





## DOCUMENTBESCHRIJVING

- |   |   |
|---|---|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i><br>Waterbodem – Triggerwaarden – Voor verder onderzoek   | 2 <i>Verantwoordelijke Uitgever:</i><br>OVAM  |
| 3 <i>Wettelijk Depot nummer:</i> D/2020/5024/22   | 4 <i>Trefwoorden:</i><br>waterbodem<br>waterbodemonderzoek<br>triggerwaarde<br>duidelijke aanwijzing voor ernstige bodemverontreiniging |
| 5 <i>Samenvatting:</i><br>Dit rapport geeft een overzicht van de triggerwaarden voor waterbodem en beschrijft de methodiek hoe deze waarden zijn afgeleid.  |   |
| 6 <i>Aantal bladzijden:</i> 26  | 7 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> 8 T / 5 F  |
| 8 <i>Datum publicatie:</i><br>2020  | 9 <i>Prijs*:</i> /  |
| 10 <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i><br>Johnny Teuchies – UAntwerpen<br>Kristine De Schamphelaere – UAntwerpen<br>Ronny Blust – UAntwerpen<br>Lieven Bervoets – UAntwerpen<br>Goedele Kayens – OVAM<br>Goedele Vanacker – OVAM<br>Katrien Van de Wiele – OVAM<br>Ward De Cooman – VMM<br>Els Ryken – VMM<br>Marnix Vangheluwe – ARCHE Consulting | 11 <i>Contactpersonen:</i><br>Katrien Van de Wiele<br>Goedele Kayens<br>Johnny Teuchies   |
| 12 <i>Andere titels over dit onderwerp:</i><br>Onderzoek van waterbodem en oevers – code van goede praktijk   |   |

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

U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website:

<http://www.ovam.be>

\* Prijswijzigingen voorbehouden

## INHOUD

1	Achtergrond .....	5
2	Methoden en beschikbare gegevens .....	6
2.1	Bestaande methoden	6
2.2	Keuze van methode	7
3	Bepalen van de triggerwaarden .....	9
3.1	Op basis van veldgegevens	9
3.2	Op basis van sediment contact testen	10
3.2.1	Koper	10
3.2.2	Nikkel	11
3.2.3	Zink	11
3.3	Overzicht triggerwaarden	12
4	Toetsen van de haalbaarheid .....	14
5	Conclusies en bedenkingen .....	22
6	Literatuur .....	24
7	Bijlage .....	25

# 1 ACHTERGROND

Een groot deel van de pollutanten die in het aquatische ecosysteem terechtkomen accumuleren in de waterbodem. Dat zorgt er voor dat historische verontreiniging vaak aan de oorsprong ligt van verhoogde concentraties aan pollutanten in het aquatische ecosysteem, ook tot lang nadat de bron verdwenen is. Waterbodems zijn dus in veel gevallen een 'reservoir' voor pollutanten. Anderzijds kan de waterbodem ook een bron van pollutanten zijn (of worden) voor o.m. biota die in het sediment leven en foerageren, door resuspensie van sediment in de waterkolom of door veranderingen in biobeschikbaarheid.

Het inschatten van de risico's verbonden aan de (historische) verontreiniging van een waterloop is complex en het is niet wenselijk en niet economisch haalbaar om een uitgebreide risicoanalyse uit te voeren in alle Vlaamse waterlopen. In een Oriënterend Bodem Onderzoek voor waterbodem (OBO) voorziet het beleid in een eerste onderverdeling in:

- 1 Waterbodems die zeer waarschijnlijk geen risico inhouden.
- 2 Waterbodems waarbij de aanwezige pollutanten mogelijk een risico inhouden en waar verder onderzoek vereist is.

De stappen voor verder onderzoek worden beschreven in het Beschrijvend Bodem Onderzoek (BBO). Een eerste stap in deze onderverdeling gebeurt door de totale concentraties aan pollutanten te toetsen aan een grenswaarde, de triggerwaarde die bij overschrijding aanleiding kan geven tot verder onderzoek. De triggerwaarde is een concentratie waaronder geen aanzienlijke effecten op de aanwezige biota worden verwacht. Dit document beschrijft de werkwijze en de gegevens die worden gebruikt om de triggerwaarden voor verder onderzoek te bepalen.

## 2 METHODEN EN BESCHIKBARE GEGEVENS

### 2.1 BESTAANDE METHODEN

Om de risico's van verontreiniging in de waterbodem correct te kunnen inschatten is uitgebreid, sitespecifiek onderzoek nodig. Dit onderzoek gebeurt meestal gefaseerd (tiered approach), waarbij het toetsen van concentraties aan een grenswaarde of sediment kwaliteitsrichtlijn (SKR) meestal de eerste stap is. Er kunnen verschillende methoden worden gebruikt om SKR te bepalen. De keuze voor een bepaalde methode wordt ondermeer bepaald door de beschikbaarheid van gegevens en de doelstellingen. De doelstelling van de 'triggerwaarde voor verder onderzoek' is een eerste onderscheid maken tussen waterbodems waar er zeer waarschijnlijk geen ecologische risico's worden veroorzaakt door de aanwezige verontreiniging en de waterbodems waar er mogelijk wel ecologische risico's worden veroorzaakt. Hierbij is het belangrijk te realiseren dat het niet mogelijk is één bepaalde SKR af te leiden voor een pollutant waarbij de aan- of afwezigheid van een risico in alle omstandigheden correct kan worden voorspeld. Omgevingscondities kunnen namelijk een grote invloed hebben op de biobeschikbaarheid en dus ook de potentiële risico's die verbonden zijn aan de aanwezigheid van de verontreiniging.

Het 'EU Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards' (EC, 2011) beschrijft verschillende werkwijzen om grenswaarden af te bakenen die toelaten mogelijke ecologische effecten te voorspellen:

- 1 Effectwaarden gebaseerd op laboratorium sediment contact testen waarbij organismen worden blootgesteld aan standaard, niet verontreinigd sediment waaraan verschillende concentraties (van laag naar hoog) van een chemische stof worden toegevoegd (ecotoxiciteitstesten). Dit resulteert in een dosis-respons relatie waarbij een EC<sub>x</sub><sup>1</sup>- of NOEC<sup>2</sup>- waarde kan worden afgeleid. Als er voldoende testresultaten met verschillende biologische soorten beschikbaar zijn kunnen de gegevens van de verschillende labotesten worden gecombineerd in een soortengevoeligheidsdistributie die toelaat een grenswaarde te selecteren die beschermend is voor het waterbodem ecosysteem. Afhankelijk van de kwaliteit en het aantal gegevens kan de grenswaarde nog door een veiligheidsfactor (1-5) worden gedeeld om de onzekerheid te ondervangen. Indien er onvoldoende ecotoxicologische gegevens beschikbaar zijn om een soortengevoeligheidsdistributie op te stellen, dan wordt geadviseerd om een veiligheidsfactor (10-1000) toe te passen op de EC<sub>x</sub>- of NOEC- waarde van de meest gevoelige geteste soort. Het voordeel van deze methode is dat er een oorzakelijk verband is tussen de concentraties aan verontreinigde stoffen en de waargenomen biologische effecten. In ecotoxiciteitstesten wordt de biobeschikbaarheid van de chemische stof meestal gemaximaliseerd wat resulteert in een conservatieve grenswaarde zodat ook bij hoge biobeschikbaarheid voldoende bescherming wordt gewaarborgd.

---

<sup>1</sup> EC<sub>x</sub>: x% Effect Concentratie, concentratie waarbij de gemeten respons met x% wordt beïnvloed ten opzichte van de controle. Meestal wordt 10% genomen. Soms ook 20-25%.

<sup>2</sup> NOEC: No Observed Effect Concentration. De hoogste concentratie waarbij er geen significant effect wordt waargenomen.

