

**Uitgangspunten  
waterbodemannormen in  
Nederland**



# **Uitgangspunten waterbodemannormen in Nederland**

Leonard Osté

1206111-006

**Titel**

Uitgangspunten waterbodernormen in Nederland

<b>Opdrachtgever</b>	<b>Project</b>	<b>Kenmerk</b>	<b>Pagina's</b>
Rijkswaterstaat Waterdienst	1206111-006	1206111-006-BGS-0001	33

**Trefwoorden**

Normen, waterbodern, sediment, Besluit bodernkwaliteit, Bbk, Regeling bodernkwaliteit, Rbk,

**Samenvatting**

Dit rapport gaat over waterbodernormen in Nederland. De aanleidingen voor dit rapport zijn de beleidsmatige overgang van waterboderns van het bodernbeheer naar het waterbeheer en de constatering dat de normensystematiek niet erg transparant is. Om tot een duidelijke normensystematiek te komen zijn enkele basale keuzes nodig. Ten eerste dient een keuze te worden gemaakt tussen eenvoudige, eenduidige, generiek toepasbare, 'harde' normen enerzijds of anderzijds 'zachte' complexere normen die ondersteuning bieden in het maken een optimale locatiespecifieke afweging. De tweede keuze betreft het type normen, variërend van totaalgehalten, beschikbare fracties, (porie)water, effectgerichte normen of ecologische maatlaten. Ten derde moet transparant zijn welke maatschappelijke keuzes aan de norm ten grondslag liggen en op welke wijze de norm is afgeleid en vastgesteld. In dit rapport wordt beschreven welke keuzes gemaakt zijn in de huidige normstelling voor waterboderns in Nederland.

Het rapport sluit af met mogelijkheden voor verbetering van de systematiek en de normwaarden. Gepleit wordt voor het afstemmen van de normen voor toepassen en verspreiden van baggerspecie in oppervlaktewater op KRW-uitgangspunten, zowel qua systematiek als qua beschermingsniveau. In essentie is dat goed mogelijk met de huidige kaders ( Bbk en Waterwet). Beide kaders kennen een eerste en tweedelijnsbeoordeling, maar de invulling zou op een aantal punten gewijzigd moeten worden. Er is een opvallend verschil in uitgangspunten tussen het Bbk en de waterbodernimmissietoets (Waterwet): de interpretatie van *stand still* of geen-achteruitgang. De Waterwet staat toe dat de waterbodern de concentratie in het oppervlaktewater verhoogt, zolang de norm niet wordt overschreden, terwijl het Bbk vanuit het preventiebeginsel stelt dat de kwaliteit niet mag verslechteren, ook al zou dat voor de functie geen probleem zijn.

Een belangrijk verschil tussen beoordeling van het bestaande watersysteem en het toepassen van materiaal van elders is dat bij toepassen sprake kan zijn van veranderende milieucondities. Vooral de overgang van anaërobe naar aërobe condities en v.v. (en als gevolg daarvan pH-verandering), kunnen de biobeschikbaarheid van metalen en fosfaat sterk veranderen. Als biobeschikbaarheid een plek krijgt in de tweedelijnsnormstelling, dient hiermee rekening te worden gehouden.

Het rapport doet ook suggesties voor verbetering van normen. De huidige interventiewaarden zouden beter afgestemd moeten zijn op de waterkwaliteitsdoelen. Er dient dus een nieuwe bovengrens te worden afgeleid voor diverse kaders (Bbk, Blbi, Circulaire zandwinputten, Handboek Immissietoets). In het kielzog van de interventiewaarden (=maximale waarden klasse B) kunnen ook de uitgangspunten en de afleiding van de maximale waarden klasse A opnieuw beoordeeld worden. Vanuit het waterbeheer hebben individuele stofnormen de voorkeur, maar vanuit het *stand still* beginsel kan het wenselijk zijn om somnormen of een msPAF-norm te hanteren. Ook is het verstandig om voor fosfaat te onderzoeken in hoeverre een generieke norm voor P wenselijk is.

**Titel**  
Uitgangspunten waterbodernormen in Nederland



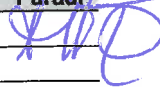
<b>Opdrachtgever</b>	<b>Project</b>	<b>Kenmerk</b>	<b>Pagina's</b>
Rijkswaterstaat Waterdienst	1206111-006	1206111-006-BGS-0001	33

De normen voor verspreiding van baggerspecie in zoute wateren (ZBT-normen) kennen een heel separaat regime. Het zou goed zijn om te evalueren of de normen en de stoffenlijst voor deze toets nog actueel is vanuit de KRW.

Tenslotte zou in het beleidsproces verankerd moeten worden hoe vaak en wanneer normen moeten worden geactualiseerd. Aansluiten bij de cyclus van de KRW (6 jaar) lijkt daarvoor een logische suggestie.

**Referenties**

Osté, L.A. 2012. Ontwikkelingen waterbodernormen. Deltares-rapport 1206111.006.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
4	Okt 2012	Leonard Osté		Jos Vink		Hilde Passier	

**Status**  
definitief

## Inhoud

<b>1 Inleiding</b>	<b>3</b>
1.1 Aanleiding voor dit project	3
1.2 Het proces	3
1.3 Afbakening	3
1.3.1 Normen voor bestaande watersystemen	5
1.3.2 Normen tijdens de uitvoering van de werkzaamheden	5
1.3.3 Normen voor de waterbodem na uitvoering van de werkzaamheden	6
1.3.4 Normen voor toepassen in diepe plassen en berging in gesloten depots in oppervlaktewater	7
1.3.5 Normen voor toepassen en verspreiden op land	8
1.3.6 Afbakening in het kort	8
1.4 Doel van dit rapport	8
1.5 Voor wie is dit rapport bedoeld?	8
1.6 Opbouw van het rapport	9
<b>2 Visie op normstelling</b>	<b>10</b>
2.1 Visie op het milieuverantwoord omgaan met het bodem/watersysteem	10
2.2 Normtypen	10
2.3 Uitgangspunten voor normafleiding	11
2.4 Resumé: basale keuzes voor normstelling	14
<b>3 Huidige normafleiding voor bodem- en watersystemen</b>	<b>15</b>
3.1 Basale keuzes	15
3.2 Beschermingsniveaus in de normstelling in oppervlaktewater	16
3.3 Andere compartimenten	16
3.3.1 Grondwater	16
3.3.2 Biota	17
3.3.3 Bodems en sediment	17
<b>4 De huidige Bbk-normen waterbodem tegen het licht</b>	<b>18</b>
4.1 Achtergrondwaarden	18
4.1.1 Functie	18
4.1.2 Milieuhygiënische onderbouwing	18
4.1.3 Maatschappelijke keuzes die tot de Achtergrondwaarden hebben geleid	18
4.1.4 Verbetermogelijkheden	19
4.2 Maximale waarden klasse A	20
4.2.1 Functie	20
4.2.2 Milieuhygiënische onderbouwing	20
4.2.3 Maatschappelijke keuzes die tot de maximale waarde klasse A hebben geleid.	20
4.2.4 Verbetermogelijkheden	21
4.3 Maximale waarden klasse B (= interventiewaarden waterbodems)	21
4.3.1 Functie	21
4.3.2 Milieuhygiënische onderbouwing	21
4.3.3 Maatschappelijke overwegingen die tot de maximale waarde klasse B hebben geleid	22
4.4 ZBT-normen (verspreiden bagger in zoute wateren)	22

4.4.1	Functie	22
4.4.2	Milieuhygiënische onderbouwing	22
4.4.3	Maatschappelijke overwegingen die hebben geleid tot de ZBT-normen	23
4.5	msPAF (verspreiden op aangrenzend perceel).	24
4.5.1	Functie	24
4.5.2	Milieuhygiënische onderbouwing	24
4.5.3	Maatschappelijke overwegingen die geleid hebben tot de msPAF	25
<b>5</b>	<b>Synthese en aanbevelingen</b>	<b>27</b>
5.1	Basale keuzes	27
5.2	Aansluiting systematiek Waterwet met Bbk	27
5.3	De huidige waterbodempnormen	28
5.3.1	Beoordeling van de liggende waterbodem	28
5.3.2	Beoordeling van een ingreep in de waterbodem	28
5.3.3	Tijdens het uitvoeren van werken en ingrepen	28
5.3.4	Toepassen in water	29
5.3.5	Normen voor verspreiden in water	29
5.4	Aanbevelingen op basis van de synthese	30
5.4.1	Aanbevelingen omtrent de uitgangpunten voor grondverzet en waterbeheer	30
5.4.2	Aanbevelingen voor aanpassing van normen en instrumenten	31
<b>6</b>	<b>Referenties</b>	<b>32</b>

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding voor dit project

Er zijn twee aanleidingen voor dit rapport. De eerste is de overgang van waterbodems van de Wet Bodembescherming (Wbb) naar de Waterwet (Wtw). Doordat de saneringsparagraaf voor waterbodems in de Wbb met de komst van de Wtw is komen te vervallen, valt de waterbodem per 22 december 2009 onder de Waterwet. Met de overgang van waterbodems naar die Waterwet, is de focus verschoven van 'bescherming van de waterbodem' naar de 'bescherming van grond- en oppervlaktewatersysteem'. Dat roept de vraag op of de vanuit het bodembeleid ontwikkelde Nederlandse waterbodemnormen nog wel adequaat zijn.

Naast de overgang van waterbodems uit de Wbb naar de Waterwet is in de afgelopen periode ook geconstateerd dat het normenbouwhuis steeds minder consistent en transparant is geworden. Het NormstellingsOverleg Nat (NON), een kennisuitwisselingsoverleg van medewerkers van Rijkswaterstaat die zich met water(bodem)normen bezighouden, heeft in 2009 in een memo twee concrete adviezen gegeven aan het Ministerie van Verkeer en Waterstaat (inmiddels opgegaan in het Ministerie van Infrastructuur en Milieu):

- 1 Blijf normen voor alle compartimenten, dus ook waterbodem, afleiden volgens de risicobenadering en stel de normen volgens dezelfde procedure vast.
- 2 Beschrijf in wettelijke regelingen op welke wijze omgegaan dient te worden met de (toxicologisch) afgeleide normen. Vervolgens kan in een handleiding worden uitgewerkt hoe omgegaan dient te worden met onzekerheden in de normaflleiding, met achtergrondgehalten en (locatiespecifiek) met voorkomende diffuse verontreiniging van de waterbodem alsmede (andere) maatschappelijke afwegingen.

