone– waterloop, breedte, diepte, stroomrichting | <ul style="list-style-type: none">– verloop / helling talud– lozingspunten, overstorten, grachten– omgevingskenmerken– straatnamen, bebouwing,... |
|---|--|

12.7 BIJLAGE 7: OVERZICHT TRIGGERWAARDEN

De triggerwaarden voor waterbodembodem werden afgeleid zoals beschreven in het rapport 'Waterbodembodem – Triggerwaarden voor verder onderzoek'. Voor een aantal parameters is de voorgestelde triggerwaarde (BSI>6) lager dan de waarde voor vrij hergebruik (bijlage 5 VLAREBO). In deze gevallen wordt de triggerwaarde beleidsmatig gelijkgesteld met de waarde voor vrij hergebruik. Onderstaande tabel geeft de uiteindelijke triggerwaarden weer:

Parameter	Eenheid	Triggerwaarde
As t	mg/kg ds	52.0
Cd t	mg/kg ds	5.56
Co t	mg/kg ds	32.7
Cr t	mg/kg ds	94.9
Cu t	mg/kg ds	101.6
Hg t	mg/kg ds	1.7
Ni t	mg/kg ds	48
Pb t	mg/kg ds	152
Se t	mg/kg ds	6.13
Sn t	mg/kg ds	15.0
V t	mg/kg ds	56.9
Zn t	mg/kg ds	679
Acenaft	mg/kg ds	3.1
Acenaftyl	mg/kg ds	0.6
Ant	mg/kg ds	2.4
B(a)A	mg/kg ds	3.9
B(a)P	mg/kg ds	0.665
B(b)Flu	mg/kg ds	1.1
B(e)P	mg/kg ds	1.212
B(ghi)Pe	mg/kg ds	0.556
B(k)Flu	mg/kg ds	0.6
Chr	mg/kg ds	2.5
dBz(ah)An	mg/kg ds	0.3
Fen	mg/kg ds	15
Flu	mg/kg ds	2
Fluoreen	mg/kg ds	9.5
Indenol(123cd)p	mg/kg ds	0.7
Naft	mg/kg ds	0.618
Pyr	mg/kg ds	21

Parameter	Eenheid	Triggerwaarde
PCB 101	µg/kg ds	10.0
PCB 118	µg/kg ds	6.90
PCB 138	µg/kg ds	13.0
PCB 153	µg/kg ds	17.0
PCB 170	µg/kg ds	3.61
PCB 180	µg/kg ds	12.0
PCB28	µg/kg ds	4.68
PCB 31	µg/kg ds	3.46
PCB 49	µg/kg ds	2.70
PCB 52	µg/kg ds	7.92
BDE 100	µg/kg ds	2.100
BDE 153	µg/kg ds	2.50
BDE 154	µg/kg ds	0.500
BDE 183	µg/kg ds	1.76
BDE 209	µg/kg ds	1120
BDE 28	µg/kg ds	3.00
BDE 47	µg/kg ds	3.40
BDE 66	µg/kg ds	3.38
BDE 85	µg/kg ds	2.50
BDE 99	µg/kg ds	4.22
M BySn	µgSn/kg ds	45.6
D BySn	µgSn/kg ds	55.6
D FySn	µgSn/kg ds	4.59
T BySn	mgTBT/kg ds	0.052
T FySn	µgSn/kg ds	6.79
1234CBz	µg/kg ds	0.380
1235CBz	µg/kg ds	0.587
1245CBz	µg/kg ds	0.640
14CBz	mg/kg ds	1.6
24DDD	µg/kg ds	50
44DDD	µg/kg ds	50
44DDE	µg/kg ds	50
44DDT	µg/kg ds	50
HCBz	µg/kg ds	60
KWS ap.	mg/kg ds	988
Peryleen	mg/kg ds	0.280
TransChloordaan	mg/kg ds	0.100
Tolueen	mg/kg ds	1.6
Cyaniden totaal	mg/kg ds	2.31
Cyaniden vrijstelb.	µg/kg ds	3000
Dieldrin	µg/kg ds	50
EAS tce	mg/kg ds	787
EOX	mgCl/kg ds	3.60
TetraBrBiphA	µg/kg ds	33.8

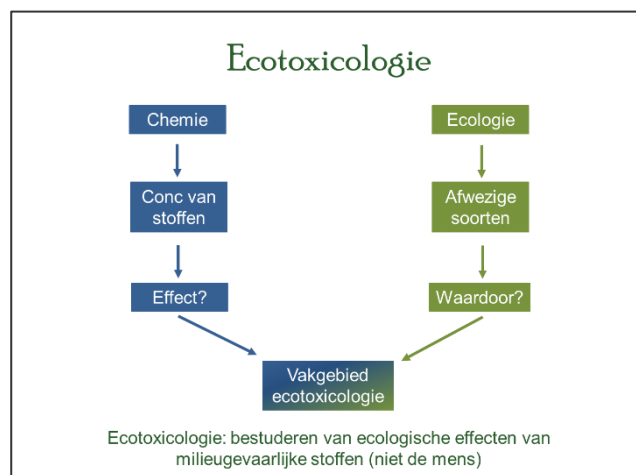
Tabel 22:Overzicht triggerwaarden

12.8 BIJLAGE 8: ACHTERGRONDINFORMATIE OVER DE BIOLOGISCHE BESCHIKBAARHEID VAN MILIEUVERONTREINIGINGEN EN HET VASTSTELLEN VAN ECOTOXICOLOGISCHE RISICO'S IN WATERBODEM EN OEVERS

In 2020 hebben Johnny Teuchies (Universiteit Antwerpen) en Jaap Postma (Ecofide) een korte cursus “biologische beschikbaarheid en ecotoxilogische risico’s” voor de OVAM verzorgd. Hierin is ingegaan op enkele basisprincipes voor het vaststellen van biologisch beschikbare fracties en het optreden van ecotoxilogische risico’s, waarna deze achtergrondinformatie met een praktijkvoorbeeld is geïllustreerd. Deze informatie is hieronder voor een breder publiek samengevat.