- 2 Effectwaarden gebaseerd op laboratorium ecotoxiciteitstesten met organismen blootgesteld aan chemische stoffen opgelost in water, zonder de aanwezigheid van sediment. Deze effectconcentraties voor water worden omgerekend naar effectconcentraties voor sediment met component-specifieke sorptiecoëfficiënten. Het voordeel is dat er veel meer gegevens beschikbaar zijn voor ecotoxiciteitstesten met water dan voor testen met sediment. Het nadeel is dat de omrekening van water naar sediment effectwaarden via een constante gebeurt, die voor bepaalde stofgroepen (bv. metalen) een zeer grote variabiliteit vertonen wat voor een grote onzekerheid zorgt. Tevens wordt hierbij ook de opnameroute via ingestie niet in rekening gebracht.
- 3 Effectwaarden gebaseerd op veldgegevens. Deze methode is gebaseerd op een relatie tussen concentraties aan pollutanten gemeten in situ enerzijds en de in situ biologische diversiteit en/of het bepalen van een biologisch effect in een laboratoriumtest uitgevoerd op waterbodestalen (bioassay) anderzijds. Het voordeel is dat de reële veldcondities m.b.t. biobeschikbaarheid en de aanwezigheid van andere stressoren mee in rekening worden gebracht. Het nadeel is dat de biologische en ecotoxicologische effecten die worden waargenomen, worden toegeschreven aan de concentraties van één bepaalde pollutant terwijl een mengsel van pollutanten in het veld wordt aangetroffen. Er kan dus geen oorzakelijk verband aangetoond worden.

## 2.2 KEUZE VAN METHODE

In het EU Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards' (EC, 2011) wordt een voorkeur gegeven aan methode 1 waarbij een SKR wordt bepaald op basis van sediment contact testen. Er zijn echter maar weinig componenten waarvoor er genoeg gegevens beschikbaar zijn om een betrouwbare effectwaarde te definiëren volgens deze methode. Voor de componenten waar er wel genoeg gegevens beschikbaar zijn wordt een SKR bepaald volgens deze methode en meegenomen in de validatie en selectie.

Omwille van de grote onzekerheid die gepaard gaat met methode 2 werd beslist deze niet toe te passen. De 'triggerwaarden voor verder onderzoek' worden voornamelijk bepaald op basis van methode 3. Dit gebeurt op basis van een uitgebreide dataset van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). In 1995 werd in Vlaanderen een project opgestart waarbij de kwaliteit van de waterbodem wordt gemonitord volgens het principe van de TRIADE. Deze methode houdt in dat stalen van de waterbodem worden geëvalueerd op basis van een chemische karakterisatie (meten van de concentraties aan pollutanten), een ecotoxicologische karakterisatie (uitvoeren van bioassays met waterbodestalen) en een biologische karakterisatie (bepalen van de benthische levensgemeenschap = organismen die in nauw contact met de waterbodem leven) (De Cooman et al., 2000). Deze dataset laat toe om op basis van gegevens in Vlaanderen relaties te definiëren tussen de concentraties aan pollutanten aanwezig in de waterbodem en effecten op benthische organismen en daaruit SKR af te leiden (de Deckere et al., 2011).

De organismen waarmee de laboratorium bioassays werden uitgevoerd op de waterbodemstalen zijn in de loop van de jaren gewijzigd. Er zijn dus geen consistente gegevens betreffende de ecotoxicologie voor de volledige dataset. Daarnaast werden er verhoogde ammoniumconcentraties gemeten in het poriënwater gebruikt in de verschillende poriënwatertesten waardoor er toxiciteit ontstond die niet gerelateerd is aan de aanwezige chemische verontreiniging in de waterbodem.

Op basis hiervan werd beslist om de gegevens van de laboratorium ecotoxiciteitstesten niet te gebruiken en de triggerwaarden enkel te baseren op de relatie tussen de chemische en de biologische gegevens.



## 3 BEPALEN VAN DE TRIGGERWAARDEN

### 3.1 OP BASIS VAN VELDGEGEVENS

De triggerwaarden worden afgeleid op basis van een dataset van de VMM waarbij de gegevens van het jaar 2000 tot eind 2017 worden gebruikt. De dataset is opgebouwd uit gegevens van 2.262 stalen. Dit zijn waterbodemstalen van 50 L die bestaan uit verschillende grijpstalen die verspreid in de waterloop werden genomen met een 'Van Veen Grijper'. Van elk staal worden de concentraties aan pollutanten gemeten en alle aanwezige organismen die groter zijn dan 0.5 mm geïdentificeerd. Op basis van de biologische diversiteit, de abundanties en de soortspecifieke gevoeligheid voor verontreiniging wordt er een Biotische Sediment Index (BSI) berekend (De Pauw et al., 2001). Dit resulteert in een index die de biologische kwaliteit van het waterbodemstaal weergeeft op een schaal van 0 tot 10 (tabel 1). Zie De Pauw et al. (2001) voor meer informatie.

BSI-score	Biologische kwaliteit
BSI = 0, 1, 2	Zeer slecht
BSI = 3, 4	Slecht
BSI = 5, 6	Aanvaardbaar
BSI = 7, 8, 9, 10	Goed

Tabel 1: BSI-scores met overeenkomstige categorieën voor biologische kwaliteit. Naar De Pauw et al. (2001).

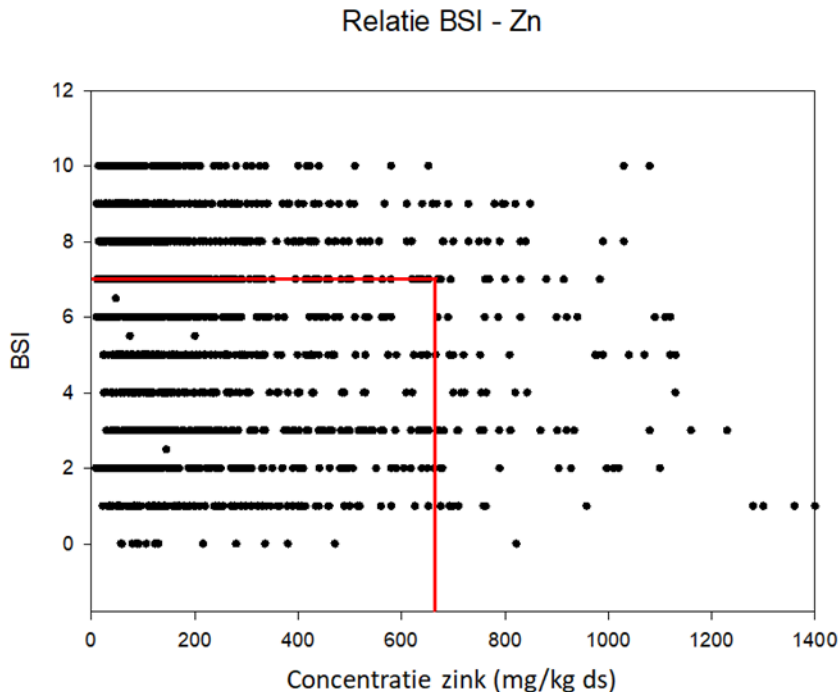
De gegevens worden gebruikt om per chemische component een concentratie af te leiden waaronder er geen ecologische effecten worden verwacht. Hiervoor wordt het 96ste percentiel genomen van de concentraties van alle stalen waarbij er een goede biologische kwaliteit werd bepaald (BSI van 7, 8, 9 of 10). Zie figuur 1 voor het voorbeeld van zink (Zn).

Voor de waarden die lager zijn dan de detectielimiet wordt de gerapporteerde detectielimiet gebruikt. Omdat het 96ste percentiel wordt bepaald zullen deze waarden geen invloed hebben op de berekende percentielen zolang er minstens 4% van alle gegevens boven de detectielimiet wordt gerapporteerd. Niet voor alle chemische componenten zijn er evenveel resultaten beschikbaar en voor sommige componenten worden een groot aandeel waarden lager dan de detectielimiet gerapporteerd.

Er werd een triggerwaarde berekend voor alle componenten waarvoor er aan de drie voorwaarden wordt voldaan:

- 1 er zijn minstens 100 analyseresultaten beschikbaar;
- 2 er zijn minstens 50 analyseresultaten met een waarde boven de detectielimiet;
- 3 het percentage aan analyseresultaten met een waarde boven de detectielimiet bedraagt minstens 5% bedraagt.

Er zijn 90 componenten waarvoor deze voorwaarden zijn voldaan en waarvoor een triggerwaarde werd berekend (tabel 2).