Bovenstaande aanleidingen vragen om een kritische beschouwing van de waterbodemnormen in de verschillende wettelijke kaders en hoe deze zich tot elkaar verhouden en tot de oppervlaktewaternormen in het waterbeheer.

## 1.2 Het proces

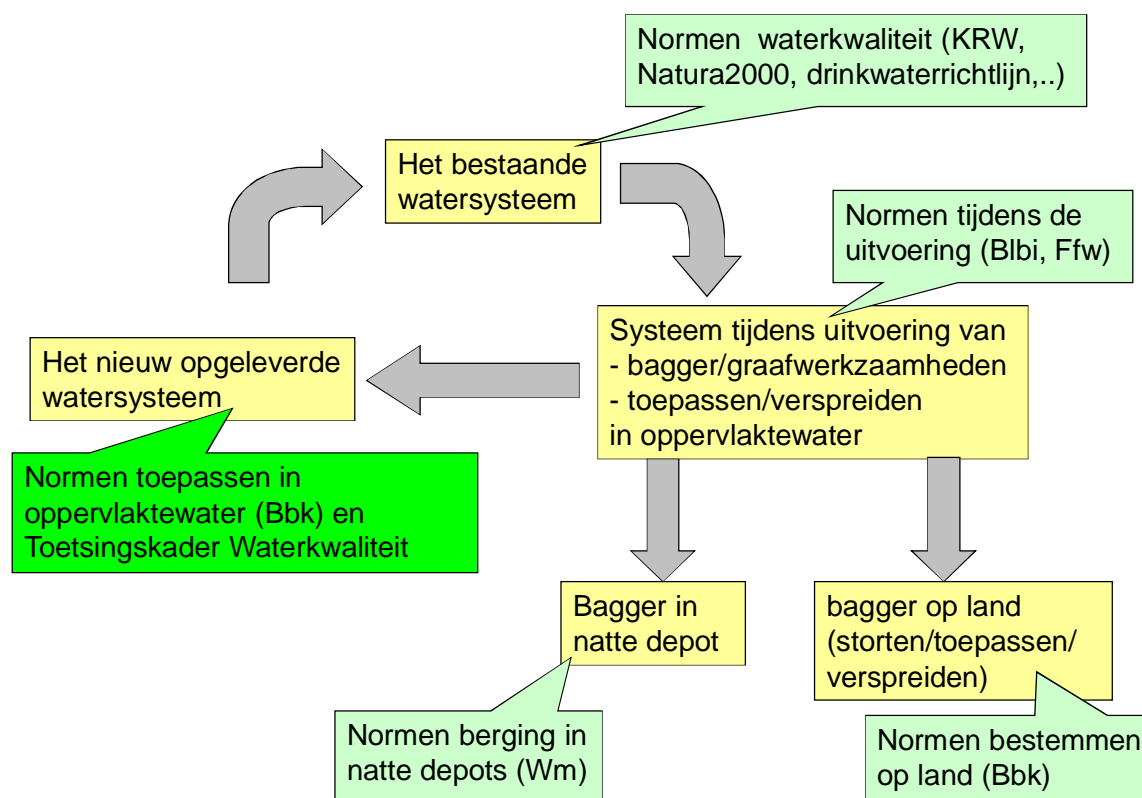
In 2011 is vooral getracht om de zienswijzen van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Rijkswaterstaat en het RIVM omtrent de normen voor waterbodem, inclusief het omgaan met grond en bagger, helder te krijgen. Relevante vragen daarbij zijn onder meer: welke wettelijke kaders zijn relevant voor waterbodems? Welke uitgangspunten moeten gelden? Welke knelpunten worden nu ervaren? Voor het beantwoorden van die vragen zijn diverse overleggen gevoerd met de Waterdienst en DGRW (voorheen DGW). Daarnaast heeft de auteur Johannes Lijzen (RIVM) en Pieter de Boer (Rijkswaterstaat-DI) geïnterviewd. Dit rapport is een voorlopig eindproduct, waarin de huidige kaders worden beschreven en waarin huidige en mogelijke uitgangspunten voor waterbodemnormen worden geformuleerd.

## 1.3 Afbakening

De waterbeheerder zorgt er voor dat een watersysteem geschikt is voor alle functies die zijn toegewezen. Om de geschiktheid voor functies te garanderen voert de waterbeheerder onderhoud uit. Daarnaast voert de waterbeheerder inrichtingsmaatregelen uit zodat het watersysteem ook in de toekomst geschikt is voor de dan gewenste functies. In sommige gevallen gaat het om KRW-maatregelen die specifiek gericht zijn op de waterkwaliteit, maar de meeste maatregelen zijn gericht op veiligheid en waterafvoer. Hierbij is een goede waterkwaliteit niet het doel, maar wel een randvoorwaarde.



In veel inrichtingsprojecten is grond- en/of baggerverzet een belangrijk onderdeel. Voor het grond- en/of baggerverzet zijn regels opgenomen in het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit. Vooral bij de uitvoering van onderhoud maar ook in (kleinere) projecten is het noodzakelijk om duidelijke en eenvoudige normen te hebben die het milieu beschermen. Figuur 1.1 toont de verschillende stadia (gele blokken).



Figuur 1.1 Overzicht van de situaties waarin milieuhygiënische normen<sup>1</sup> gewenst zijn. De gele blokken geven de situatie/toestand weer, de groene blokken tonen de verschillende (typen) normen die nodig zijn. Het donkergroene vlak betreft de normen waar dit rapport primair op is gericht. KRW=Kaderrichtlijn water, Blbi=Besluit Lozen buiten inrichtingen, Ffw=Flora en faunawet, Bbk=Besluit bodemkwaliteit, Wm=Wet milieubeheer.

In Figuur 1.1 worden 3 fasen onderscheiden: de situatie zonder werkzaamheden, de situatie tijdens de werkzaamheden en het opgeleverde systeem na het werk. Indien er bagger wordt afgevoerd moet deze op voorhand een bestemming toegewezen krijgen. Als dat buiten het watersysteem gebeurt (op land of in een geïsoleerd depot), zijn normen nodig die ervoor zorgen dat geen onaanvaardbare risico's ontstaan op de bestemming van grond of bagger. Toepassen binnen het watersysteem kan gezien worden als het aanbrengen van nieuw materiaal. Dat houdt in dat er vijf momenten in deze cyclus zijn, waarvoor het nodig kan zijn om milieuhygiënische normen te stellen:

- Normen voor het bestaande watersysteem (1.3.1).
- Normen tijdens de uitvoering van de werkzaamheden (1.3.2).
- Normen voor toepassen in oppervlaktewater (Bbk) en het toetsingskader waterkwaliteit (1.3.3)

1. Het begrip "normen" moet ruim worden opgevat (randvoorwaarden). Het gaat ook om uitvoeringvoorschriften e.d..



- Normen voor toepassen in diepe plassen en berging in gesloten depots in oppervlaktewater (1.3.4).
- Normen voor bestemming op land (1.3.5).

### 1.3.1 Normen voor bestaande watersystemen

De beoordeling van waterbodempkwaliteit binnen de Waterwet is gericht op het watersysteem. Dit is vertaald naar doelen voor waterkwaliteit<sup>2</sup>. Indien de waterkwaliteit belemmerd wordt door de waterbodem, kan dit aanleiding zijn voor een maatregel die de negatieve effecten van de waterbodem reduceert. Maatregelen voor het behalen van de waterkwaliteitsdoelstellingen, waaronder mogelijk een ingreep in de waterbodem, worden afgewogen en beoordeeld op kosteneffectiviteit. De Waterwet kent chemische normen voor de waterkwaliteit, maar niet voor de waterbodem. Ook de ecologische normen zijn vooral gericht op de waterkwaliteit en de (begroeide) oeverzone. Om het effect van de waterbodempkwaliteit op de waterkwaliteit te beoordelen is een beoordelingssystematiek ontwikkeld, die is vastgelegd in de Handreiking beoordelen waterbodems (Ministerie van I&M, 2010). Deze Handreiking vormt geen onderwerp van dit rapport.

### 1.3.2 Normen tijdens de uitvoering van de werkzaamheden

Indien de bestaande situatie onvoldoende geschikt is voor (nieuwe) functies, kan het systeem worden aangepast. Er zijn verschillende maatregelen in het watersysteem waarbij men in aanraking komt met de waterbodem, zoals o.a. verdiepingsbaggeren, aanleggen/aantakken nevengeulen of onderhoudsbaggeren. Bij dit soort maatregelen waar sprake is van grond- en baggerverzet, zijn er twee mogelijkheden: er wordt bagger verwijderd of er wordt bodemmateriaal toegevoegd. Tijdens het baggeren kan schade optreden door bijvoorbeeld mors, vertroebeling (en transport van zwevend stof), maar ook door het wegbaggeren van beschermde soorten. Om schade aan het ecosysteem te voorkomen dienen randvoorwaarden te worden gesteld tijdens de werkzaamheden.

Randvoorwaarden zijn onder meer vastgelegd in het Besluit lozing buiten inrichtingen (Blbi). In principe wordt baggeren en ontgraven toegestaan, maar indien de Interventiewaarde wordt overschreden moet een werkplan worden overlegd, waarin maatregelen zijn beschreven waarmee het lozen zo veel als redelijkerwijs mogelijk wordt beperkt. Door Rijkswaterstaat is een handreiking opgesteld waarin richtlijnen worden gegeven voor de invulling van dit werkplan (Handreiking voor opstellen werkplan Blbi). Verder geldt de zorgplicht die moet voorkomen dat onaanvaardbare schade aan het ecosysteem wordt aangericht.

Deze studie raakt het Blbi alleen als het gaat om de interventiewaarde; dat is de enige waterbodempnorm die in het Blbi is vermeld.