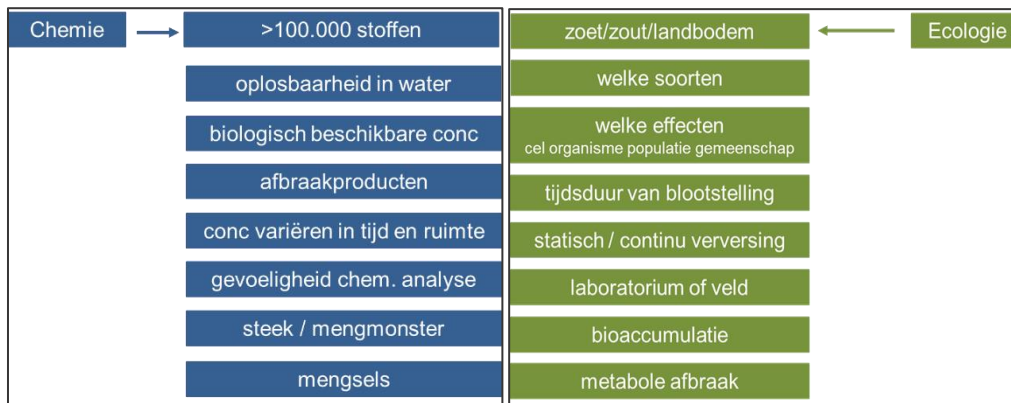
Ecotoxicologie

Het vakgebied van de ecotoxicologie richt zich op de ecologische effecten van milieugevaarlijke stoffen en omvat daarmee twee expertisevelden namelijk de chemie en ecologie. Chemische analyses geven veel inzicht in de concentraties, beschikbaarheid en bioaccumulatie van de aanwezige stoffen, maar geven niet altijd voldoende informatie om de ecologische effecten correct in te schatten. Aan de andere kant hebben ecologen veel inzicht in de aan- en afwezigheid van soorten, maar is niet altijd duidelijk door welke factoren de eventuele afwezigheid van een soort wordt veroorzaakt.



Door beide expertisevelden te combineren proberen ecotoxicologen inzicht te krijgen in deze causale relaties tussen de aanwezigheid van milieuverontreinigende stoffen en de ecologische effecten hiervan (bijv. Moriarty, 1999). Deze relaties zijn echter zelden rechtlijnig⁴, waardoor men bij zowel het meten van stoffen als het meten van ecologische effecten met allerlei factoren rekening moet houden. Bij het meten van chemische concentraties gaat het onder andere om de aanwezigheid van een zeer groot aantal stoffen, die niet allemaal even goed oplosbaar zijn, waarvan de biologisch beschikbare concentraties in tijd en ruimte kunnen variëren, die in het milieu in wisselende mate kunnen worden afgebroken en waar niet in alle gevallen voldoende gevoelige analytische methoden voor aanwezig zijn. De ecologische effecten van een dergelijke blootstelling verschillen tussen soorten en nemen toe als de blootstelling langer duurt. Daarbij maakt het uit of men de effecten op een cellulair niveau, op organismen of op hele levensgemeenschappen bestudeert, of men dit in een veldsituatie of in een (vereenvoudigde) laboratorium omgeving beoordeelt en in welke mate de geaccumuleerde stoffen kunnen worden afgebroken en uitgescheiden.

⁴ Univariate, rechtlijnige relaties treden vooral op in situaties waar één stof in zodanig hoge concentraties aanwezig is, dat dit een dominant effect op de ecologie heeft waardoor de effecten van andere, van nature voorkomende, stuurfactoren als stroming, licht en voeding worden overschaduwd.



Bij de beoordeling van ecotoxicologische risico's vergelijkt men de in het milieu aanwezige concentratie (voorspeld dan wel gemeten) met de concentratie waarboven men ecologische effecten verwacht (bijv. een waterkwaliteitsnorm of meer specifieke informatie over mogelijke effecten op een bepaalde soort). Dit drukt men uit in een risicoquotiënt: als deze groter is dan 1 worden ecologische effecten verwacht.

$$\text{Risicoquotiënt} = \frac{\text{Predicted Environmental Concentration}}{\text{Predicted No Effect Concentration}}$$

In de praktijk is de situatie meestal minder eenduidig (bijv. variërende concentraties van meerdere stoffen en onvoldoende kennis over de effecten op relevante soorten). Praktijksituaties worden daarom vaak beoordeeld middels een 'weight of evidence approach'. Met deze aanpak worden de risico's op verschillende vlakken en met verschillende technieken in kaart gebracht om tot een geïntegreerde eindbeoordeling te komen.