Figuur 1: Relatie tussen de Biotische Sediment Index (BSI) en de concentraties aan zink (mg/kg ds). De verticale rode lijn geeft het 96ste percentiel weer voor de concentraties van alle stralen met een BSI > dan 6 (679 mg/kg/ds)

## 3.2 OP BASIS VAN SEDIMENT CONTACT TESTEN

Voor enkele metalen (koper, nikkel en zink) zijn er genoeg gegevens van laboratorium sediment contact testen beschikbaar om via een soortengevoeligheidsdistributie een effectwaarde af te leiden. De biobeschikbaarheid van de metalen wordt in sterke mate bepaald door omgevingscondities. In deze afgeleide effectwaarden worden deze condities mee in rekening gebracht. De gegevens zijn gebaseerd op rapporten opgesteld door ARCHE consulting. De componenten waarvoor er volgens deze methode een waarde kan worden afgeleid, worden verkozen boven de BSI>6 en geselecteerd als triggerwaarde.

### 3.2.1 Koper

Voor koper werd een grenswaarde berekend op basis van een soortengevoeligheidsdistributie die is opgebouwd uit No Observed Effect Concentrations (NOEC) van 9 biologische soorten getest in laboratorium sediment contact testen met sublethale eindpunten (zie bijlage voor gebruikte gegevens). Deze 9 testen werden geselecteerd uit 65 beschikbare NOECs omdat deze testen werden uitgevoerd in realistische, maar conservatieve condities (lage gehalten aan AVS). De NOECs werden genormaliseerd voor het gehalte aan organische koolstof (OC) in het sediment. Voor koper werd een Predicted No Effect Concentration (PNEC = HC5) afgeleid van 1.62 mg Cu/g organische koolstof of een waarde van 80.8 mg Cu/kg droge stof voor bodems met 5% organische koolstof.

### 3.2.2 Nikkel

Op dezelfde manier als voor koper werd er op basis van een soortengevoeligheidsdistributie met 8 biologische soorten getest in labo sediment contact testen een PNEC (=HC5) afgeleid voor nikkel van 109 mg Ni/ kg droge stof (zie bijlage voor gebruikte gegevens). Dit is een realistische worst case benadering bij sedimenten met een laag gehalte aan zuurextraheerbare sulfiden (AVS concentraties van 0.8 mmol AVS/kg droge stof). De concentraties aan AVS hebben een invloed op de biobeschikbaarheid van nikkel (Vangheluwe et al., 2013). Er wordt geadviseerd te werken met een PNEC die afhankelijk is van de AVS concentraties in het sediment waarbij de PNEC varieert van 109 mg Ni/ kg droge stof bij lage gehalten van AVS (0.8 mmol AVS/kg droge stof) tot 305 mg Ni/ kg droge stof bij hoge gehalten aan AVS (38 mmol AVS/kg droge stof).

### 3.2.3 Zink

Ook voor zink werd op basis van een soortengevoeligheidsdistributie met 7 biologische soorten getest in laboratorium sediment contact testen een PNEC (=HC5) afgeleid van 117.8 mg/kg droge stof (zie bijlage voor gebruikte gegevens). Deze waarde is een additionele PNEC wat wil zeggen dat de natuurlijke achtergrondconcentraties bij deze waarde van 117.8 mg/kg droge stof dienen opgeteld te worden. In de EU wordt een waarde van 141 mg/kg droge stof gehanteerd als achtergrondwaarde. Deze waarde is gebaseerd op het 90ste percentiel van sediment concentraties gemeten in Europese waterlopen (FOREGS database, N=845).

### 3.3 OVERZICHT TRIGGERWAARDEN

Parameter	BSI > 6	SSD	Eenheid	N	N < DL	N > DL	% > DL	N (BSI > 6)
As t	52.0	81 <sup>3</sup> 109-305 <sup>4</sup>	mg/kg ds	2114	596	1518	72	983
Cd t	5.56		mg/kg ds	2116	1172	944	45	983
Co t	32.7		mg/kg ds	345	22	323	94	206
Cr t	94.9		mg/kg ds	2114	37	2077	98	983
Cu t	101.6		mg/kg ds	2114	58	2056	97	983
Hg t	1.21		mg/kg ds	2117	280	1837	87	983
Ni t	35.6		mg/kg ds	2114	18	2096	99	983
Pb t	152		mg/kg ds	2116	262	1854	88	983
Se t	6.13		mg/kg ds	1451	1256	195	13	645
Sn t	15.0		mg/kg ds	1600	618	982	61	707
V t	56.9	118 <sup>5</sup>	mg/kg ds	110	0	110	100	70
Zn t	679		mg/kg ds	2114	7	2107	100	983
Acenaft	0.200		mg/kg ds	1964	1496	468	24	932
Acenaftyl	0.150		mg/kg ds	2049	1891	158	8	958
Ant	0.234		mg/kg ds	2096	412	1684	80	976
B(a)A	0.738		mg/kg ds	2106	323	1783	85	981
B(a)P	0.665		mg/kg ds	2108	199	1909	91	980
B(b)Flu	0.830		mg/kg ds	2063	232	1831	89	955
B(e)P	1.212		mg/kg ds	886	96	790	89	371
B(ghi)Pe	0.556		mg/kg ds	2099	322	1777	85	977
B(k)Flu	0.380		mg/kg ds	2088	292	1796	86	973
Chr	1.00		mg/kg ds	2099	268	1831	87	977
dBz(ah)An	0.125		mg/kg ds	2083	406	1677	81	973
Fen	0.832		mg/kg ds	2102	298	1804	86	979
Flu	1.65		mg/kg ds	2104	226	1878	89	980
Fluoreen	0.240		mg/kg ds	2072	436	1636	79	966
Indenol(123cd)p	0.599		mg/kg ds	2100	268	1832	87	977
Naft	0.618		mg/kg ds	1984	884	1100	55	929
Pyr	1.34		mg/kg ds	2094	267	1827	87	978
PCB 101	10.0		µg/kg ds	2100	766	1334	64	976
PCB 118	6.90		µg/kg ds	2101	886	1215	58	978
PCB 138	13.0		µg/kg ds	2099	641	1458	69	975
PCB 153	17.0	µg/kg ds	2102	611	1491	71	978	
PCB 170	3.61	µg/kg ds	1334	683	651	49	586	
PCB 180	12.0	µg/kg ds	2089	673	1416	68	972	
PCB28	4.68	µg/kg ds	2099	1550	549	26	976	
PCB 31	3.46	µg/kg ds	1333	1040	293	22	585	
PCB 49	2.70	µg/kg ds	1458	1058	400	27	631	
PCB 52	7.92	µg/kg ds	2090	1336	754	36	970	

Tabel 2: Triggerwaarden afgeleid op basis van veldgegevens (BSI > 6) en op basis van een SSD gebaseerd op sediment toxiciteitstesten. De eenheid van de waarden, het totaal aantal stalen waarop de berekening BSI > 6 is gebaseerd (N) en het aantal stalen lager dan de detectielimiet (DL) voor de verschillende componenten en het aantal stalen met een BSI < 6.