Verder speelt de Flora en Faunawet een rol bij het uitvoeren van werken. Zowel Rijkswaterstaat als de waterschappen hebben gedragscodes ontwikkeld, waarin wordt aangegeven wanneer en hoe baggerwerkzaamheden kunnen worden uitgevoerd met behoud van flora en fauna. Omdat hierin geen (chemische) normen zijn geformuleerd, valt deze wet buiten de scope van dit rapport.

---

<sup>2</sup> Door deze keuze worden organismen die sterk afhankelijk zijn van de waterbodempkwaliteit, waaronder organismen die veel sediment innemen, niet expliciet beschermd

- 1.3.3 Normen voor de waterbodem na uitvoering van de werkzaamheden  
Er zijn twee kaders die bepalen wat is toegestaan binnen het watersysteem: A) Toetsingskader waterkwaliteit en B) toepassen/verspreiden in oppervlaktewater cf. het Besluit (en de Regeling) bodemkwaliteit.

A) Toetsingskader waterkwaliteit en Handboek Immissietoets

Het Toetsingskader waterkwaliteit en Handboek Immissietoets (Ministerie van IenM, 2011) is bedoeld voor beleidsadviseurs en vergunningverleners van de waterschappen. Het Handboek Immissietoets gaat met name over beoordelen van lozingen op het oppervlaktewater, maar in het Handboek Immissietoets is ook een paragraaf over diepe plassen en over waterbodem opgenomen. Het Toetsingskader waterkwaliteit betreft de toetsing aan de biologische kwaliteitseisen. Het Handboek Immissietoets en het Toetsingskader waterkwaliteit gelden zowel voor rijks- als regionale wateren.

Het Handboek Immissietoets zegt alleen wanneer de waterbodem getoetst moet worden, maar geeft niet aan hoe. Om voor Rijkswaterstaat uniform om te gaan met de toetsing wordt de waterbodemimmissietoets ontwikkeld. Hiermee kan de initiatiefnemer berekenen of de waterbodem na uitvoering van de ingreep zou kunnen leiden tot achteruitgang op waterlichaamniveau. De waterbodemimmissietoets is bijna gereed.

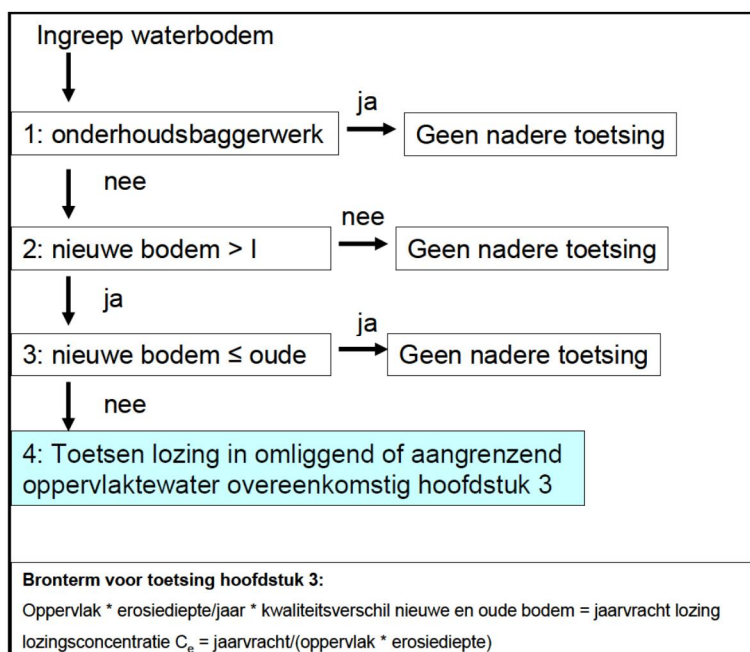
Belangrijk uitgangspunt in de waterbodemimmissietoets is het geen-achteruitgangbeginsel. De Waterwet kent één chemische norm. Er zijn dus twee uitgangssituaties: 1) de concentratie ligt boven de norm (slechte toestand) en 2) de concentratie ligt onder de norm (goede toestand). Het geen-achteruitgangbeginsel werkt dan als volgt:

- 1) In een slechte toestand mag de waterbodem na een ingreep maximaal de huidige concentratie + de meeton nauwkeurigheid (=10%) veroorzaken, bijvoorbeeld: als de norm 8 µg/l is en de huidige concentratie is 9 µg/l, dan mag de nieuwe situatie er niet toe leiden dat de concentratie in het oppervlaktewater hoger wordt dan 9,9 µg/l
- 2) In een goede toestand mag de concentratie in het oppervlaktewater bij de nieuwe eindsituatie tot de norm toenemen.

Bovengenoemde benadering verschilt van de *stand still* benadering uit het Bbk<sup>3</sup>. De waterbodemimmissietoets beoordeelt op stofniveau is en niet op basis van een klasse. Alleen stoffen met een gehalte in de waterbodem > Interventiewaarde (IW) worden getoetst. Bovendien beoordeelt de waterbodemimmissietoets op waterlichaamniveau, een oppervlaktewaterlichaam is meestal veel groter dan de omvang van de ingreep.

---

<sup>3</sup> Hoewel *stand still* en *geen-achteruitgang* taalkundig nauwelijks van elkaar verschillen, wordt de term *geen-achteruitgang* in dit rapport gebruikt voor het *geen-achteruitgangbeginsel* van de KRW, terwijl *stand still* wordt gebruikt voor het Besluit bodemkwaliteit.



Figuur 1.2 Schema voor toetsing van de waterbodem of de waterbodemimmisietoets (overgenomen uit: Ministerie van IenM, 2011)..

#### B) Toepassen/verspreiden cf. het Bbk.

In de Regeling bodemkwaliteit zijn de normen opgenomen voor het toepassen en verspreiden van grond en bagger in het watersysteem. De wens tot deregulering was een belangrijk argument om normen voor grond en bagger in één besluit op te nemen. Hoofdstuk 4 geeft een nadere beschouwing van de normen in de huidige Regeling. Deze normen zijn vastgesteld in de tijd dat waterbodemkwaliteit beleidsmatig een onderdeel van het bodembeleid was. Een evaluatie van deze normen, om te zien in hoeverre ze ook passen in het waterbeheer, ligt voor de hand. Het centrale uitgangspunt van het Besluit bodemkwaliteit is dat de nieuwe situatie moet leiden tot een gelijkwaardige of betere bodemkwaliteit (*stand still* beginsel). In de uitwerking is ervoor gekozen om dit te definiëren in een aantal klassen die een vaste onder- en bovengrens kennen. Grond/bagger mag alleen worden toegepast als de ontvangende bodem van gelijke of slechtere klasse is. Tevens is er voor gekozen dat *stand still* niet op elke vierkante meter hoeft te gelden, maar op regionale schaal. Hoe groot het gebied is, wordt vastgelegd door een bodembeheerplan.

Dit rapport zal vooral ingaan op onderdeel B: de kwaliteitseisen in de Regeling bodemkwaliteit.

- 1.3.4 Normen voor toepassen in diepe plassen en berging in gesloten depots in oppervlaktewater  
 De randvoorwaarden voor het vullen van depots en diepe plassen zorgen reeds lange tijd voor discussie. Het toepassen van baggerspecie in diepe plassen gebeurt onder het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit, aangevuld met de handreiking voor het herinrichten van diepe plassen (Implementatieteam Besluit Bodemkwaliteit, 2010)<sup>4</sup>. Deze geeft stapsgewijs antwoord op de vraag hoe Nederland zorgvuldig om wil gaan met het herinrichten van diepe plassen en het gebruik van grond en bagger daarvoor. Daarin wordt gebruik gemaakt van normen uit de Regeling bodemkwaliteit (maximale waarde klasse A en B). Een verandering in

<sup>4</sup> Het Handboek Immisietoets heeft ook een paragraaf die gaat over en toetsing van baggerspecie die wordt gestort in (half)open Wm-vergunningplichtige winputten in relatie tot de normen voor oppervlaktewater. Hierin is de Bbk norm voor toepassen grond en baggerspecie de grens waarboven de toetsing moet plaatsvinden.

de waterbodernormen heeft dus effect op de handreiking voor het herinrichten van diepe plassen. Onlangs is voor het toepassen van bagger in diepe plassen een systematiek ontwikkeld (Vink, 2011). Deze systematiek geeft invulling aan de Circulaire herinrichting diepe plassen (Circulaire, Staatscourant 2010).

Voor gesloten depots in oppervlaktewater geldt dat hier uitgebreid maatwerk wordt geleverd. De uitgangspunten voor gesloten depots in oppervlaktewater zijn opgenomen in de Wet milieubeheer. Daarbij worden uitgangspunten gehanteerd die doorgaans een betere bescherming aan het grondwater bieden dan conform het Bbk nodig is.

Dit rapport is niet gericht op de normen voor grootschalige toepassing in diepe plassen, maar zal wel het effect van eventuele nieuwe normen voor toepassen in diepe plassen benoemen. Normen en uitgangspunten voor gesloten depots in oppervlaktewater blijven buiten beschouwing.

#### 1.3.5 Normen voor toepassen en verspreiden op land

Er is recent een onderzoeksproject afgerond naar Bagger op de kant (Harmsen et al., 2012). Betreffend project is niet direct gericht op normstelling, maar er zal wel aandacht zijn voor verbetering van de criteria bij het verspreiden van bagger op de percelen langs het oppervlaktewater waarover de baggerspecie wordt verspreid.

Dit project gaat over het toepassen en verspreiden in oppervlaktewater, dus normen voor toepassen en verspreiden op land vallen buiten de scope van dit project.

#### 1.3.6 Afbakening in het kort

- Het project gaat over normen voor de toelaatbaarheid van ingrepen in het watersysteem (baggeren/ontgraven en bestemmen), niet over beoordelen van de bestaande situatie.
- Het project neemt de recente ontwikkelingen van het Toetsingskader waterkwaliteit en het Handboek Immissietoets mee, maar evalueert deze kaders niet.
- Het project gaat over normen voor toepassen en verspreiden in oppervlaktewater. Indien voor deze situatie aanpassing van de normen gewenst is, wordt wel gekeken naar de gevolgen voor andere kaders (bijvoorbeeld voor de Interventiewaarde genoemd in het Blbi of de generieke normen voor toepassen in diepe plassen).
- Het project gaat niet over depots en niet over bestemmingen op land.