12.8.1 Achtergrondinformatie "Biobeschikbaarheid"

12.8.1.1 Algemeen

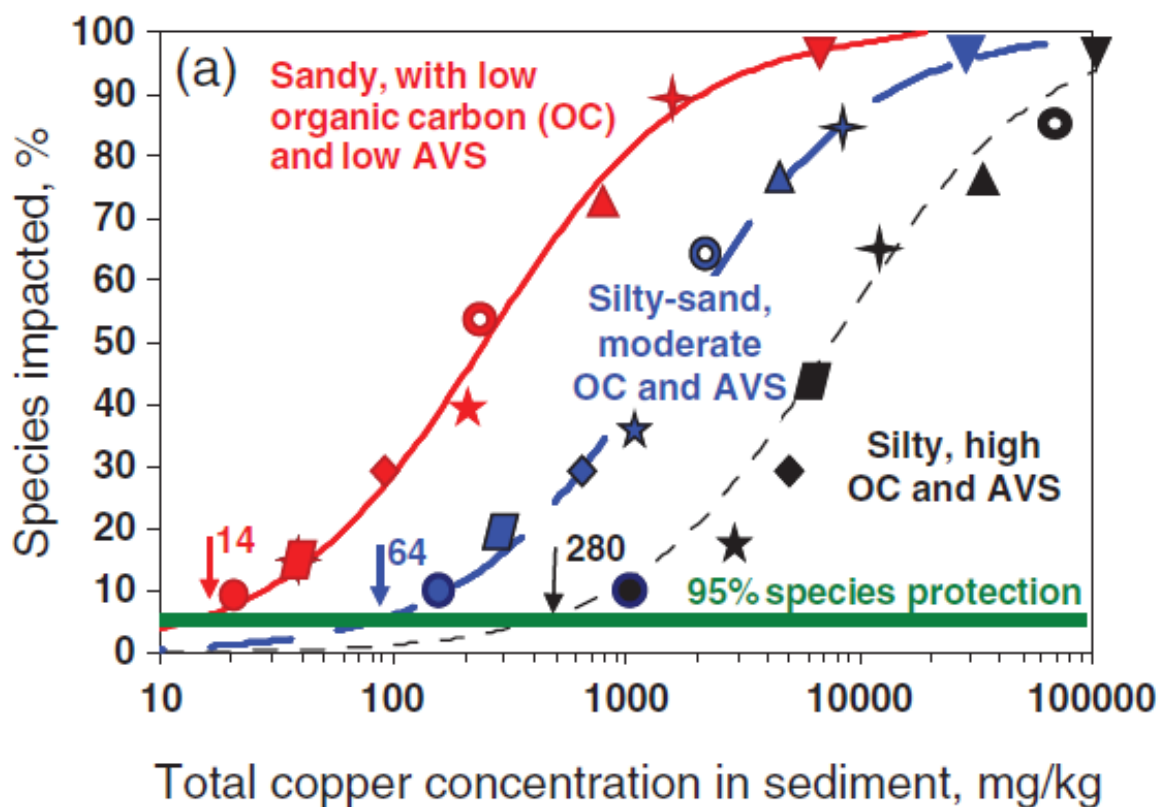
De biobeschikbaarheid van polluenten bepaalt in welke mate deze stoffen kunnen worden opgenomen door biologische organismen, dus b.v. bacteriën, planten, dieren of mensen. Er zal namelijk maar een bepaald aandeel van de polluenten aanwezig in het milieu beschikbaar zijn voor opname en dus voor nadelige effecten kunnen zorgen. De biobeschikbaarheid bepaalt daarmee in sterke mate de mogelijke gevaren die polluenten, aanwezig in het ecosysteem, zullen veroorzaken. Er zijn veel verschillende factoren die een invloed hebben op de biobeschikbaarheid van polluenten in het milieu. Deze factoren zijn o.m.:

- In welk milieucompartiment de polluenten zich bevinden; grondwater, bodem, oppervlaktewater, sediment, lucht, ...
- De mate waarin de polluenten gebonden zijn in het milieu. Polluenten die sterker gebonden zijn aan b.v. organische partikels in de bodem of in het water zullen minder biobeschikbaar zijn en dus minder makkelijk worden opgenomen door biota en minder snel negatieve effecten tot gevolg hebben.
- Welke organismen worden blootgesteld en op welke manier ze met de polluenten in contact komen. In het aquatische milieu worden polluenten in het oppervlaktewater bijvoorbeeld opgenomen via de huid, door het maag-darmstelsel bij benthische organismen die sediment eten of via prooien bij predatoren.

De totale concentratie aan polluenten gemeten in een milieucompartiment geeft informatie over de aanwezigheid van polluenten, maar informatie over de biobeschikbaarheid is noodzakelijk om de risicobeoordeling correct te kunnen uitvoeren. De processen die de biobeschikbaarheid beïnvloeden verschillen tussen verschillende polluenten. Zo zal het gedrag van PFOS, cadmium of benzo(a)pyreen in een aquatisch ecosysteem sterk verschillen en beïnvloed worden door andere factoren. In de volgende delen van het hoofdstuk 'Biobeschikbaarheid' worden de processen verder toegelicht aan de hand van metalen. Biobeschikbaarheid van metalen is namelijk complex, er is al zeer veel kennis over beschikbaar en het zijn in Vlaanderen vaak probleemparameters bij hotspots door historische verontreiniging.

12.8.1.2 Biobeschikbaarheid van metalen

Metalen worden het makkelijkst door organismen opgenomen als ze voorkomen als vrije kationen (geladen moleculen met een positieve lading). Voor de meeste metalen, zoals b.v. cadmium, nikkel, koper of zink zijn dit tweewaardig positieve ionen, die zich vrij in het (porie)water kunnen bewegen. De biobeschikbaarheid van metalen daalt als ze zich binden aan moleculen of deeltjes, meestal deeltjes met een (licht) negatieve lading. Deeltjes die in aquatische ecosystemen talrijk voorkomen en een goede bindingscapaciteit hebben voor metalen zijn o.m. organische partikels, fijne kleideeltjes, ijzer en mangaan hydroxiden of sulfiden. Hoe meer van deze deeltjes er aanwezig zijn in de waterbodem, hoe sterker de metaalionen gebonden zullen zijn en hoe minder makkelijk ze kunnen opgenomen worden door planten of dieren. Zo zullen veel meer biologische soorten een negatief effect ondervinden bij een waterbodem die zandig is en weinig organisch materiaal bevat dan een bodem met dezelfde concentratie aan metalen, maar meer klei, organisch materiaal en sulfiden bevat (Figuur 1). Een andere belangrijke factor is de mate waarin er andere positieve ionen aanwezig zijn die in competitie kunnen treden met de metaalionen. Zo zal b.v. bij een lage pH (maat voor het aantal positieve waterstofatomen) de concentratie H^+ ionen hoog zijn. Deze H^+ ionen zullen ook binden op de negatieve bindingsplaatsen van b.v. organisch materiaal waardoor de metalen terug in oplossing komen en hun biobeschikbaarheid toeneemt.