<sup>3</sup> Waarde voor een bodem met 5% organische koolstof

<sup>4</sup> Waarde afhankelijk van het gehalte aan AVS

<sup>5</sup> Waarde die bij de natuurlijke achtergrond dient opgeteld te worden. Voor koper (Cu t), nikkel (Ni t) en zink (Zn) wordt de waarde afgeleid op basis van een SSD gebruikt als triggerwaarde (zie tekst voor duiding)

Parameter	BSI > 6	SSD	Eenheid	N	N < DL	N > DL	% > DL	N (BSI > 6)
<b>BDE 100</b>	2.10		µg/kg ds	1186	817	369	31	594
<b>BDE 153</b>	2.50		µg/kg ds	1187	837	350	29	594
<b>BDE 154</b>	0.500		µg/kg ds	1134	797	237	21	572
<b>BDE 183</b>	1.76		µg/kg ds	1184	883	301	25	594
<b>BDE 209</b>	1120		µg/kg ds	1184	221	963	81	594
<b>BDE 28</b>	3.00		µg/kg ds	1187	1028	159	13	594
<b>BDE 47</b>	3.40		µg/kg ds	1187	641	645	46	594
<b>BDE 66</b>	3.38		µg/kg ds	1185	928	257	22	594
<b>BDE 85</b>	2.50		µg/kg ds	1128	986	142	13	572
<b>BDE 99</b>	4.22		µg/kg ds	1186	609	577	49	594
<b>M BySn</b>	45.6		µgSn/kg ds	1041	181	860	83	527
<b>D BySn</b>	55.6		µgSn/kg ds	1117	327	790	71	550
<b>D FySn</b>	4.59		µgSn/kg ds	1118	849	269	24	550
<b>T BySn</b>	26.9		µgSn/kg ds	1313	824	489	37	651
<b>T FySn</b>	6.79		µgSn/kg ds	1308	996	312	24	650
<b>1234CBz</b>	0.380		µg/kg ds	767	698	69	9	325
<b>1235CBz</b>	0.587		µg/kg ds	767	687	80	10	325
<b>1245CBz</b>	0.640		µg/kg ds	767	688	79	10	325
<b>14CBz</b>	0.230		mg/kg ds	947	888	59	6	398
<b>24DDD</b>	1.16		µg/kg ds	2103	1855	248	12	978
<b>44DDD</b>	4.40		µg/kg ds	2103	1057	1046	50	978
<b>44DDE</b>	7.09		µg/kg ds	2102	879	1223	58	977
<b>44DDT</b>	2.30		µg/kg ds	2082	1652	430	21	967
<b>HCBz</b>	1.60		µg/kg ds	1740	1363	377	22	813
<b>KWS ap.</b>	988		mg/kg ds	1674	235	1439	86	802
<b>Peryleen</b>	0.280		mg/kg ds	948	19	929	98	398
<b>TransChloordaan</b>	0.100		mg/kg ds	2102	1962	140	7	978
<b>Tolueen</b>	0.606		mg/kg ds	1812	1157	655	36	867
<b>Cyaniden totaal</b>	2.31		mg/kg ds	988	34	954	97	511
<b>Cyaniden vrijstelbaar</b>	1.25		mg/kg ds	274	16	258	94	142
<b>Dieldrin</b>	1.30		µg/kg ds	2100	1792	308	15	977
<b>EAS tce</b>	787		mg/kg ds	425	0	425	100	176
<b>EOX</b>	3.60		mgCl/kg ds	1820	387	1433	79	809
<b>TetraBrBiphA</b>	33.8		µg/kg ds	491	322	169	34	214

Tabel 3: Triggerwaarden afgeleid op basis van veldgegevens (BSI > 6) en op basis van een SSD gebaseerd op sediment toxiciteitstesten. De eenheid van de waarden, het totaal aantal stalen waarop de berekening BSI > 6 is gebaseerd (N) en het aantal stalen lager dan de detectielimiet (DL) voor de verschillende componenten en het aantal stalen met een BSI < 6.

(1): waarde voor een bodem met 5% organische koolstof

(2): waarde afhankelijk van het gehalte aan AVS

(3): waarde die bij de natuurlijke achtergrond dient opgeteld te worden

## 4 TOETSEN VAN DE HAALBAARHEID

Het is belangrijk na te gaan of de geselecteerde triggerwaarden toelaten te differentiëren binnen waterlopen in Vlaanderen.

Om dat na te gaan werden de concentraties die werden gemeten in de waterbodem van de Vlaamse waterlopen getoetst aan de nieuw afgeleide triggerwaarden.

Er wordt nagegaan welk percentage van genomen stalen (VMM) een overschrijding vertoont voor de verschillende chemische componenten, en voor welk percentage van de stalen er minstens 1, 2 of 5 overschrijdingen worden waargenomen (figuur 2).

Deze oefening werd uitgevoerd met de dataset van de VMM en voor de standaard componenten (metalen, PAKs, PCB's en apolaire koolwaterstoffen (KWS ap)). Dit is de dataset die ook werd gebruikt voor het afleiden van de triggerwaarden.

Voor de verschillende componenten is de variatie daarom ook beperkt en wordt er een overschrijding van de triggerwaarde vastgesteld in 4% (arseen) tot 8% (apolaire koolwaterstoffen) van de stalen.

Voor de verschillende componenten samen wordt er in 33% van alle stalen een overschrijding van minstens 1 component waargenomen, 20% waarbij er minstens 2 componenten een overschrijding vertonen en 10% waarbij minstens 5 componenten een overschrijding vertonen.

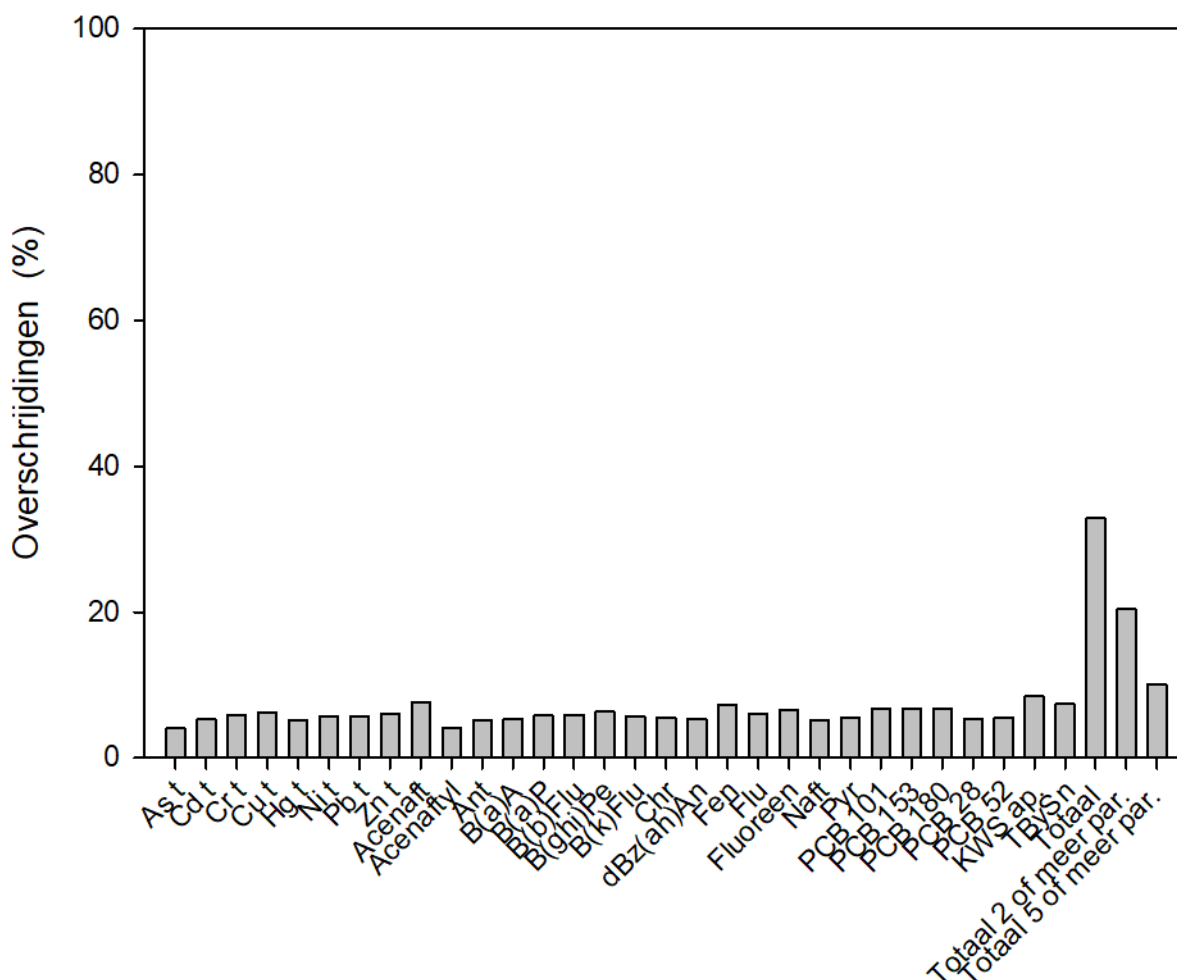
De dataset van de VMM heeft echter als doel de kwaliteit van de waterbodem in de Vlaamse waterlopen zo goed mogelijk in kaart te brengen.