### 1.4 Doel van dit rapport

Dit rapport tracht antwoord te geven op 3 vragen:

- 1 Welke basale keuzes liggen ten grondslag aan de normen voor water, bodem en bagger?
- 2 Welke keuzes/uitgangspunten worden momenteel gehanteerd in de verschillende normen?
- 3 Welke verbeteringen zijn mogelijk in de normstelling voor toepassen en verspreiden in oppervlaktewater?

### 1.5 Voor wie is dit rapport bedoeld?

Dit rapport is primair bedoeld voor de beleidsmakers die verantwoordelijk zijn voor wettelijke regelingen en normen in het waterbeheer, d.w.z. het Ministerie van Infrastructuur en Milieu. Indien het rapport leidt tot discussies over verandering van de stofnormen voor baggerspecie, zullen de waterbeheerders bij deze discussies worden betrokken.

## **1.6 Opbouw van het rapport**

In hoofdstuk 2 worden de basale keuzes beschreven die nodig zijn voor een consistent normenbouwhuis dat invulling geeft aan de beschermdoelen van Kaderrichtlijn water en het Besluit bodemkwaliteit. In hoofdstuk 3 worden de in hoofdstuk 2 geformuleerde keuzes uitgewerkt voor het huidige normenbouwhuis. Hoofdstuk 4 is een verdieping van hoofdstuk 3, maar nu per norm. In de synthese (hoofdstuk 5) worden conclusies getrokken en voorstellen voor verbetering gedaan.

## 2 Visie op normstelling

### 2.1 Visie op het milieuverantwoord omgaan met het bodem/watersysteem

De bescherming van het milieu vraagt enerzijds maatwerk om locatiespecifiek naar optimale oplossingen te zoeken en anderzijds duidelijkheid wat acceptabel is. Maatwerk vraagt flexibiliteit ten aanzien van het omgaan met normen en vereist kennis en verantwoordelijkheid van de betrokken partijen om het milieu te beschermen; duidelijkheid is doorgaans het best te realiseren door eenduidige normen die de grens leggen tussen 'goed' en 'fout'.

Het Besluit bodemkwaliteit is ontwikkeld vanuit de gedachte van maatwerk. Bevoegde gezagen zouden zelf, binnen milieurandvoorwaarden, lokale maximale waarden (totaalgehalten) afleiden die het resultaat waren van een maatschappelijke afweging. Als vangnet is er een set generieke normen voorgesteld, die gebruikt konden worden in gevallen dat er geen lokale normen beschikbaar waren. In de praktijk worden eerst de generieke normen van het Bbk gebruikt en alleen als de generieke normen te veel beperkingen voor het grondverzet geven, worden lokale maximale waarden afgeleid.

De KRW heeft eveneens harde eerstelijns normen en vervolgens zijn er mogelijkheden om in de tweedelijnsbeoordeling rekening te houden met achtergrondconcentraties en biobeschikbaarheid in de toetsing. Ten slotte kunnen onder de KRW maatschappelijke afwegingen gemaakt worden, die er toe leiden dat de normen niet worden gehaald (doelverlaging). Dit laatste kan alleen als blijkt dat de norm op geen enkele manier, of slechts met disproportionele maatregelen, gehaald kan worden.

Zowel het Bbk als de KRW hebben het dilemma om te kiezen voor enerzijds rigide normen en anderzijds maatwerknormen ondervangen door harde normen te stellen maar (binnen bepaalde randvoorwaarden) ook de mogelijkheid te bieden voor maatwerk. Het belangrijkste probleem bij een getrapte benadering (tiered approach) is dat de eerste lijn geen risicovolle situatie mag missen, maar tegelijkertijd niet te conservatief moet zijn, omdat alles dan naar de tweede lijn gaat.

In de Bbk-praktijk blijkt dat de rigide normen altijd als eerstelijns normen worden gebruikt, ook al was dat vooraf niet de beoogde volgorde in het Bbk. De meningen zijn verdeeld over de vraag of de voorwaarden voor het afleiden van lokale normen in het Besluit bodemkwaliteit voldoende ruimte bieden voor het maken een integrale afweging waarin milieu en andere aspecten goed verwerkt zijn. In elk geval moet worden vastgesteld dat er voor waterbodems nog nauwelijks gebiedsspecifiek beleid is ontwikkeld. Wellicht kan geleerd worden van de ervaring met diffuus verontreinigde binnenstedelijke gebieden; daar geldt eveneens dat men te maken heeft met grootschalige verontreinigde (en nauwelijks saneerbare) gebieden waar ontwikkeld wordt.

### 2.2 Normtypen

Sedimentnormen zijn meestal gedefinieerd als gehalten in de bodem op basis van extractie met een sterk extractiemiddel (koningswater: een mengsel van geconcentreerd zoutzuur en salpeterzuur). Met deze extracties wordt een zeer groot deel van de verontreinigingen uit de bodem gehaald. Er is echter veel discussie in hoeverre dit de hoeveelheid is die relevant is voor effecten van stoffen. Cornelissen en Kamerling (2003) hebben een uitgebreid pleidooi geschreven voor het meten in de (porie)waterfase, omdat dit een betere inschatting van

effecten (actuele risico's) geeft. Inmiddels wordt ook voor de beoordeling van bodems bekeken wat de mogelijkheden zijn om biobeschikbare gehalten te extraheren (Brand et al., 2009).

Een stap verder gaan de effectgerichte metingen, waarin niet meer een stof wordt geanalyseerd, maar een effect van (een groep) stof(fen). Het meest gebruikte effectgerichte assay is het DR Calux, waarin het dioxine-effect wordt gemeten, zonder dat duidelijk is welke dioxines of dioxine-achtige PCB's hiervoor verantwoordelijk zijn. De norm is dan gedefinieerd in Toxische Equivalenten (TEQ). In het verleden waren in de toenmalige toets voor het verspreiden van bagger in zee (CTT) enkele bioassays opgenomen, maar uiteindelijk zijn deze methoden niet als besliscriterium gebruikt voor verspreiden van baggerspecie op zee. Toch moet niet worden uitgesloten dat verdere ontwikkeling op termijn kan resulteren in het gebruik van (moleculaire) effectmetingen voor beoordeling van grond en baggerspecie. In het waterbeheer is slechts een beperkt aantal stoffen genormeerd. Verder zijn de ecologische KRW-maatlatten leidend voor de kwaliteitsbeoordeling, met chemie als ondersteunende factor. Een vergelijkbare systematiek, waarbij echt naar ecologische indicatoren wordt gekeken, kan mogelijk ook ontwikkeld worden voor de sedimentkwaliteit.

Effectgerichte methoden zijn vaak niet gericht op een enkele stof, maar op een groep stoffen. Ook binnen de 'gewone' normen is het mogelijk om toxiciteit van mengsels mee te nemen. De meest gebruikte methode is het berekenen van een zogenaamde msPAF: een potentieel aangetaste fractie als gevolg van effecten van meerdere stoffen. De msPAF is in de Regeling bodemkwaliteit gebruikt als criterium voor het verspreiden van bagger op de kant.

De inzet van effect-assays is nog toekomstmuziek, zeker als het gaat om routinematige beoordeling voor grondverzet. In de tweedelijnsbeoordeling zou wel gebruik gemaakt kunnen worden van technieken die een bepaalde deelfractie bepalen, die een betere indicatie geeft van schadelijke effecten. In de eerste lijn is discussie over de overgang naar methoden die de potentieel beschikbare fractie bepalen, zoals 0,43 M HNO<sub>3</sub> voor metalen en Tenax en Cyclodextrine (Brand et al., 2011) voor organische contaminanten. Ook is het mogelijk de actueel beschikbare concentratie te bepalen door te meten in poriewater, met een *passive sampler* of door een extractie met CaCl<sub>2</sub> (Cornelissen en Kamerling, 2003). Zeer recent is de Tenax-extractie in een NTA-protocol opgenomen (NEN, 2012). De overige methoden zijn nog niet opgenomen in ISO/NEN protocollen.

### 2.3 Uitgangspunten voor normafleiding

Normafleiding voor water en in het kielzog daarvan ook de afleiding voor andere compartimenten, wordt steeds meer een Europese aangelegenheid. Nederland volgt de (Europees) vastgestelde guidances. Voor eerstelijnsbeoordeling van oppervlaktewatervormen geldt in Europa dat opgeloste concentraties centraal staan (EC, 2011). De normen zijn gebaseerd op ecotoxicologische experimenten met verschillende soorten (vis, algen, macrofauna, macrofyten) en op het MTR-humaan. De laagste norm (ecologisch of humaan) geldt. Voor de KRW is het HC<sub>5</sub> als risiconiveau gekozen<sup>5</sup>: de concentratie waarbij 5% van de organismen effecten zou kunnen vertonen. Afhankelijk van de onzekerheden (beschikbaarheid van data, aanwezigheid verschillende groepen, etc.) wordt de afgeleide HC<sub>5</sub> verlaagd met een bepaalde veiligheidsfactor. Hoewel in deze

5. HC staat voor Hazardous Concentration. Dit is de concentratie waarbij een bepaald percentage van de soorten effect ondervindt. In het geval van de HC<sub>5</sub> is dat 5%, bij een HC<sub>50%</sub> ondervindt 50% van de soorten een effect. Het effectniveau kan daarbij nog variëren. Een HC<sub>50</sub> kan betekenen dat 50% van de soorten dood gaat (LC<sub>50</sub>-niveau), maar ook dat 50% van soorten nog net geen effect ondervindt (NoEC-niveau).



systematiek enkele niet-wetenschappelijke keuzes zijn opgenomen (zoals het gekozen risiconiveau en het feit dat de laagste deelnorm als algemene norm geldt), heeft deze procedure een redelijk draagvlak en is de procedure formeel vastgesteld.