Figuur 1. Het aandeel soorten (%) (y-as) dat negatief beïnvloed wordt bij een toenemende concentratie aan koper (mg/kg, x-as) voor 3 verschillende bodems. De rode bodem is zandig met een laag gehalte aan organisch koolstof (OC) en sulfiden (AVS) en dus een hoge biobeschikbaarheid waardoor er reeds bij lage concentraties een negatieve impact is op organismen. De zwarte bodem is rijk aan klei en leem (silty) en heeft hoge waarden aan organisch koolstof (OC) en sulfiden (AVS) en dus een lage biobeschikbaarheid. Bij deze bodem moeten de concentraties aan koper veel hoger zijn om bij hetzelfde aantal soorten een negatieve impact te veroorzaken. Figuur naar (Simpson & Batley, 2016)

De aanwezigheid van ijzer en mangaan hydroxiden en sulfiden in de waterbodem wordt beïnvloed door bacteriële activiteit. Bij condities waar er veel zuurstof aanwezig is, bv in de bovenste laag van de waterbodem zullen ijzer en mangaan hydroxiden vormen. Dit zijn moleculen die een sterke affiniteit hebben voor metalen en zullen de biobeschikbaarheid dus verlagen. Als zuurstof in de waterbodem wordt opgebruikt door biologische processen zullen bacteriën ijzer en mangaan reduceren bij het afbreken van organisch materiaal. In deze vorm kunnen deze elementen geen hydroxiden meer vormen en komen ook de metalen, die aan de ijzer- en mangaanhydroxiden waren gebonden, terug vrij. Als ook alle ijzer en mangaan moleculen zijn gereduceerd zullen bacteriën overgaan tot de reductie van sulfaat tot sulfiden in het proces om organisch materiaal af te breken. Dit komt meestal voor in anaerobe sedimenten (diepere lagen) met veel organisch materiaal. Deze sulfiden vormen een sterke binding met metaalionen zodat hun biobeschikbaarheid afneemt. Naast fysische en chemische processen zullen ook verschillende biologische processen een belangrijke invloed kunnen hebben op metaalbiobeschikbaarheid.

We haalden reeds het voorbeeld aan van bacteriën die ijzer, mangaan of sulfaat reduceren en zo bepalen of de hydroxiden en sulfiden in de waterbodem aanwezig zullen zijn. Een andere belangrijke parameter daarbij is of zuurstof al dan niet in de waterbodem kan doordringen.

Er zijn verschillende biologische processen die hier een invloed op hebben. Zo kunnen tweekleppigen of wormen die in de waterbodem leven gangen maken waardoor zuurstof rijk water dieper in de waterbodem kan doordringen en hierdoor de biobeschikbaarheid kan beïnvloeden. Ook planten kunnen door een verlies van zuurstof uit hun wortels de biobeschikbaarheid van metalen rond de wortel sterk beïnvloeden.

Er zijn zeer veel verschillende factoren die een invloed hebben op de mate van binding en dus de beschikbaarheid van metalen in aquatische ecosystemen. Er bestaan verschillende modellen die de biobeschikbaarheid van metalen in water berekenen. Dit zijn o.m. het Free Ion Activity Model (FIAM) dat op basis van verschillende factoren de concentratie aan vrije metaalionen in het oppervlaktewater voorspelt. Of het Biotic Ligand Model (BLM) dat de opname berekent van metalen door een organisme. Deze modellen voorspellen voornamelijk de biobeschikbaarheid in water. Het bepalen van de biobeschikbaarheid van metalen in de waterbodem is complexer. Hier gaan we in het volgende hoofdstuk op in.

12.8.1.3 Metten van biobeschikbaarheid

Conditie in de waterbodem

Een eerste mogelijkheid om een beter zicht te hebben op de biobeschikbaarheid van metalen in de waterbodem is om naast de totale concentraties aan metalen ook alle factoren te meten die een invloed hebben op de biobeschikbaarheid. Een belangrijke factor in de waterbodem is de concentratie aan sulfiden (zuurvluchtige sulfiden of acid volatile sulfides AVS) en simultaan geëxtraheerde metalen (SEM). Wanneer er een overmaat aan sulfiden aanwezig is ($SEM - AVS < 0$) zullen de metalen in het sediment gebonden zijn aan de sulfiden en wordt voorspeld dat de biobeschikbaarheid en toxiciteit van de aanwezige metalen laag zal zijn. Metalen die sterk gebonden worden aan sulfiden zijn Cd, Cu, Ni, Pb en Zn. Het meten van AVS/SEM geeft in vele gevallen een goede eerste indicatie van de biobeschikbaarheid in waterbodems. Andere variabelen die gemeten worden om de biobeschikbaarheid te bepalen zijn o.m. het gehalte aan organisch materiaal, de zuurtegraad (pH) en het kleigehalte in de waterbodem.

Op basis van de totale concentratie aan metalen gemeten in de waterbodem kan er met behulp van een evenwichtsconstante berekend worden wat de concentratie in het poriewater is. Dit noemt men evenwichtspartitie of Equilibrium Partitioning Coefficient (EqP). De metalen die zich vrij in het poriewater kunnen bewegen worden verondersteld beschikbaar te zijn voor opname door planten of dieren. Hoe meer variabelen die een invloed hebben op de binding van metalen, zoals hierboven besproken, er worden gemeten, hoe beter de poriewaterconcentratie en dus de biobeschikbaarheid kan worden berekend.

Het voordeel van deze methoden is dat er gebruik wordt gemaakt van relatief eenvoudige technieken met een lage kostprijs. Het nadeel is dat de binding van metalen een complex proces is dat zich niet onder alle omstandigheden goed laat voorspellen. Bij EqP wordt daarbij verondersteld dat organismen worden blootgesteld via het poriewater. Voor organismen die sediment(partikels) opnemen zijn deze technieken minder geschikt om de biobeschikbaarheid te voorspellen.

Metten in poriewater

Omdat het niet eenvoudig is metaalconcentraties in het poriewater te voorspellen kunnen de concentraties ook rechtstreeks in het poriewater worden gemeten. Er bestaan verschillende manieren om poriewater te bemonsteren. De eenvoudigste manier is om een bodemstaal te centrifugeren en zo de waterfase en de sedimentpartikels van elkaar te scheiden.