Bij de keuze van de locaties wordt er geen rekening gehouden met mogelijke risico-gebonden activiteiten.

Vermits de staalname voor het OBO zal plaatsvinden in de nabijheid van bedrijven en lozingspunten kan een hoger percentage aan overschrijdingen worden verwacht.

Op basis van concentraties aan pollutanten in de waterbodem van verontreinigde waterlopen werd de haalbaarheid van de triggerwaarden verder uitgewerkt door VITO (zie rapport 'Evaluatie DAEW-tool aan de hand van bestaande cases en aanbevelingen' voor meer informatie, VITO, 2020).

## Overschrijdingen Triggerwaarden (BSI>6) Dataset VMM 2000 - 2018



Figuur 2: Het percentage (%) overschrijdingen voor de verschillende componenten. Alle gegevens van de dataset VMM 2000-2018 (N = 2665) ten opzichte van de triggerwaarden gebaseerd op BSI > 6

De gebruikte methode om triggerwaarden af te leiden heeft als gevolg dat de waarden afhankelijk zijn van de concentraties die worden gemeten in de Vlaamse waterlopen. Dit heeft als voordeel dat er rekening wordt gehouden met de Vlaamse situatie waarbij een bepaald aandeel van de waterbodems, deze met de hoogste concentraties aan pollutanten, verder zal onderzocht worden. Het nadeel is dat voor chemische stoffen die in lage concentraties voorkomen in Vlaanderen er een triggerwaarde wordt afgeleid met een lage waarde waarbij overschrijding van deze waarde waarschijnlijk geen ecotoxicologisch risico zal inhouden.

De triggerwaarden worden dan ook aanzien als een veilige ondergrens waarbij het overschrijden van de waarden niet noodzakelijk betekent dat er ecotoxicologische effecten zullen plaatsvinden, maar dat er verder onderzoek nodig is. Daarbij is het overschrijden van de triggerwaarden één van de criteria die zal bepalen of verder onderzoek (Beschrijvend Bodem Onderzoek, BBO) noodzakelijk is. Hierbij wordt enkel tot een BBO overgegaan indien de gemeten concentratie meerdere malen hoger is dan de triggerwaarde en/of de triggerwaarden voor verschillende componenten wordt overschreden (zie beschrijving DAEW, duidelijke aanwijzing voor een ernstige waterbodemonverontreiniging opgenomen in Code van Goede Praktijk Waterbodemon Oevers, OVAM, 2019).

Om na te gaan hoe de triggerwaarden zich verhouden tot andere grenswaarden die worden gebruikt om risico's verbonden aan verontreiniging in de waterbodemon te karakteriseren werden de triggerwaarden vergeleken met volgende grenswaarden:

- de Deckere C2 (Consensus 2): grenswaarden waarboven ecotoxicologische effecten waarschijnlijk zijn. Waarden afgeleid op basis van ecotoxicologische en biologische gegevens, dataset VMM 1995 tot 2005 (de Deckere et al., 2011).
- VLAREBO vrij gebruik: waarden opgenomen in de Vlaamse wetgeving voor bodemon (VLAREBO 2008). Concentraties waaronder er geen restricties zijn voor het gebruik van de bodemon.
- Grenswaarden Noorwegen: gebruikt om te bepalen of verder onderzoek nodig is. Gebaseerd op ecologische risico's. Waarden afgeleid van aquatische ecotoxiciteitsgegevens en omgerekend naar grenswaarden in de waterbodemon.
- MTR Nederland (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau): grenswaarde die werd gebruikt in Nederland om aan te duiden vanaf welke concentraties er ontoelaatbare ecotoxicologische effecten worden verwacht van de aanwezige polluenten.
- Grenswaarden Australië (high): waarden waarboven verwacht wordt dat ecotoxicologische effecten waarschijnlijk zijn. Waarden gebaseerd op de relatie tussen biologische, ecotoxicologische en chemische gegevens, dataset van de Verenigde Staten (Simpson et al., 2016).
- MacDonald PEC (predicted effect concentration): waarden waarboven verwacht wordt dat ecotoxicologische effecten waarschijnlijk zijn. Waarden gebaseerd op de relatie tussen biologische, ecotoxicologische en chemische gegevens (MacDonald et al., 2000).

Er zijn vrij grote verschillen tussen de verschillende grenswaarden (tabel 4 A, B en figuur 3, 4). De verschillen zijn meestal niet consistent hoger of lager tussen de verschillende normenkaders, maar de verhoudingen verschillen per componenten. Indien de gegevens van de concentraties gemeten in Vlaanderen (dataset VMM) worden getoetst aan de grenswaarden die worden gehanteerd in Noorwegen zouden duidelijk meer overschrijdingen worden vastgesteld, voornamelijk voor enkele PAKs (antraceen, benzo(a)pyreen, naftaleen en pyreen) en zink (Figuur 5).



Parameter	Eenheid	SSD	BSI > 6	De Deckere C2	VLAREBO	Noor- wegen	NI MTR	Australië (high)	MacDonald (PEC)
As t	mg/kg ds		52.0	50	35	18	55	70	33
Cd t	mg/kg ds		5.56	7.8	1.2	2.5	12	10	4.98
Co t	mg/kg ds		32.7						
Cr t	mg/kg ds		94.9	68	91	660	380	370	111
Cu t	mg/kg ds	81 <sup>6</sup>	101.6	60	72	84	73	270	149
Hg t	mg/kg ds		1.21	1.2	1.7	0.52	10	1	1.06
Ni t	mg/kg ds	109-305 <sup>7</sup>	35.6	32	48	42	44	52	48.6
Pb t	mg/kg ds		152	118	120	150	530	220	128
Se t	mg/kg ds		6.13	6.4					
Sn t	mg/kg ds		15.0	12					
V t	mg/kg ds		56.9						
Zn t	mg/kg ds	118 <sup>8</sup>	679	800	200	139	620	410	459
Acenaft	mg/kg ds		0.200	3.3	3.1	0.096			
Acenaftyl	mg/kg ds		0.150	5.2	0.6	0.033			
Ant	mg/kg ds		0.234	0.17	2.4	0.0046	0.1		0.845
B(a)A	mg/kg ds		0.738	0.6	3.9	0.06	0.4		1.05
B(a)P	mg/kg ds		0.665	0.6	0.3	0.183	3		1.45
B(b)Flu	mg/kg ds		0.830	0.66	1.1	0.14			
B(e)P	mg/kg ds		1.212	0.93					
B(ghi)Pe	mg/kg ds		0.556	0.45	0.3	0.084	8		
B(k)Flu	mg/kg ds		0.380	0.32	0.6	0.135			
Chr	mg/kg ds		1.00	0.83	2.5	0.28			1.29
dBz(ah)An	mg/kg ds		0.125	0.12	0.3	0.027			
Fen	mg/kg ds		0.832	0.89	15	0.78	0.5		1.17
Flu	mg/kg ds		1.65	1.2	2	0.4			2.23
Fluoreen	mg/kg ds		0.240	0.26	9.5	0.15			0.536
Indenol(123cd)p	mg/kg ds		0.599	0.48	0.7	0.063			
Naft	mg/kg ds		0.618	6.6	0.3	0.027	0.1		0.561
Pyr	mg/kg ds		1.34	0.94	21	0.084			1.52
PCB 101	µg/kg ds		10.0	6.7					4
PCB 118	µg/kg ds		6.90	6.90					
PCB 138	µg/kg ds		13.0	7.5					
PCB 153	µg/kg ds		17.0	9.7					4
PCB 170	µg/kg ds		3.61	2.80					
PCB 180	µg/kg ds		12.0	5.5					4
PCB28	µg/kg ds		4.68	2.00					4
PCB 31	µg/kg ds		3.46	1.90					
PCB 49	µg/kg ds		2.70	2.60					
PCB 52	µg/kg ds		7.92	4.60					4
PCB sum	µg/kg ds				33	4.1		280	676

Tabel 4: Vergelijken van de triggerwaarde (BSI > 6) met andere gerapporteerde grenswaarden. Zie tekst voor informatie over de grenswaarden.