Voor de normen in de Regeling bodemkwaliteit vormen de milieuhygiënische bodemnormen, zoals afgeleid volgens de voorgeschreven normstellingssystematiek, wel de basis, maar zijn enkele aanvullende criteria gebruikt om tot de generieke normen voor de Regeling bodemkwaliteit te komen, namelijk: de analysemogelijkheden (de norm moet boven de rapportagegrens) en de praktische haalbaarheid, zoals:

- het omgaan met achtergrondconcentraties en biobeschikbaarheid
- *stand still* handhaven
- keuze van stoffenpakketten
- keuze van partiticoëfficiënten om van water naar sediment om te rekenen
- de eis dat de norm voor verspreiden in zee niet onder de internationale norm voor de Noordzee zoals voorgeschreven door de Oslo-Parijs (OSPAR) commissie mag liggen
- de eis dat nieuwe normen niet mogen leiden tot sterke verhoging van de hoeveelheid saneringsgrond of niet-verspreidbare bagger.

Het Bbk kent de mogelijkheid om lokale maximale waarden vast te stellen. Deze worden vastgelegd in een bodembeheerplan dat democratisch wordt vastgesteld.

Meerdere partijen hebben hun zorgen uitgesproken over het vermengen van verschillende overwegingen om tot een norm te komen (TCB, 2008; Normstelling Overleg Nat (NON) van Rijkswaterstaat, 2009). De systematiek is daardoor niet meer transparant en geeft de burger weinig inzicht in de bescherming van het milieu. Zij vinden dat het minimaal nodig is om transparant te zijn in de keuzes die aan de normen ten grondslag liggen. Dat geeft niet alleen inzicht in de grondslagen van de vastgestelde normen, maar maakt het ook eenvoudiger om te onderbouwen dat van afgeleide normen wordt afgeweken.

Het meest vergaande antwoord op de kritiek in de vorige paragraaf is het minimaliseren van de normaafleiding. Dit betekent dan een beperking tot het bundelen en overzichtelijk presenteren van wetenschappelijke data: een lijst met risicogebaseerde normen voor het watersysteem, uitgesplitst naar risiconiveau (VR, MTR, ER) en naar type risico (ecologie direct, ecologie indirect, humaan). Deze informatie wordt aangevuld met kennis over onzekerheden, achtergrondconcentraties, (lokale) partiticoëfficiënten, etc.. De beheerder dient dan op basis van de situatie een adequate (situatie- of locatiespecifieke) norm vast te stellen.

Gezien het feit dat de INS-systematiek is gebaseerd op EU-normstellingsafspraken, ligt het op korte termijn niet voor de hand om af te wijken van de INS-systematiek. De discussie hierover wordt op Europees niveau gevoerd en in de laatste Guidance zijn essentiële aanpassingen gedaan op basis van die discussie (EC, 2011). Deze Guidances gaan echter primair over water. Een van de mogelijkheden is om altijd in water te meten: poriewater, grondwater of oppervlaktewater. Het achterliggende argument voor deze keuze is dat blootstelling via de waterfase in (bijna) alle situaties de belangrijkste route is (o.m. Cornelissen en Kamerling, 2003) en dat er geen duidelijk bewijs is voor verschillen in gevoeligheid tussen terrestrische en aquatische organismen (De Zwart, 2005). Hoewel niet iedereen het hiermee eens is, lijkt er wel meer draagvlak te komen voor de beoordeling op basis van de blootstellingsroute via de waterfase (zie kader).

**Biobeschikbaarheid**

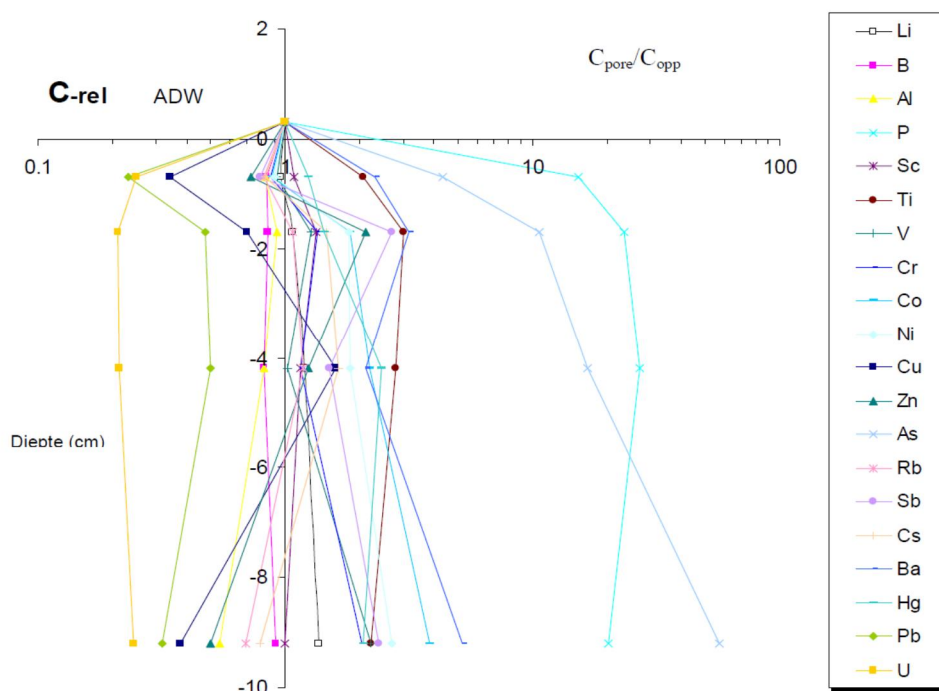
In het afgelopen decennium is vrijwel continu een discussie gevoerd over de wenselijkheid van opname van biobeschikbaarheid in de normstelling (Sijm 2002; Cornelissen en Kamerling et al., 2003; Van Zundert, 2006; TCB, 2008; Brand et al., 2009; Vink, 2009). Voor oppervlaktewater ligt die discussie eenvoudiger nu de eerstelijnsnorm is geformuleerd als opgeloste concentratie. Voor metalen is er steeds meer consensus dat correctie in de tweede lijn kan plaatsvinden met zogenaamde Biotic Ligand Models (BLM) (Di Toro, 2001). De totaalconcentratie in water wordt op basis van de milieucondities (pH, DOC en belangrijke zouten Ca en Cl) omgerekend naar effecten.

De meeste discussie over biobeschikbaarheid in de normstelling vond en vindt plaats over sediment- en bodemnormen. Cornelissen en Kamerling (2003) concludeerden, ondanks enkele nuances, dat blootstelling aan stoffen in terrestrische milieus vooral via de waterfase verloopt. De meeste discussie gaat over de hardhuidigen (spinnen, pissebedden, kevers, etc), maar deze organismen vormen een minderheid en zijn doorgaans minder gevoelig (Peijnenburg, pers.med.). Ondanks de gereserveerdheid van diverse partijen, lijkt het grote draagvlak voor BLMs erop te duiden dat ook voor de droge bodem de (porie)waterfase een belangrijker rol gaat krijgen voor bij de afleiding van normen.

Veranderende omstandigheden als gevolg van grondverzet leidt ertoe dat poriewaterconcentraties kunnen wijzigen. Een alternatief bij grondverzet zou kunnen zijn om te normeren op basis van beschikbare fracties. Voor organische contaminanten worden in dat verband Tenax en Cyclodextrine genoemd (Brand et al., 2011). Voor metalen wordt dan meestal de 0,43 M HNO<sub>3</sub> genoemd, hoewel Roskam en Griffioen (2010) hebben aangetoond dat er geen duidelijke relatie is welke metalen nu precies ontsloten worden door een 0,43 M HNO<sub>3</sub>-extractie. Er zijn echter nog wel enkele praktische obstakels te nemen. Belangrijkste punt is dat de genoemde methoden moeten worden uitgewerkt tot praktisch inzetbare (routinematig uitvoerbare) methoden. Voor de Regeling Bodemkwaliteit zal hoogstwaarschijnlijk vereist worden dat de methoden gecertificeerd worden.

In de praktijk wordt vaak aangenomen dat poriewaterconcentraties een goede voorspeller zijn voor de actuele biobeschikbare concentraties. Daarbij moet wel bedacht worden dat:

- 1 in de Nederlandse wateren een abrupte overgang van aëroob oppervlaktewater naar anaëroob sediment bestaat. Dat heeft een groot effect beschikbaarheid van redoxgevoelige stoffen (metalen, fosfaat) voor organismen en op het transport van poriewater naar oppervlaktewater. Figuur 2.1 toont poriewaterprofielen voor een groot aantal stoffen van oppervlaktewater naar diepere sedimentlagen. In dit voorbeeld wordt voor fosfaat in poriewater een factor 20 hogere concentraties gevonden dan in het oppervlaktewater;
- 2 bij grondverzet van nat naar droog en omgekeerd wijzigen de redoxcondities optreden, waardoor de beschikbaarheid kan veranderen. In plaats van het direct meten van poriewater kan ook een combinatie van meten en modelleren worden toegepast (bijv. Wijdeveld en Vink, 2012).



Figuur 2.1 Poriewaterprofielen, waarin de relatieve concentratie in sediment is weergegeven ten opzichte van de oppervlaktewaterconcentratie (overgenomen uit Schipper et al., 2009).

#### 2.4 Resumé: basale keuzes voor normstelling

Als is vastgesteld dat er een norm noodzakelijk is, is het van groot belang om enkele basale keuzes te maken. Dit betreft:

1. een keuze tussen enerzijds eenvoudige, eenduidige, harde normen waaraan zowel de initiatiefnemer als het bevoegd gezag kan toetsen en aan de andere kant van het spectrum: normen die de initiatiefnemer ondersteunen in het maken een optimale afweging voor het realiseren van de verschillende doelen van het watersysteem.
2. het type normen, variërend van totaalgehalten, beschikbare fracties, (porie)water, effectgerichte normen of ecologische maatlaten.
3. de keuze op welke manier wordt omgegaan met beleidsmatige en maatschappelijke aspecten. Moeten deze in de normen worden verwerkt, zodat de norm een resultaat is van een democratische beslissing op basis van alle argumenten of moeten de normen zoveel mogelijk wetenschappelijk onderbouwde getallen zijn?