Het nadeel is dat bij het nemen, transporteren en centrifugeren van het staal de condities kunnen veranderen zodat ook de gemeten poriewaterconcentraties en dus de biobeschikbaarheid verschillen van de natuurlijke omstandigheden. Er bestaan ook verschillende manieren om poriewater *in situ* te extraheren. Door semipermeabele materialen in de waterbodem te brengen kan het poriewater worden geëxtraheerd onder de natuurlijke condities. Voorbeelden van deze technieken zijn 'Rhizons' (commercieel beschikbaar) of 'Peepers'. Deze *in situ* extractie is echter veel minder eenvoudig, voornamelijk bij grotere waterdiepten.

Rechtstreeks meten: chemisch

De biobeschikbaarheid kan ook gemeten worden met verschillende 'chemische' technieken. Een eerste mogelijkheid is om de biobeschikbare metaalfractie uit het sediment te extraheren met behulp van chemische stoffen. Een techniek die vaak in Nederland wordt gebruikt is een milde extractie waarbij de mobiele fractie aan metalen uit een waterbodemstaal wordt geëxtraheerd door het staal te schudden met een CaCl_2 oplossing. Soms worden er verschillende extracties opeenvolgend uitgevoerd (sequentiële extracties) waarbij de opeenvolgende metaalfracties die sterker gebonden zijn aan het sediment worden vrijgemaakt. Dit geeft informatie over de manier waarop de metalen zijn gebonden aan het sediment en onder welke condities de metalen kunnen vrijkomen en biobeschikbaar worden. Voor organische polluenten (b.v. PAKs, PCBs, gebromeerde vlamvertragers, ...) worden andere extractieprocedures gebruikt, zoals een extractie met een poreus polymeer (Tenax). Extractietechnieken zijn relatief eenvoudig en goedkoop, maar ook hier is het nadeel dat de condities in de waterbodem kunnen veranderen door het nemen, transporteren en behandelen van de stalen en de gemeten biobeschikbaarheid anders kan zijn dan deze onder de veldcondities.

Er bestaan ook technieken om de biobeschikbaarheid *in situ* te meten. In deze zogenaamde 'passieve samplers' wordt de biobeschikbare fractie aan polluenten geadsorbeerd aan een materiaal met een specifieke affiniteit voor een bepaalde (groep) polluenten. Voor metalen worden meestal DGTs gebruikt (Diffusive Gradient in Thin film, commercieel beschikbaar). De gels of membranen met de specifieke affiniteit voor bepaalde polluenten worden in een kunststof behuizing in het water of sediment gebracht voor een bepaalde periode (enkele uren tot enkele dagen) waarna de polluenten kunnen worden geëxtraheerd en geanalyseerd. Het voordeel van deze techniek is dat de biobeschikbaarheid *in situ* en op een gestandaardiseerde manier kan gemeten worden. De metingen zijn geïntegreerd over een langere periode zodat er minder invloed is van fluctuaties in concentraties op korte termijn. Met deze techniek kunnen ook polluenten worden gemeten die in heel lage concentraties voorkomen. Passieve samplers trachten die concentratie aan polluenten te meten waaraan organismen worden blootgesteld. Dit gaat echter enkel over de blootstelling via water. Polluenten die worden opgenomen via sediment partikels of voeding worden niet in rekening gebracht. Enkele andere nadelen van de techniek zijn (1) dat de resultaten worden uitgedrukt in een hoeveelheid polluenten die in de passieve sampler is geaccumuleerd en dus moeilijk te vergelijken is met andere concentraties of normen, (2) dat de stroomsnelheid in het waterlichaam een grote invloed heeft op de concentraties die worden gemeten en (3) dat het niet altijd eenvoudig is om de passieve samplers te plaatsen en terug te lokaliseren in waterlichamen met grote diepte.

Rechtstreek meten: Biologisch

Organismen worden via verschillende routes blootgesteld. Ze kunnen polluenten opnemen via water, sedimentpartikels of voeding. Daarnaast kunnen ze polluenten ook afbreken, opslaan of uitscheiden. De reële blootstelling benaderen via extracties of passieve samplers is complex en daarom vaak een vereenvoudiging. Een andere benadering is de polluenten meten in organismen zelf (biomonitoring). Er kan gemeten worden in organismen die in het te onderzoeken waterlichaam leven (passieve biomonitoring) of in organismen die voor een bepaalde tijd in het waterlichaam worden blootgesteld, bijvoorbeeld in kooien die in de waterkolom hangen of op de waterbodem staan (actieve biomonitoring).

Nadien worden de organismen verzameld en wordt de concentratie aan polluenten in de organismen bepaald. Op deze manier kan op een directe manier de biobeschikbaarheid worden gemeten, waarbij alle blootstellingsroutes in rekening worden gebracht.

Opname van polluenten is echter soort-specifiek en kan ook binnen een soort verschillen tussen levensstadia of populaties. Biobeschikbaarheid voorspellen aan de hand van bioaccumulatie wordt dus in sterke mate beïnvloed door de gekozen soort of het levensstadium waarin de organismen zich bevinden. Dit maakt vergelijken tussen waterlichamen of sites soms moeilijk. Chemische methoden daarentegen zijn meer gestandaardiseerd en maken vergelijken eenvoudiger. Een andere moeilijkheid is dat organismen kunnen migreren. Bij de risicobeoordeling van een verontreinigde site is het belangrijk organismen te selecteren die zich niet ver verplaatsen (bij passieve biomonitoring) of met gekooide organismen te werken (actieve biomonitoring).

Het correct meten van biobeschikbaarheid is niet eenvoudig. Er zijn veel verschillende technieken met elk hun voor- en nadelen. Bij een risicobeoordeling is het is steeds nuttig om de informatie van verschillende technieken te combineren. Ook is het sterk aan te raden om steeds stalen van een niet verontreinigde locatie van hetzelfde waterlichaam mee te nemen in de analyse ter vergelijking.

12.8.2 Achtergrondinformatie “Ecotoxicologie”

Bij het beoordelen van de ecotoxicologische risico's kan men in veel gevallen gebruik maken van al beschreven standaardmethoden, zoals de TRIADE aanpak van de VMM voor verontreinigde waterbodems (VMM, 2020; zie ook Bijlage 4 van deze Code van Goede Praktijk). Vergelijkbare methoden zijn ook beschikbaar voor afvalwater (zie bijv. Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water⁵) of verontreinigde landbodem zoals oevers (RIVM, 2007).