<sup>6</sup> Waarde voor een bodem met 5 % organische koolstof

<sup>7</sup> Waarde afhankelijk van het gehalte aan AVS

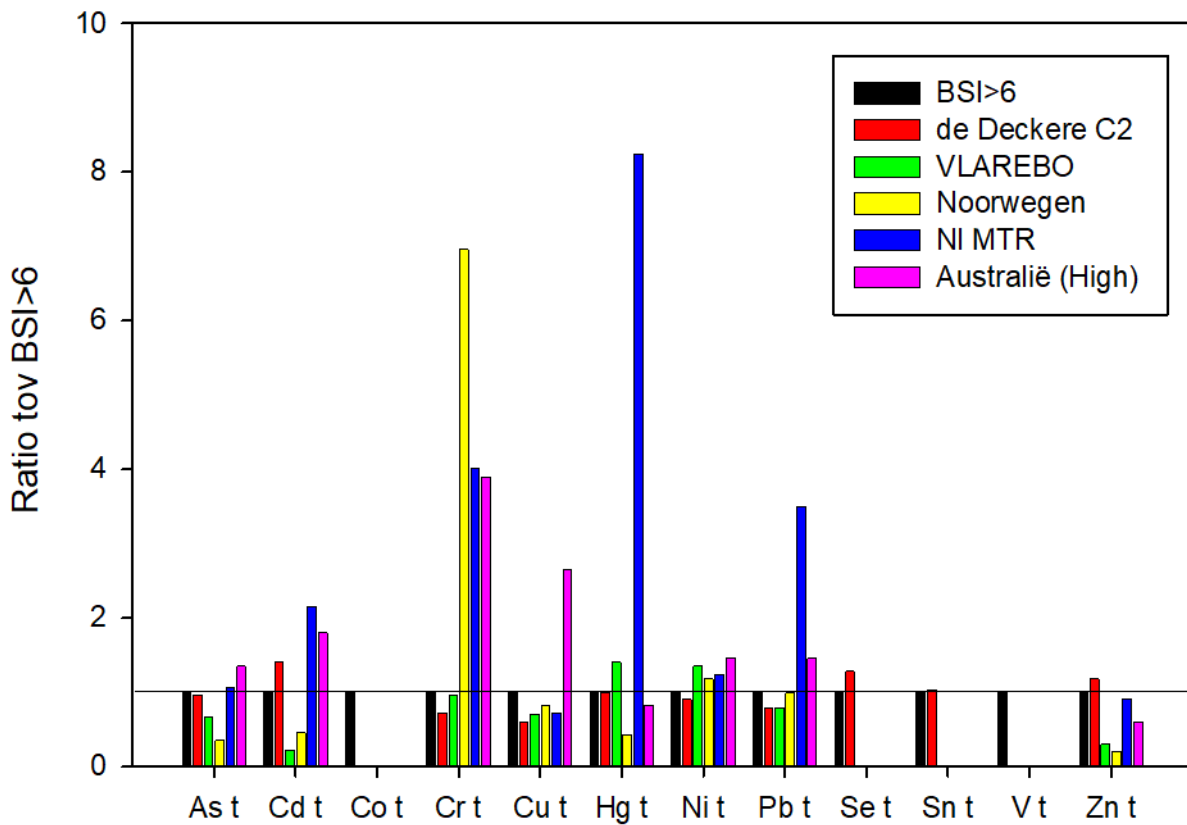
<sup>8</sup> Waarde die bij de natuurlijke achtergrond dient opgeteld te worden.

Parameter	Eenheid	SSD	BSI > 6	De Deckere C2	VLAREBO	Noor- wegen	NI MTR	Australië (high)	MacDonald (PEC)
<b>BDE 100</b>	µg/kg ds		2.100						
<b>BDE 153</b>	µg/kg ds		2.50						
<b>BDE 154</b>	µg/kg ds		0.500						
<b>BDE 183</b>	µg/kg ds		1.76						
<b>BDE 209</b>	µg/kg ds		1120						
<b>BDE 28</b>	µg/kg ds		3.00						
<b>BDE 47</b>	µg/kg ds		3.40						
<b>BDE 66</b>	µg/kg ds		3.38						
<b>BDE 85</b>	µg/kg ds		2.50						
<b>BDE 99</b>	µg/kg ds		4.22						
<b>Sum BDE</b>	µg/kg ds					62			
<b>M BySn</b>	µgSn/kg ds		45.6						
<b>D BySn</b>	µgSn/kg ds		55.6						
<b>D FySn</b>	µgSn/kg ds		4.59						
<b>T BySn</b>	µgSn/kg ds		26.9			35	10	70	
<b>T FySn</b>	µgSn/kg ds		6.79			35			
<b>1234CBz</b>	µg/kg ds		0.380						
<b>1235CBz</b>	µg/kg ds		0.587						
<b>1245CBz</b>	µg/kg ds		0.640						
<b>Tetrachloorbz</b>	µg/kg ds				0.04				
<b>14CBz</b>	mg/kg ds		0.230		1.6				
<b>24DDD</b>	µg/kg ds		1.16						
<b>44DDD</b>	µg/kg ds		4.40	3.2	50				
<b>Sum DDD</b>	µg/kg ds						9		28
<b>44DDE</b>	µg/kg ds		7.09	6.8	50		7		
<b>Sum DDE</b>	µg/kg ds								31.3
<b>44DDT</b>	µg/kg ds		2.30		50	15	5		
<b>Sum DDT</b>	µg/kg ds								572
<b>HCBz</b>	µg/kg ds		1.60	0.72	60	17			
<b>KWS ap.</b>	mg/kg ds		988	628	300			550	
<b>Peryleen</b>	mg/kg ds		0.280	0.210					
<b>TransChloordaan</b>	mg/kg ds		0.100		0.05			0.009	0.0176
<b>Tolueen</b>	mg/kg ds		0.606		1.6				
<b>Cyaniden totaal</b>	mg/kg ds		2.31						
<b>Cyaniden vrijstelb.</b>	µg/kg ds		1		3000				
<b>Dieldrin</b>	µg/kg ds		1.30		50			7	61.8
<b>EAS tce</b>	mg/kg ds		787						
<b>EOX</b>	mgCl/kg ds		3.60	27.00					
<b>TetraBrBipha</b>	µg/kg ds		33.8						
<b>Lindane</b>	µg/kg ds					0.074		1.4	4.99
<b>PFOA</b>	µg/kg ds					71			
<b>Bisphenol A</b>	µg/kg ds					1.1			
<b>Triclosan</b>	µg/kg ds					9.3			
<b>Endosulfan</b>	µg/kg ds				250	0.073			

Tabel 5: Vergelijken van de triggerwaarde (BSI > 6) met andere gerapporteerde grenswaarden.  
Zie tekst voor informatie over de grenswaarden.