Pas als deze punten zijn uitgediscussieerd kan goed invulling worden gegeven aan een normenstelsel.

### 3 Huidige normafleiding voor bodem- en watersystemen

#### 3.1 Basale keuzes

In hoofdstuk 0 ging het vooral over basale keuzes. Voor de huidige normen zijn deze basale keuzes gemaakt, maar is ook verdere invulling gegeven aan de normafleiding. Voordat in dit hoofdstuk de huidige systematiek voor de afleiding van normen nader wordt beschreven eerst de hoofdkeuzes (nummers refereren aan paragraaf 2.4):

1. De Europese normafleiding voor water kent een harde eerstelijns norm: als bij toetsing blijkt dat deze norm wordt overschreden kan in de tweede lijn de biobeschikbaarheid of de achtergrondconcentratie van een stof worden meegewogen in de normtoetsing. In het uiterste geval kan doelverlaging worden voorgesteld als de maatregelen leiden tot onredelijke kosten. Tot voor kort was het in de Nederlandse normstelling gebruikelijk om metaalconcentraties in oppervlaktewater in de eerste lijn te toetsen aan de norm + achtergrondconcentratie. Biobeschikbaarheid had geen plek in de tweedelijnsbeoordeling voor waterkwaliteit.
2. De milieukwaliteitsnorm (MKN) wordt volgens de Europese Guidance (EC, 2011) afgeleid als opgeloste concentratie in water en voor stoffen met een  $\log Kow/oc > 3$  worden ook normen voor sediment en biota afgeleid. De Guidance schrijft voor dat, waar mogelijk, data worden gebruikt in het compartiment waarvoor de norm wordt afgeleid. De normafleiding voor sediment vindt dus bij voorkeur plaats op basis van sedimenttesten, maar als alleen testen in water aanwezig zijn, wordt via evenwichtspartitie de waternorm omgerekend naar sediment. Hierbij worden dus geen redoxeffecten verdisconteerd. Dezelfde aanpak (bij voorkeur bodemtesten en anders watertesten in combinatie met evenwichtspartie) geldt bij INS voor de droge bodem.
3. In de normafleiding zijn wel voorschriften opgenomen waarachter maatschappelijke keuzes zitten:
  - a. Het gebruik van laboratoriumtesten als maat voor ecotoxiciteit in plaats van veldexperimenten;
  - b. de eindpunten van de ecotoxicologische testen: chronische NOEC en niet  $EC_{50}$ ;
  - c. de keuze voor één norm: de strengste norm uit meerdere deelnormen (ecotoxiciteit in water, ecotoxiciteit in sediment, toxiciteit in predatoren (doorvergiftiging) en humane gezondheid via drinkwater en voedsel uit oppervlaktewater);
  - d. de voorkeur voor ecotoxicologische testen in het compartiment waarvoor de norm wordt afgeleid en niet voor aquatische assays voor alle compartimenten;
  - e. er wordt geen combinatietoxiciteit meegenomen;
  - f. er worden veiligheidsfactoren opgelegd indien er weinig (goede) data zijn en de laagste deelnorm de resultante norm is.

De EU *Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards* is recent vastgesteld (EC, 2011) en zal op korte termijn niet gewijzigd worden.

### 3.2 Beschermingsniveaus in de normstelling in oppervlaktewater

In de Europese normstelling wordt slechts één risiconiveau afgeleid: de milieukwaliteitsnorm (MKN). Deze norm ligt op een HC<sub>5</sub>-niveau. Het risiconiveau van de MKN is in gelijk aan het maximaal toelaatbaar risico (MTR). De Nederlandse normstelling (INS) hanteert naast de MKNs ook de Streefwaarde (SW). De SW geeft het niveau aan waarbij we spreken van duurzame milieukwaliteit op lange termijn. Deze norm houdt rekening met gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen. De streefwaarde is voor de meeste stoffen vastgesteld op een honderdste van het MTR.

### 3.3 Andere compartimenten

Behalve voor oppervlaktewater worden ook normen afgeleid voor grondwater, bodem en sediment. Naast de MKN zijn voor deze compartimenten ook Interventiewaarden (IW) afgeleid, die een ernstig risiconiveau (ER) representeren. Waar de MKN op een HC<sub>5</sub>-niveau ligt, ligt het ER op een HC<sub>50</sub>-niveau. Formeel valt de afleiding van interventiewaarde buiten het normstellingstraject van INS, omdat het gaat om een beleidsmatige invulling. Het ER wordt gebruikt voor curatieve beleid. De Interventiewaarden (IW) voor droge bodem (HC<sub>50</sub>-niveau) worden gebruikt als eerste signaal voor een verontreinigde bodem die wellicht gesaneerd moet worden. Ook voor de waterbodem zijn, in de tijd dat waterbodemsaneringen onder de Wbb vielen, IW afgeleid. Deze hebben nu geen functie meer als signaalwaarde voor sanering, maar worden in de Rbk nog wel gebruikt als bovengrens voor het toepassen en verspreiden in oppervlaktewater. Tevens spelen de IW een rol als grenswaarde in het Toetsingskader waterkwaliteit en Handboek Immissietoets.

#### 3.3.1 Grondwater

Bij de normering van stoffen voor grondwater introduceert de Grondwaterrichtlijn (GWR) (2006/EG/118) een nieuw begrip: drempelwaarden (DW). Voor nitraten en bestrijdingsmiddelen heeft de EU-norm reeds normen gesteld van respectievelijk 50 mg/l en van 0,1 µg/l / 0,5 µg/l (individueel / som). Afwijkend van de KRW mogen lidstaten voor alle andere relevante stoffen zelf een of meerdere drempelwaarden afleiden en vaststellen, op basis van de aanbevolen stoffen in bijlage II van de GWR en een eigen risico-inschatting. In Nederland is dat voorsnog gebeurd voor zes stoffen. Uniforme drempelwaarden zijn opgesteld voor nikkel (30 µg/l), cadmium (0,5 µg/l) en lood (11 µg/l); stoffen waarvoor de drempelwaarde kan variëren zijn arseen, chloride en fosfaat (P-totaal). Voor enkele zoute grondwaterlichamen is geen drempelwaarde afgeleid voor chloride omdat deze stof daar van nature in hogere concentraties voor komt. Nederland hanteert dan ook een groeimodel, waarbij het aantal stoffen waarvoor een drempelwaarde is afgeleid in de eerste planperiode 2010-2015 zal worden uitgebreid.

De DW is gebaseerd op een drempelwaarde voor humaan gebruik (DW-humaan) en voor ecosystemen (DW-eco). De DW-humaan is gebaseerd op de drinkwaternorm, tenzij de achtergrondconcentratie (AC) in het grondwaterlichaam hoger is; dan wordt de achtergrondconcentratie gebruikt. De DW-eco is gebaseerd op het Maximaal Toelaatbaar Risico voor ecosystemen (MTR-eco), tenzij de achtergrondconcentratie in het grondwaterlichaam hoger is; dan wordt de achtergrondconcentratie gebruikt<sup>6</sup>. Om te garanderen dat zowel humaan gebruik als de ecosystemen beschermd zijn, wordt de laagste van beide waarden (DW-humaan en DW-eco) als drempelwaarde gebruikt. Recentelijk hebben De Nijs et al. (2011) de methode voor afleiding van drempelwaarden (DW) geactualiseerd, maar deze methode is nog niet formeel verankerd in beleid en regelgeving.

6. De correctie voor de Achtergrondconcentratie geldt alleen voor metalen.

Naast de drempelwaarden gelden in Nederland ook interventiewaarden grondwater, die worden gebruikt om te beoordelen of puntbronnen gesaneerd moeten worden. Momenteel loopt een traject om deze normen te herzien (Lijzen et al., 2012). Bovendien wordt gewerkt aan gebiedsgericht grondwaterbeheer. In dit rapport zal geen verdere aandacht aan grondwater worden besteed.

### 3.3.2 Biota

Voor drie prioritaire stoffen (kwik, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen) zijn de KRW-normen niet in water gedefinieerd, maar in biota. De reden is dat deze stoffen, zelfs met de beste analysetechnieken, niet meetbaar zijn in water. Deze normen zijn afgeleid volgens de Europese Guidance (2011). Nederland bekijkt de mogelijkheden om (op termijn) deze stoffen toch in water te meten door gebruik van technieken zoals passieve sampling.

### 3.3.3 Bodems en sediment

Bij de beoordeling van de waterkwaliteit stelt Nederland geen normen voor de waterbodem, maar er worden wel normen gesteld voor grond en bagger die wordt toegepast in het watersysteem. In het verleden gold voor sediment dezelfde norm als voor droge bodem. Dit uitgangspunt is verlaten in het Besluit bodemkwaliteit. Het uiteenlopen van bodem- en sedimentnormen is een bewuste keuze, maar heeft tot gevolg dat oevergebieden<sup>7</sup> en op het oog gelijke gebieden aan de andere kant van de dijk beleidsmatig op verschillende manieren worden aangepakt.

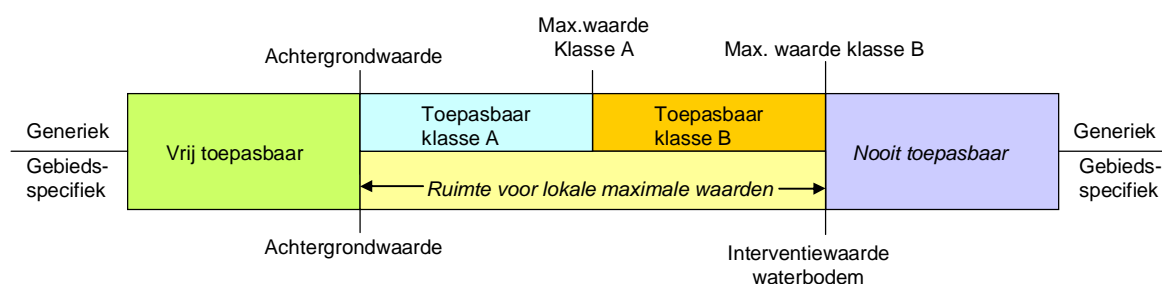
Voor bodemnormen worden bij voorkeur terrestrische ecotoxicologische testen gebruikt in plaats van aquatische testen. Bovendien wordt de norm afgeleid voor een standaardbodem met 25% lutum en 10% organische stof. Elke bodem moet worden omgerekend naar een standaardbodem voordat getoetst kan worden aan de norm. Als dat niet mogelijk is worden aquatische testen via evenwichtspartitie omgerekend naar een bodemnorm.