In sommige gevallen kan een meer diepgaande analyse van de risico's wenselijk zijn. In sommige gevallen is de maatregel om de ecotoxicologische risico's te reduceren bijvoorbeeld zo omvangrijk en kostbaar, dat het wenselijk is om resterende onzekerheden beter in beeld te brengen. Ook in andere gevallen kan zo'n aanvullend onderzoek wenselijk zijn, bijvoorbeeld om beter rekening te houden met specifieke omstandigheden van de locatie (bijv. een locatie waar zowel de waterbodem als de oever verontreinigd is en transport van verontreinigingen tussen beide kan optreden). Ook de aanwezigheid van specifieke stoffen kan tot een uitgebreider onderzoek leiden. Bij de aanwezigheid van gebromeerde vlamvertragers zullen doorvergiftigingsrisico's in de voedselketen bijvoorbeeld een belangrijk onderdeel van de beoordeling moeten uitmaken. Bij het opstellen van een onderzoeksplan voor zo'n verdiepende, maatwerk aanpak worden telkens een aantal stappen doorlopen. Deze worden hieronder kort toegelicht, waarbij afhankelijk van de situatie de ene stap meer of minder aandacht behoeft dan de andere.

a) Verwachte blootstelling

Vragen zoals: Welke stoffen zijn aanwezig? Is de stof reactief? Breekt de stof snel af? Wat zijn de milieuecondities (pH, zuurstofgehalte, binding aan zwevende stof etc)? Is de stof wateroplosbaar en/of biologisch beschikbaar? Zijn er voldoende gevoelige, stofspecifieke chemische analysetechnieken beschikbaar of dient de blootstelling aan de hand van som parameters plaats te vinden?

⁵ <https://emis.vito.be/nl/erkende-laboratoria/water-gop/compendium-wac#deel5>;

b) Te verwachten effecten

Vragen zoals: Wat is het werkingsmechanisme? Levert bestaande literatuur inzicht in de aard van de effecten en gevoeligste soorten? Zijn er al eerder vergelijkbare praktijkstudies uitgevoerd? Worden er effecten op lagere organismen verwacht of lopen met name toppredatoren risico's via doorvergiftiging? Kan het onderzoek zich op bepaalde soorten richten of is het beter om in eerste instantie gebruik te maken van een testbaterij, waarmee de mogelijke effecten op meerdere soorten in beeld worden gebracht?

c) Keuze van de testsoort

De keuze van een testsoort hangt af van bovenstaande inzichten over blootstelling en verwachte effecten maar ook van

- het doel van het onderzoek (bijv. of het gebruik van een lokaal aanwezige soort relevant is);
- de ernst van de blootstelling (bijv. of effecten al bij een kortdurende blootstelling zijn te verwachten of dat men beter kan kiezen voor een meer langdurende blootstelling);
- de vraag of het een water of sediment blootstelling betreft;
- het onderzoeksbudget en bestaande ervaring met bepaalde testsoorten;
- de noodzaak om het onderzoek conform (internationale) normen uit te voeren.

soortkeuze	
	
Acute test watervlo	Chronische test slak
Snel (2 dagen)	Lang (3 weken)
Lage gevoeligheid	Hoge gevoeligheid
Internationale norm	Maatwerk
Randvoorwaarden bekend	Minder achtergrond kennis
Laboratorium kweek	Veld verzameld

Dit is als voorbeeld geïllustreerd voor een standaard test met de watervlo en een meer maatwerk aanpak op basis van een lokaal aanwezige slak.

d) Keuze van de testparameter

Ook als de testsoort bekend is, is er nog een verscheidenheid aan onderzoekstechnieken. Zo kan het onderzoek zich richten op parameters als bioaccumulatie, gen-expressie of het functioneren van cellen (bijv. de aanmaak van specifieke eiwitten), maar ook op het functioneren van organismen of populaties. In het eerste geval zijn de relaties met de chemische blootstelling vaak meer eenduidig, maar geeft het onderzoek minder inzicht in het uiteindelijke effect op de aquatische levensgemeenschap. In de tweede situatie is het omgekeerde het geval: een veldexperiment kan veel inzicht geven in het uiteindelijke effect op de ecologie, maar het is in zo'n situatie niet altijd duidelijk welke combinatie van factoren (welke stof/stoffen, mate van beschikbaarheid, aanwezige voedselsituatie etc.) dit effect heeft doen ontstaan.

e) Causaliteit

Veel onderzoek naar ecotoxicologische risico's is onderdeel van een proces, waarin er uiteindelijk keuzes gemaakt moeten worden over de ernst en eventueel te nemen maatregelen. Causaliteit is daarbij een belangrijk element en kan op meerdere manieren worden versterkt. Ecotoxicologische risico's als gevolg van bioaccumulatie in de voedselketen zijn relatief eenvoudig vast te stellen via chemische analyses, waarmee direct ook deze causaliteit wordt geborgen. Moeilijker wordt het als er sprake is van een mengsel van stoffen in wisselende samenstelling en biologische beschikbaarheid. In die gevallen wordt vaak gewerkt met een 'weight of evidence approach': hoe meer onderdelen dezelfde kant op wijzen hoe meer zekerheid men in de conclusies kan hebben.

Hierbij kan men van meerdere mogelijkheden gebruik maken. Effecten op gen-, cel- of orgaanniveau zijn vaak relatief specifiek voor bepaalde type stoffen (bijv. geslachtsverandering bij vissen onder invloed van oestrogene stoffen of de productie van methallothioneinen). Effecten op de groei, reproductie of sterfte van organismen zijn bij veldmonsters met een mengsel aan stoffen veelal moeilijker te duiden. In die gevallen richt het onderzoek zich vaak op een concentratiegradiënt, al dan niet ondersteund met stofspecifiek onderzoek in het laboratorium. Daarnaast neemt de ervaring en mogelijkheden van zogenaamde Effect Directed Analysis (EDA) snel toe. Bij deze techniek wordt een toxisch monster gefractioneerd (bijv. via een LC-kolom), waarna de eventuele ecotoxiciteit in alle afzonderlijke fracties wordt vastgesteld. Verdere chemische analyses en/of fractionering richt zich vervolgens op alleen de fractie waarin toxische effecten zijn vastgesteld. Zo kan men uiteindelijk individuele stoffen als causale factoren identificeren (Brack, 2003).