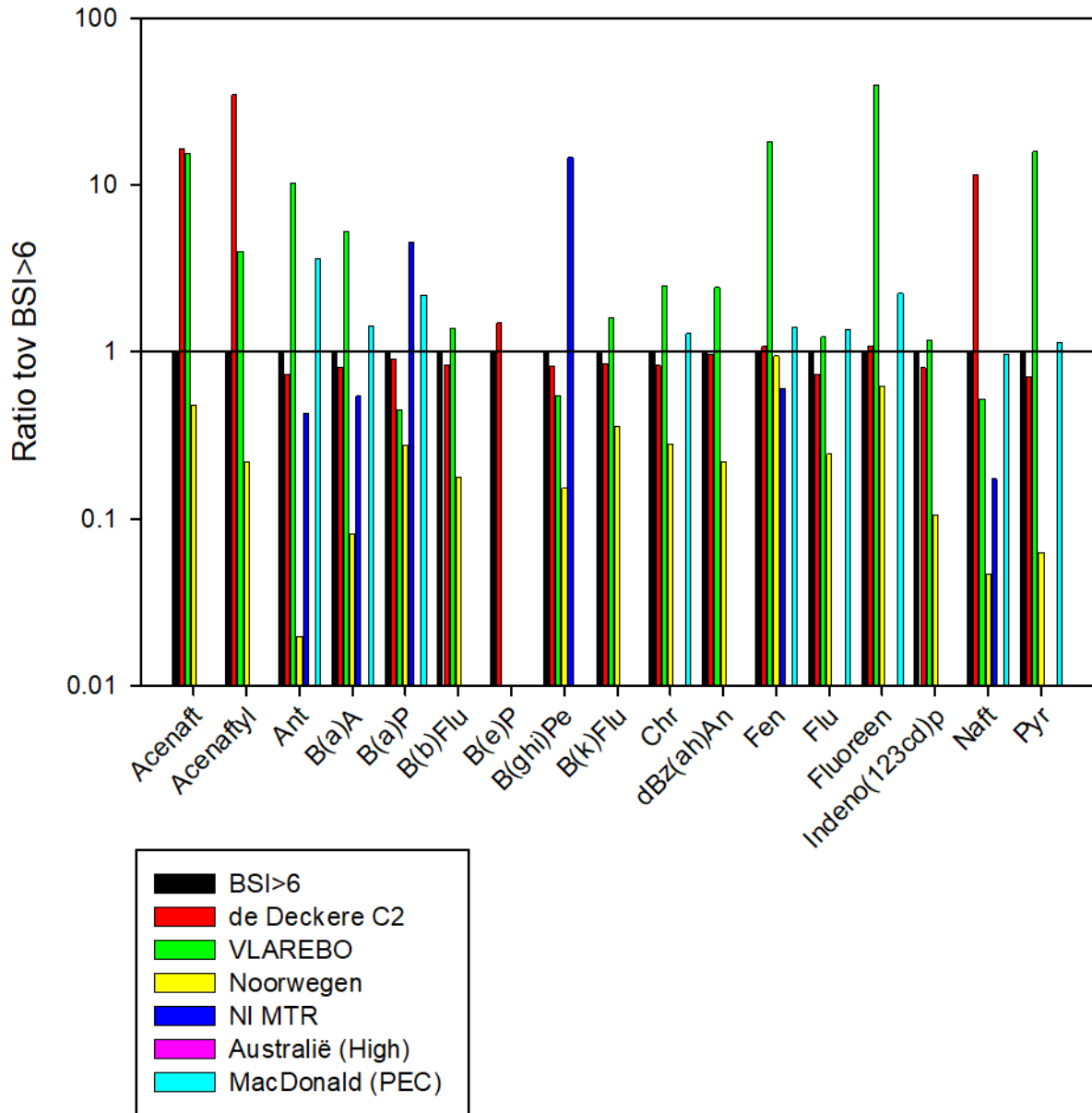
- (1): Waarde voor een bodem met 5% organische koolstof
- (2): Waarde afhankelijk van het gehalte aan AVS
- (3): Waarde die bij de natuurlijke achtergrond dient opgeteld te worden

### Vergelijken andere kaders (metalen)



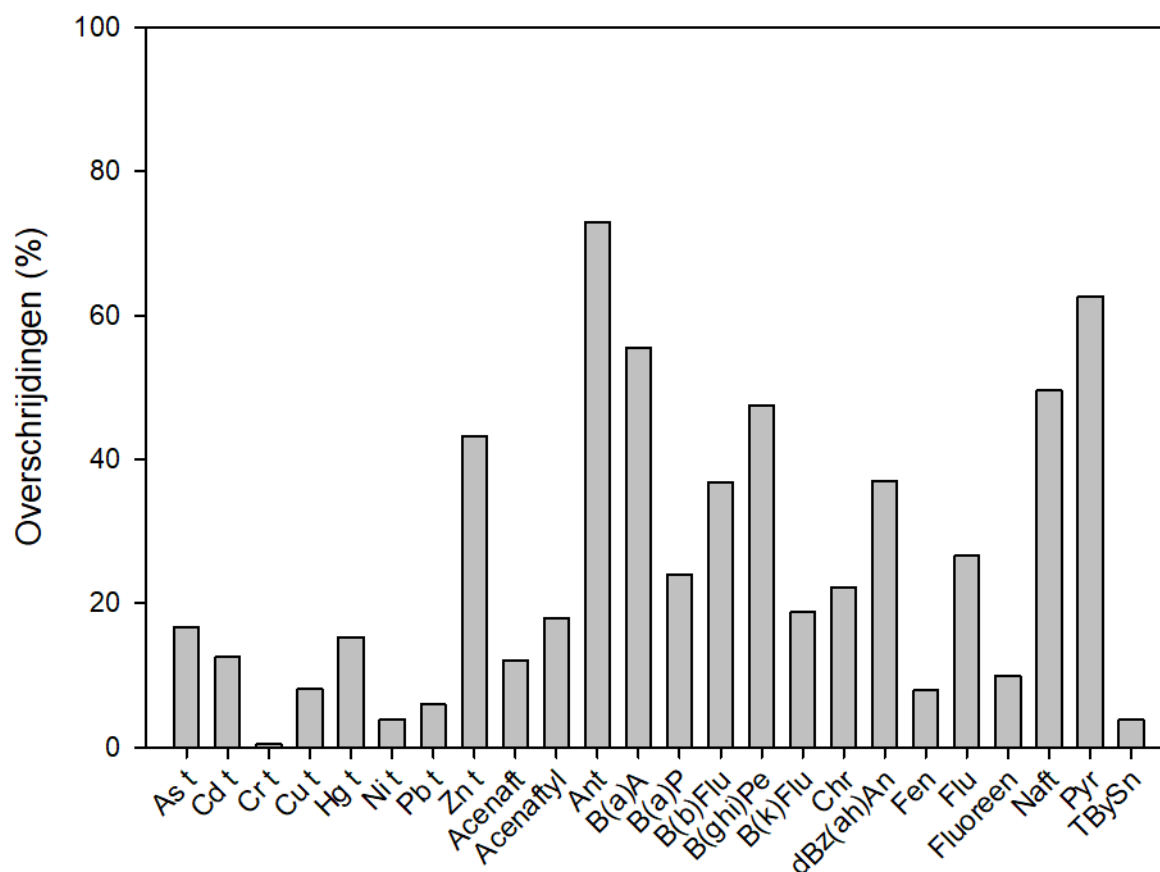
Figuur 3: Vergelijken van de triggerwaarde BSI > 6 met andere grenswaarden voor verschillende metalen. De waarde van de respectievelijke grenswaarden gedeeld door de waarde van BSI > 6. Zie tekst voor informatie over de grenswaarden.

### Vergelijken andere kaders (PAK's)



Figuur 4: Vergelijken van de triggerwaarde BSI > 6 met andere grenswaarden voor verschillende PAK's. De waarde van de respectievelijke grenswaarden gedeeld door de waarde van BSI > 6. Zie tekst voor informatie over de grenswaarden.

## Overschrijding SKR Noorwegen Dataset VMM 2000 - 2018



Figuur 5: Het percentage (%) overschrijdingen voor de verschillende componenten.

Alle gegevens van de dataset VMM 2000-2018 (N = 2.265) ten opzichte van de sedimentskwaliteitsrichtlijn uit Noorwegen.

Zie figuur 2 voor de vergelijking met BSI > 6.