---

7. *Waterbodems die een groot deel van de tijd droogstaan (bijv. uiterwaarden).*

## 4 De huidige Bbk-normen waterbodem tegen het licht

In dit hoofdstuk worden de waterbodemnormen van het Besluit bodemkwaliteit besproken volgens een vaste indeling. Eerst worden de functies van de normen beknopt weergegeven. Vervolgens wordt de milieuhygiënische onderbouwing beschreven, gevolgd door de maatschappelijke (beleidsmatige) afwegingen die tot vaststelling van de normen hebben geleid. Tenslotte worden kort de verbetermogelijkheden besproken. Figuur 4.1 toont de normen voor toepassen in oppervlaktewater (inclusief oevergebieden zoals uiterwaarden).



Figuur 4.1 Overzicht van de waterbodemnormen in het Besluit bodemkwaliteit

### 4.1 Achtergrondwaarden

#### 4.1.1 Functie

Achtergrondwaarden vormen de bovengrens voor vrij verspreidbaar en vrij toepasbaar materiaal.

#### 4.1.2 Milieuhygiënische onderbouwing

De Achtergrondwaarden zijn afgeleid van gemeten gehalten in Nederland (zie 4.1.3) en kennen geen milieuhygiënische onderbouwing.

#### 4.1.3 Maatschappelijke keuzes die tot de Achtergrondwaarden hebben geleid

De Achtergrondwaarden zijn gebaseerd op de resultaten van het project AW2000. Voor meer informatie over dit project wordt verwezen naar de rapportage van het project (Lamé e.a., 2007) en naar de rapportage van het beleidsmatig vervolg van het project (Lamé en Nieuwenhuis, 2007).

In het project AW2000 zijn concentraties aan verontreinigende stoffen bepaald in onverdachte landbouw- en natuurgebieden in Nederland. Er is alleen gemeten in landbodems, dus niet in waterbodems of in grondwater. Voor het bepalen van het natuurlijke achtergrondgehalte zouden theoretisch weinig verschillen gevonden moeten worden, omdat Nederland grotendeels bestaat uit gesedimenteerd materiaal. Als het echter gaat om de diffuse, laag belaste waterbodems zal vermoedelijk een hogere waarde worden gevonden dan voor landbodems. Toch is er in het Besluit bodemkwaliteit voor gekozen om de AW van de landbodem over te nemen voor waterbodems.

Door de beleidsgroep AW2000 is voorgesteld de P95-waarde van de (naar de standaardbodem gestandaardiseerde) concentraties gemeten in de bovenste 0,10 m van de bodem vast te stellen als normwaarde: de Achtergrondwaarde. Voor een aantal stoffen kon



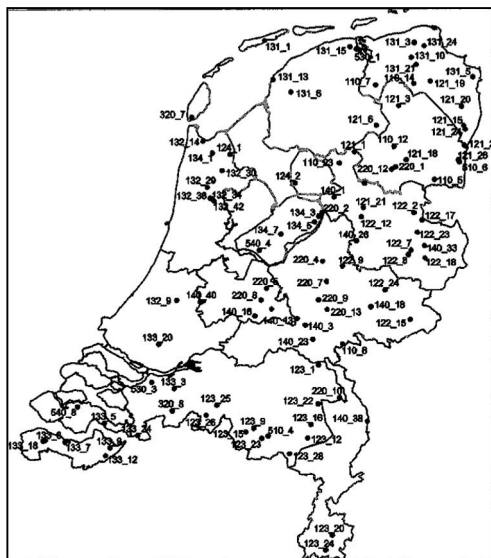
geen betrouwbare P95-waarde worden afgeleid, omdat er onvoldoende meetwaarden boven de bepalingsondergrens uitkwamen. In die gevallen is de Achtergrondwaarde gebaseerd op de (intra-laboratorium reproduceerbaarheid) bepalingsgrens, omdat beleidsmatig was vereist dat de wettelijk vastgestelde normen in de Rbk meetbaar moeten zijn.

Verder zijn er specifieke keuzes gemaakt voor bepaalde stoffen. Die kunnen te maken hebben met:

- het ontbreken van de stof in het AW-2000-meetprogramma (asbest, HCB);
- keuze voor somparameters of individuele stoffen;
- afwijkende beleidsmatige keuzes (o.m. som organotins, chloride, nikkel).

Alle details hierover zijn te vinden in het NOBO-rapport (Ministerie van VROM, 2009).

Er is kritiek op de landelijke geldigheid van de AW. In Figuur 4.2 is de verdeling van de 100 meetpunten van het AW-2000 bestand weergegeven. In de laagveengronden en rivierkleigronden van het benedenrivierengebied blijkt uit aanvullend onderzoek, dat de **natuurlijke** gehalten van een aantal stoffen, zoals Ba, Mo, Ni, Pb, Hg en minerale olie, hoger zijn dan de AW-2000 waarden (Van der Eijk en Roeloffzen, 2009). Deze kritiek heeft (nog) niet geleid tot aanpassingen, maar er zijn wel voldoende data beschikbaar om nieuwe Achtergrondwaarden te bepalen (Spijker et al., 2012). Ook voor arseen is een inventarisatie uitgevoerd (Vink et al., 2010).



Figuur 4.2 Meetpunten waarop de Landelijke Achtergrondwaarde is gebaseerd

#### 4.1.4 Verbetermogelijkheden

Een achtergrondwaarde specifiek voor waterbodems lijkt lastig af te leiden, omdat waterbodems als *sink* werken, waardoor ze altijd wat hoger belast zijn. Niettemin zou je op vergelijkbare wijze een dataset kunnen verzamelen met relatief onbelaste waterbodems en de P95 daarvan als AW-waterbodems kunnen benoemen. Los van de vraag of AW voor droge bodem toepasbaar zijn voor waterbodems zijn er redenen om de AW2000 verbeteren, omdat deze voor sommige bodems niet correct is, maar dit is niet primair een actie vanuit het waterbeheer. Wel moet gezorgd worden dat voor alle klassengrenzen ofwel somnormen of individuele normen worden afgeleid. In de huidige situatie komt het voor dat de AW als individuele norm is geformuleerd, terwijl de maximale waarde klasse A als somnorm is

gedefinieerd. Vanuit de waterkwaliteitsnormen heeft het een sterke voorkeur om te normeren op individuele stoffen.

## 4.2 Maximale waarden klasse A

### 4.2.1 Functie

- Bovengrens voor het toepassen van grond en bagger in oppervlaktewater, die relatief licht verontreinigd is.
- Bovengrens voor verspreiden in zoet water

### 4.2.2 Milieuhygiënische onderbouwing

De maximale waarden klasse A zijn niet gebaseerd op milieuhygiënische risico's.

### 4.2.3 Maatschappelijke keuzes die tot de maximale waarde klasse A hebben geleid.

Uitgangspunt is dat tussen de milieuhygiënisch acceptabele bovengrens (max.B) en de achtergrondwaarde twee categorieën bagger (klasse A en B) gewenst waren om *stand still* vorm te geven. De essentie van de maximale waarde klasse A is dat dit onderscheid maakt tussen diffuus belaste gebieden en sterker verontreinigde delen (historische belasting/puntbronnen).

De generieke maximale waarde klasse A is gebaseerd op het herverontreinigingsniveau (HVN) van de Rijn. Dit houdt in dat voor elke stof het 95-percentiel van de HVN Rijntakken is berekend over de periode tussen 1996 en 2005 (CSO, 2005). Dit HVN is gebaseerd op de bij Lobith gemeten gehalten in zwevend stof omgerekend naar standaardbodem (25% lutum en 10% organische stof).

Het HVN Rijntakken bleek echter voor sommige stoffen op praktische problemen te stuiten. Om verschillende redenen zijn aanpassingen gedaan op het HVN:

- Omdat de maximale waarde klasse A zowel voor toepassen als voor verspreiden in zoet water geldt, is er een vergelijking gemaakt met de normen voor verspreiden in zout water (Zoute Bagger Toets; ZBT). Internationaal was het namelijk niet acceptabel dat Nederland voor de zoete wateren strenger zou zijn dan voor verspreiden op zee. Dit zou 'dumpen' op zee suggereren. Het argument dat de normen slecht vergelijkbaar zijn omdat in de ZBT geen bodemtypecorrectie wordt toegepast deed daar niets aan af (Osté et al., 2008). Dit had tot gevolg dat het HVN voor vijf stoffen, namelijk As, Cd, Cr, minerale olie en TBT, naar boven toe is gelijkgesteld aan de ZBT-norm waardoor er meer toegepast mag worden in de zoete wateren dan op basis van het HVN toegestaan zou zijn.
- Er zijn drie extra stoffen genormeerd die in het stoffenpakket voor landbodem en regionale wateren zijn opgenomen: Ba, Co en Mo. Deze stoffen waren niet opgenomen in de HVN-database. De maximale waarde klasse A is de P95 van een database (waarin slechts enkele waterschappen waren opgenomen) voor regionale wateren. Er zijn nog drie andere stoffen in de tabel van de Regeling bodemkwaliteit, namelijk V, Sb en Sn, die niet in de HVN-database zaten. Hiervoor is geen maximale waarde klasse A vastgesteld. Voor deze stoffen leidt een overschrijding van de Achtergrondwaarde automatisch tot het oordeel klasse B.
- Zes normen zijn opgehoogd, omdat de Achtergrondwaarde hoger is dan de P95 HVN: som DDD/DDE/DDT, endrin, dieldrin, som drins,  $\gamma$ -HCH en som HCH. Voor deze stoffen is de maximale waarde klasse A gelijkgesteld aan de Achtergrondwaarde.