Onderzoek naar de vraag of een verontreinigde waterbodem ook nadelige effecten op de waterkwaliteitsdoelen veroorzaakt, is een van de voorbeelden waar dergelijke overwegingen in worden meegenomen. Deze mogelijke invloed op de waterkwaliteitsdoelen hangt namelijk van allerlei factoren af, waarbij naast chemische, ecotoxicologische (bijv. biobeschikbaarheid, het aanwezige mengsel van stoffen) en ecologische aspecten (door welke andere factoren wordt de levensgemeenschap gestuurd?) ook gebruiksfuncties zoals de aanwezige scheepvaart (mate van opwerveling van sediment) een rol kunnen spelen. Als illustratie hiervan is hieronder een praktijkstudie naar met PAK-verontreinigd sediment samengevat.

12.8.3 Praktijkvoorbeeld “Invloed van de Amsterdamse waterbodem op doelen voor oppervlaktewater”

In Amsterdam zijn een aantal ernstig verontreinigde locaties onderzocht, die allen tot hetzelfde watersysteem behoren, hydrologisch met elkaar zijn verbonden en ook in aard en omvang van de verontreinigingen overeenkomsten vertonen (Ecofide, 2017). De mate waarin deze locaties de waterkwaliteitsdoelen beïnvloeden, is daarom in samenhang beoordeeld. Het merendeel van de locaties ligt op diepte, alhoewel er soms lokaal ook enige onderhoudsspecie aanwezig is. In alle locaties is het slibrijke sediment sterk verontreinigd, waarbij de interventiewaarden van zowel metalen (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) als PAKs (ruim) worden overschreden. Aangezien de PAK-verontreiniging een bepalend belang in de uiteindelijke conclusies had, zijn deze hieronder samengevat. In de meeste gevallen worden de interventiewaarden voor PAK's (een som_{10} PAK-gehalte van 40 mg/kg) tot een factor 2 á 3 overschreden. In sommige gevallen is deze overschrijdingsfactor beduidend hoger met gehalten van 172 en zelfs 624 mg/kg. Vanwege de ouderdom van deze verontreinigingen (verontreiniging begon al met scheepswerven in de VOC-tijd) is de biologische beschikbaarheid (“aging”) een belangrijk aandachtspunt. Aanvullend op de methoden uit de Handreiking beoordelen waterbodems (Ministerie van I&M, 2010) zijn daarom ook aanvullende technieken ingezet waaronder het gebruik van meerdere testorganismen om de bioaccumulatie en ecologische effecten te beoordelen. Uit de ook onderzochte lokale referenties blijkt dat er in geheel Amsterdam sprake is van verhoogde achtergrondconcentraties en dat als eventuele terugsaneerwaarde een Bbk-klasse B ($9 < \text{som}_{10}$ PAK-gehalte < 40 mg/kg gestand.) moet worden aangehouden. In de onderzoeksofzet zijn stapsgewijs verschillende vragen beantwoord.

Startpunt: Aan welke lokale waterkwaliteitsdoelen wordt momenteel niet voldaan?

Onderzoek naar de PAK-concentraties in het oppervlaktewater laat zien dat de PAK-normen op alle zeven onderzochte locaties worden overschreden. Ook wordt niet aan alle ecologische doelen, waaronder de macrofauna, voldaan. Ten slotte zijn er zorgen vanuit het gebruik van de locaties als zwemwater.

Stap 1: Zijn er bedreigingen van de chemische waterkwaliteitsdoelen?

Conform de Handreiking beoordelen waterbodems is bekeken of de aanwezige sedimentverontreiniging bij kan dragen aan de normoverschrijdingen in het oppervlaktewater. Uit de berekeningen met het Sedias-model blijkt dat met name de opwerveling van sediment door passerende schepen een grote bijdrage veroorzaakt. Dit effect van scheepvaart is daarom ook in de praktijk onderzocht, door zowel voorafgaand als direct na de passage van een schip de zwevend stof en PAK-concentraties in het oppervlaktewater vast te stellen. Het effect van scheepvaart komt duidelijk naar voren: na de passage van een schip liggen de zwevend stof concentraties gemiddeld genomen een factor 6 hoger en zijn de PAK-concentraties gemiddeld zelfs een factor 27 (range 2-120) toegenomen. De variatie hierin hangt onder andere samen met de waterdiepte van de locatie (en dus de kielspeling) en de aard van het sediment (al dan niet geconsolideerd slib). Ook blijkt uit de metingen dat de sedimentopwerveling door één enkel schip al voldoende is om in het bovenstaande oppervlaktewater een overschrijding van de MAC-MKN normen te veroorzaken.