## 5 CONCLUSIES EN BEDENKINGEN

De triggerwaarden worden gebruikt om waterbodems te identificeren waarbij de kans dat de aanwezige verontreiniging een potentieel risico inhouden klein is wanneer de verontreinigingsniveaus beneden de grenswaarde vallen. De overschrijding van de triggerwaarden is één van de criteria in de DAEW om te bepalen of de waterbodem verder onderzocht dient te worden. Hierbij is het belangrijk dat er rekening wordt gehouden met enkele randvoorwaarden:

- De risico's van waterbodemverontreiniging kunnen niet volledig ingeschat worden op basis van totale concentraties. In verder onderzoek moet rekening gehouden worden met biobeschikbaarheid en toxiciteit.
- De manier waarop de  $BSI > 6$  triggerwaarden werden bepaald laat toe op een systematische manier een veilige ondergrens (kans op risico klein) te bepalen voor een grote set aan componenten waarbij ook de reële veldcondities m.b.t. biobeschikbaarheid en de aanwezigheid van andere stressoren mee in rekening worden gebracht.
- De triggerwaarden werden afgeleid op basis van concentraties die gemeten werden in Vlaanderen. Deze waarden zullen dus altijd een percentiel zijn van deze concentraties en kunnen gebruikt worden om binnen Vlaanderen de waterbodems met de hoogste concentraties (en risico's) af te bakenen.
- Door de wijze waarop de triggerwaarden werden afgeleid (methode  $BSI > 6$ ), is er niet noodzakelijk een oorzakelijk verband tussen de concentraties aan pollutanten en de kans op effecten. Het overschrijden van de triggerwaarden betekent niet noodzakelijk dat er ecotoxicologische effecten zullen plaatsvinden, maar dat er verder onderzoek nodig is. De afwezigheid van mogelijke effecten zal dan in het verdere onderzoek worden bepaald. Daarbij dienen in een gefaseerde aanpak (tiered approach) de risico's stap voor stap gekarakteriseerd te worden waarbij alle beschikbare informatie op een geïntegreerde manier wordt gebruikt in de risico-evaluatie.
- De triggerwaarden ( $BSI > 6$ ) zijn gebaseerd op de Biotische Sediment Index (BSI). Deze index tracht op basis van het voorkomen van macro-invertebraten in een waterbodemstaal de biologische kwaliteit van de benthische levensgemeenschap in het aquatische ecosysteem weer te geven. De index houdt rekening met de soort-specifieke gevoeligheid van de macro-invertebraten voor chemische verontreiniging in de waterbodem. Voor het berekenen van de index worden de bemonsterde organismen echter niet tot op soortniveau, maar tot op niveau van geslacht of familie gedetermineerd. De gevoeligheid voor chemische verontreiniging kan echter verschillen tussen soorten van hetzelfde geslacht. Bovendien zullen ook andere abiotische en biotische parameters zoals o.m. stroomsnelheid, zuurstofconcentraties, korrelgrootte, predatie of beschikbaarheid van voedsel een invloed hebben op het voorkomen van de macro-invertebraten. Dit heeft tot gevolg dat de berekende BSI index niet altijd een reflectie is van de chemische verontreiniging aanwezig in de waterbodem. Verder houden de triggerwaarden ook niet expliciet rekening met de mogelijke effecten op andere organismen, zoals kleinere bodemorganismen ( $< 0.5$  mm), pelagische organismen, mogelijke effecten via doorvergiftiging in predatoren of humane effecten. Deze risico's dienen in het BBO verder onderzocht te worden.

- De componenten waarvoor er voldoende gegevens beschikbaar zijn om een triggerwaarde op te stellen volgens de 'SSD methode' zijn beperkt. Voor de metalen koper, nikkel en zink werd deze methode toegepast en werd een waarde bepaald waarbij de biobeschikbaarheid in bepaalde mate in rekening wordt gebracht. Om deze triggerwaarden correct te gebruiken zijn er bijkomende gegevens nodig: het gehalte organische koolstof voor koper, het gehalte aan AVS (zuurextraheerbare sulfiden) voor nikkel en de natuurlijke achtergrondwaarde voor zink. Indien deze gegevens niet beschikbaar zijn worden generische waarden gehanteerd die voldoende conservatief zijn. Voor koper een gehalte aan organische koolstof van 5% (resulteert in een triggerwaarde van 80.8 mg Cu/kg droge stof). Voor nikkel een gehalte AVS van 0.8  $\mu\text{mol/g}$  droge stof (resulteert in een triggerwaarde van 109 mg Ni/kg droge stof). Voor zink een achtergrondwaarde van 141 mg Zn/kg droge stof (resulteert in een triggerwaarde 259 mg Zn/kg droge stof).

## 6 LITERATUUR

De Cooman, W., et al. (2000). "Sediment characterisation of rivers in Flanders: the Triad approach".

de Deckere, E., et al. (2011). "Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems." 11(3): 504-517.

De Pauw, N. and S. J. A. E. Heylen (2001). "Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium." 35(2): 121-133.

EC (2011). Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards, Guidance Document No. 27.

MacDonald, D. D., et al. (2000). "Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems." 39(1): 20-31.

OVAM (2019). ONDERZOEK WATERBODEM EN OEVERS. Code van goede praktijk-ontwerp.

Simpson, S. and G. Batley (2016). Sediment quality assessment : a practical guide. Australia, CSIRO Publishing.

Vangheluwe, M. L. U., et al. (2013). "Improving sediment-quality guidelines for nickel: Development and application of predictive bioavailability models to assess chronic toxicity of nickel in freshwater sediments." 32(11): 2507-2519.

Vangheluwe M and Nguyen L. (2015). Advanced research on nickel toxicity in sediments: results additional species and modeling. Final Report. Durham (NC): Nickel Producers Environmental Research Association.

VITO (2020). Evaluatie DAEW-tool aan de hand van bestaande cases en aanbevelingen. K. Touchant, S. Van Gestel (Aecom), K. Van Geert (Arcadis) & K. Laurysen (Antea). RMA/2010022-03/KT/27052020.

VLAREBO (2008). Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming.



## 7 BIJLAGE

Ecotoxiciteitsgegevens waarop de triggerwaarden zijn gebaseerd die werden afgeleid van een soortengevoeligheidsdistributie.

Soort	Eindpunt	Geometrisch gem. soort NOEC ( $\mu\text{MOL Cu/g OC}$ )	Bron
<i>T. tubifex</i>	Groei	34.1	VRAR, 2008
<i>H. azteca</i>		73.6	VRAR, 2008
<i>C. riparius</i>		40.9	VRAR, 2008
<i>G. pulex</i>		31.1	VRAR, 2008
<i>Hexagenia</i>		98.6	VRAR, 2008
<i>B. aureginosa</i>		68.2	Ma et al 2010
<i>L. variegatus</i>		59.7	VRAR, 2008
<i>V. spiralis</i>		48.7	Gardham et al, 2015
<i>P. antipodarum</i>		34.6	Pang et al, 2013

Tabel 6: Geselecteerde NOECs voor de SSD van koper.

De waarden werden genormaliseerd voor het gehalte aan organische koolstof (OC) in het sediment.

Taxonomische groep	Soort	Levenswijze / voeding strategie	Meest gevoelige eindpunt	Soort gem. genormaliseerd (NOEC/L (E) <sub>C10</sub> waarde (mg Ni/kg DS)
Kreeftachtigen	<i>Hyalella azteca</i>	Swimmer, sprawler, surface deposit feeder	Gewicht	203.5
	<i>Gammarus pseudolimneus</i>		Gewicht	348.4
Insecten	<i>Ephoron virgo</i>	Burrower, surface and subsurface feeder	Gewicht	141.1
	<i>Hexagenia sp.</i>		Gewicht	188.7
	<i>Chironomus riparius</i>		Ontwikkeling	673.5
Oligochaeten	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Burrower, subsurface feeder	Abundantie	529.8
	<i>Tubifex tubifex</i>		Gewicht	1.003.3
Weekdieren	<i>Sphaerium corneum</i>	Burrower, surface deposit feeder	Gewicht	322.1

Tabel 7: Geselecteerde NOEC's (meest gevoelige eindpunt) voor de SSD van nikkel.

De waarden werden genormaliseerd naar realistische wort-case-condities met lage gehalten aan AVS (0.8  $\mu\text{mol AVS/g DS}$ ) (Vangheluwe & Nguyen, 2015)

<b>Taxonomische groep</b>	<b>Soort</b>	<b>Soort gem. NOEC waarden (mg/kg DS)</b>
<b>Kreeftachtigen</b>	Gammarus pulex	146
	Hyalella azteca	529
<b>Insecten</b>	Ephoron virgo	164
	Hexagenia sp.	571
	Chironomus tentans	696
<b>Wormen</b>	Lumbriculus variegates	878
	Tubifex tubifex	1.101

Tabel 8: Geselecteerde NOECs (waarden dienen opgeteld bij de natuurlijke achtergrond) voor de SSD van zink.