Het feit dat de toename van de PAK-concentraties in het oppervlaktewater (als gevolg van scheepvaart) gemiddeld genomen een factor 2-3 hoger ligt dan de toename van het zwevend stof betekent dat er zoals verwacht sterk verontreinigd sediment wordt opgewerveld. Het berekende PAK-gehalte *aan* zwevend stof is na de passage van een schip dan ook een factor 2-3 hoger dan ervoor. Dit betekent tevens dat er verversing van het oppervlaktewater plaatsvindt. Anders zouden de eenmaal verhoogde PAK-gehalten na de passage van een schip niet weer kunnen afnemen naar de oorspronkelijk gehalten voor de passage. Deze verversing leidt daarmee tevens tot het transport van met PAK-verontreinigd oppervlaktewater naar andere delen van het watersysteem. Vervolgens is berekend hoe hoog de verdunningsfactor moet zijn, alvorens de 27* hogere PAK-concentratie in het oppervlaktewater de benedenstroomse PAK-concentratie met niet meer dan 5% verhoogd. Deze verdunningsfactor ligt rond de 350*. Bij het beoordelen van locatie-overstijgende regionale effecten gaat het dus om de vraag in hoeverre deze 350-voudige verdunning in de praktijk ook gehaald kan worden. Dit bleek een lastig te beantwoorden vraag doordat er op de locaties ook sprake is van een zoutgradiënt over de diepte. Brak oppervlaktewater stroomt vanuit het IJ over de bodem de Amsterdamse vaarten binnen, terwijl de bovenste laag oppervlaktewater een veel lager zoutgehalte kent en vooral door het binnenkomende zoete water uit de Amstel, Amsterdam-Rijnkanaal en/of Markermeer wordt beïnvloed. Beide lagen mengen slecht. Dit heeft gevolgen voor de reikwijdte, aangezien eenmaal tot in de bovenste lagen opgewerveld sediment daarmee langer in het oppervlaktewater aanwezig zal blijven en dus verder getransporteerd kan worden. Mede op basis van debietmetingen en -modellen werd geconcludeerd dat er sprake is van een locatie-overstijgende bedreiging van de regionale waterkwaliteitsdoelen, aangezien de bijdrage vanuit de PAK in de waterbodem benedenstrooms meer dan 5% bedraagt.

Naast deze bedreiging van de chemische waterkwaliteitsdoelen voor oppervlaktewater is er ook een bedreiging van de biotanormen. De PAKs in het sediment blijken biologisch beschikbaar en ter plaatse aanwezige schelpdieren bevatten op alle locaties hogere, en normoverschrijdende, PAK-gehalten dan dezelfde schelpdieren op nabijgelegen referentielocaties. Het transport van opgewerveld slib naar andere delen van het watersysteem kan aldaar dus niet alleen tot een bijdrage aan de normoverschrijdingen in oppervlaktewater leiden maar ook tot een bijdrage aan de normoverschrijdingen in schelpdieren.

Stap 2: Zijn er bedreigingen van de ecologische waterkwaliteitsdoelen?

Om de ecologische risico's te beoordelen zijn 25 sedimentmonsters met vier verschillende, chronische sedimentbioassays getest. Alle monsters bleken ernstige effecten op meerdere organismen te veroorzaken. Zo was de overleving van de haft *Hexagenia limbata* gemiddeld over alle 16 verontreinigde sedimentmonsters slechts 15%, terwijl de overleving in het sediment van de als klasse B beoordeelde lokale referenties 70-80% bedroeg. Ook bij vlokreeften, muggenlarven en wormen zijn ernstige effecten vastgesteld waarbij de overleving, groei of voortplanting met meer dan 50% is afgenomen. Deze effecten waren verklaarbaar vanuit de in het sediment aangetroffen PAK-gehalten. De causaliteit werd verder versterkt door de blootgestelde vlokreeften na afloop van de bioassays kortdurend aan UV-licht bloot te stellen. De hierdoor verwachte 'photo-induced toxicity', een bekend effect van blootstelling aan PAKs (Roberts *et al.*, 2017), werd overtuigend aangetoond in een sterke toename van de sterfte. Hierdoor zal een eventuele ingreep in de waterbodem naar verwachting leiden tot een verbetering van de diversiteit van de macrofauna, maar het ecologische doel zal uiteindelijk nog niet worden gehaald, omdat de macrofauna ook door andere factoren wordt beïnvloed (bijv. steile oevers en gebrek aan waterplanten).

Stap 3: Zijn er bedreigingen van andere waterkwaliteitsdoelen?

Op voorhand waren er enige zorgen over mogelijke humane risico's. Uit de uitgevoerde beoordeling bleek dat er bij één oude werf sprake was van zodanig hoge PAK-gehalten in het sediment dat deze een risico bij (zwem)recreatie veroorzaakten. Deze locatie is weliswaar geen officiële zwemwaterlocatie, maar het gebied wordt gezien (en gebruikt) als "wildzwemplek". Op deze beoordeling zijn zeker ook nuanceringsmogelijkheden (bijv. gekozen blootstellingsscenario: aantal dagen dat een persoon per jaar daadwerkelijk op de locatie zwemt). De waterbeheerder en gemeente Amsterdam werd daarom aanbevolen om bij de GGD (Gemeentelijke GezondheidsDienst) advies te vragen in hoeverre dit tot maatregelen moet leiden.

Eindoordeel

Vanuit de vastgestelde effecten op de chemische en ecologische waterkwaliteitsdoelen werd een ingreep in de waterbodem aanbevolen. Belangrijke argumenten hierbij waren het feit dat de bronnen ondertussen zijn aangepakt, opgeheven en/of gesaneerd, dat het herverontreinigingsniveau als Bbk-klasse B wordt ingeschat en dat autonoom herstel over de laatste >>10 jaar niet tot een aantoonbare verbetering heeft geleid. Verwijderen van dergelijke hotspots met een interventiewaarde overschrijding heeft daarmee een blijvend effect.

Referenties

Brack, W (2003). Effect-directed analysis: a promising tool for the identification of organic toxicants in complex mixtures? *Anal Bioanal Chem.* 2003 377(3): 397-407. doi: 10.1007/s00216-003-2139-z;

Ecofide (2017). Waterbodem C-locaties. Aanvullend onderzoek t.b.v. beoordeling conform de Waterwet. Uitgevoerd in opdracht van de Unie van Waterschappen en Waternet. Projectnummer 85.

Ministerie van Infrastructuur & Milieu – DG Water (2010). Handreiking beoordelen waterbodems. 4 november 2010.

Moriarty F (1999). *Ecotoxicology. The study of pollutants in ecosystems.* Academic Press.

RIVM (2007). Handreiking TRIADE. Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium. RIVM Rapport 711701068/2007.

Roberts, AP, MM Alloy & JT Oris (2017). Review of the photo-induced toxicity of environmental contaminants. *Comp Biochem Physiol Part C: Toxicol & Pharmacol* 191: 106-167. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2016.10.005>;

VMM (2000). Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens TRIADE.

Simpson, S. L., & Batley, G. E. (2016). *Sediment Quality Assessment: A Practical guide*: CSIRO Publishing.