Voor een aantal van de hier genoemde stoffen geldt dat de lidstaten beheersmaatregelen moeten treffen, gericht op het stoppen van het vrijkomen van de prioritair gevaarlijke stoffen<sup>8</sup>

#### 4.2.4 Verbetermogelijkheden

De noodzaak voor het wijzigen van de klasse A waarde wordt vooral bepaald door beleidsmatige wensen. Mag de klasse A norm boven het MTR-sediment liggen? Tot welk niveau mogen stoffen die volgens de KRW moeten worden uitgefaseerd of verspreid worden? Als het HVN geldt als uitgangspunt, kan de klasse A norm dan landelijk worden vastgesteld? Omdat er bij verspreiden intensief contact is met het oppervlaktewater ligt het voor de hand dat de norm voor verspreiden het MTR voor zwevende stof niet mag overschrijden.

Naast beleidsmatige vragen speelt er één technische-inhoudelijke vraag als het HVN het uitgangspunt blijft: Is het HVN over de periode 1996-2005 nog wel representatief voor het huidige HVN? Aangenomen mag worden dat een eventuele daling binnen de onzekerheidsmarges valt.

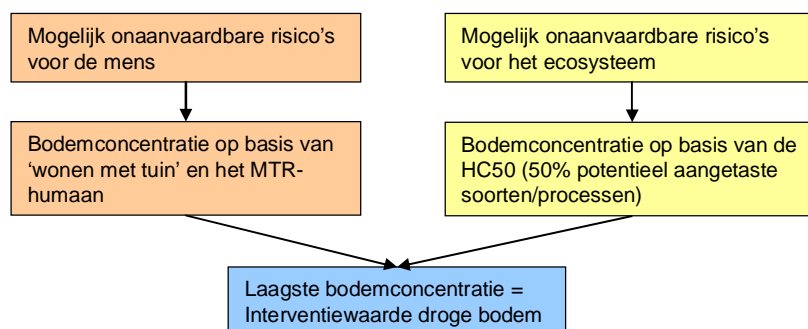
### 4.3 Maximale waarden klasse B (= interventiewaarden waterbodems)

#### 4.3.1 Functie

Bovengrens voor toepassen in oppervlaktewater.

#### 4.3.2 Milieuhygiënische onderbouwing

De Interventiewaarden of maximale waarden klasse B zijn gebaseerd op humane en ecologische risico's. De laagste waarde van de twee geldt als Interventiewaarde voor zowel bodem als waterbodem.



Figuur 4.3 Schema onderbouwing Interventiewaarden (Ministerie van VROM, 2009)

In de Regeling bodemkwaliteit is een grote herziening doorgevoerd voor droge bodems. Dit is gebeurd op basis van een RIVM-rapport (Lijzen et al, 2001), waarin waarden zijn afgeleid op basis van de toendertijd meest recente wetenschappelijke data. De interventiewaarden voor landbodem zijn, meer dan daarvoor, gebaseerd op terrestrische toxiciteitsgegevens. Terrestrische gegevens zijn gebruikt voor alle metalen en voor 24 organische stoffen (Verbruggen e.a., 2001). Juist voor de metalen is bekend dat de toxiciteit in waterbodems en landbodems verschillend is door verschil in speciatie.

In Lijzen et al. (2001) zijn voorstellen gedaan voor aparte Interventiewaarden voor natte waterbodems. Om verschillende redenen zijn deze waarden niet overgenomen als nieuwe interventiewaarden waterbodems:

<sup>8</sup> Het gaat om: gebromeerde defenylethers, Cd, C10-13-chlooralkanen, endosulfan, HCB, hexachloorbutadieen, HCH, Hg, nonylfenolen, pentachloorbenzeen, PAK's, tributylverbindingen.

- Het was bij de ontwikkeling van de Bbk al bekend dat de Kaderrichtlijn Water (KRW) in de toekomst de doelstellingen voor waterbodems zou gaan bepalen. Er is toen beslist dat actualisatie beter kon plaatsvinden als de KRW-doelen, inclusief de aanpak van waterbodems binnen de KRW, duidelijk zouden zijn.
- De door het RIVM afgeleide waarden voor metalen waren zo hoog dat er vraagtekens waren bij de betrouwbaarheid van de berekende waarden voor waterbodems (o.a. TCB, 2002). Een van de kritiekpunten is het gebruik van gemiddelde sediment-water partiticoëfficiënten ( $K_d$ 's). Voor een selectieve dataset, bijvoorbeeld alleen permanent natte waterbodems met gemiddelde organischestof- en lutumgehalten, kan de variatie al een factor 10 bedragen. Bij natte en droge, zandige en slibbige sedimenten kan de spreiding oplopen tot een factor 1000 (Vink en De Weert, 2009).
- De interventiewaarden waterbodems gelden ook voor de uiterwaarden. Een deel van de uiterwaarden staat zelden onder water en lijkt sterk op een droge bodem. In droge bodems kunnen metalen reeds bij lagere concentraties effecten veroorzaken.

Vanwege bovenstaande redenen zijn de bestaande interventiewaarden voor waterbodems uit 2000 als milieuhygiënische basis gehandhaafd (VROM, 2000). De onderbouwing hiervan is te vinden in respectievelijk Van de Berg e.a. (1994), Kreule e.a. (1995) en Kreule en Swartjes (1998).

- 4.3.3 Maatschappelijke overwegingen die tot de maximale waarde klasse B hebben geleid  
 Vooral in het rivierengebied ligt veel sediment boven de op dat moment geldende interventiewaarde. Dit leidde tot een groot aantal saneringslocaties en het was zowel fysiek als financieel onmogelijk deze waterbodems allemaal te saneren. In het verleden bleek tijdens Nader onderzoek bovendien vaak dat er geen of beperkte risico's waren.

De door RIVM voorgestelde interventiewaarden voor metalen in waterbodems gaven ruimte voor versoepeling. Deze ruimte is deels benut om de maximale waarde klasse B (= interventiewaarde) voor sommige metalen te verhogen. Daarmee werd geaccepteerd dat grond/baggerverzet eenvoudiger werd voor de diffuse grauwsliuier van metalen in het rivierengebied. Alleen 'hotspots', gekwantificeerd als de slechtste 5%, zouden worden afgekeurd. Concreet is dit als volgt ingevuld:

- De slechtste 5% is bepaald op basis van een database van klasse 3&4 waterbodems in de Rijntakken (CSO, 2005). De P95 werd vergeleken met de interventiewaarden uit 2000 en de hoogste van deze twee waarden is de nieuwe interventiewaarde geworden,
- Voorwaarde voor de nieuwe maximale waarde klasse B was dat de waarde beneden de door RIVM voorgestelde interventiewaarde waterbodems (Lijzen e.a., 2001) lag. In de praktijk bleek dit geen limiterende eis.

Voor organische contaminanten zijn de interventiewaarden ongewijzigd ten opzichte van de Circulaire streef- en interventiewaarden (Ministerie van VROM, 2000). Voor een deel van deze interventiewaarden heeft het RIVM in 2001 andere normen afgeleid, maar deze zijn dus nooit overgenomen.

#### 4.4 ZBT-normen (verspreiden bagger in zoute wateren)

- 4.4.1 Functie  
 Bovengrens voor het verspreiden van baggerspecie in zout water

- 4.4.2 Milieuhygiënische onderbouwing  
 Het rapport Baggerspecie in Zee; hoe regelen we dat verantwoord? (Stronkhorst et al., 2001) geeft een overzicht van het beleid rondom verspreiden van baggerspecie op zee. De Nederlandse regering heeft in de vierde Nota waterhuishouding een nieuw systeem

aangekondigd voor de beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspecie in zoute wateren. De beoordeling van baggerspecie of dit in het mariene milieu mag worden verspreid is vanaf 2004 (Staatscourant, 2004) geregeld na vervanging van de Uniforme Gehalte Toets (UGT) door de Chemie Toxiciteits Toets (CTT) (Schipper en Schout, 2004). Na evaluatie van de CTT in 2006 (Schipper en Klamer, 2006) zijn perspectieven geschetst voor het omgaan met baggerspecie in de vorm van een streefbeeld. Vanaf 2006 vervangt de ZBT de CTT. Een voortvloeiende evaluatie van de CTT is dat bioassays niet meer zijn opgenomen in de ZBT

Over het algemeen blijken de meeste toetswaarden van de UGT redelijk goed overeen te komen met de ERM (Effect Range Median), die het niveau aangeeft waarboven negatieve biologische effecten waarschijnlijk worden geacht (ER-niveau) (Stronkhorst and van Hattum, 2003b). Het risiconiveau van de ZBT-normen is niet helemaal eenduidig: voor metalen ligt het MTR-sediment hoger dan de norm voor verspreiden in zout water, voor PCB en HCB ligt het MTR-sediment lager.

Enkele stoffen wijken in de ZBT af van de oorspronkelijke UGT-lijst. De PAK-norm (som10) is gebaseerd op Noord-Amerikaans onderzoek van eind jaren '90 (8 mg/kg). De som 7-PCB is gebaseerd op een ERM van 90 µg/kg ds (de ZBT-norm is 100) (Stronkhorst et al., 2003). Het meest recent is de TBT-norm. Op basis van laboratoriumexperimenten (Stronkhorst en Van Hattum, 2003) naar de overleving van mariene bodemorganismen (onder meer amphipoden en de zeeklit) die werden blootgesteld aan met TBT vervuilde sedimenten, is een gemiddeld MTR van 90 µg Sn/kg d.s. afgeleid (de ZBT-norm varieert van 100-250).

#### 4.4.3 Maatschappelijke overwegingen die hebben geleid tot de ZBT-normen

Tussen de milieuhygiënisch afgeleide waarden in 4.4.2 en het uiteindelijke lijstje van de ZBT zijn de nodige beleidsmatige keuzes gemaakt. Het gaat om verschillende redenen:

De Nederlandse regering heeft in de vierde Nota waterhuishouding een systeem aangekondigd voor de beoordeling van de verspreidbaarheid van baggerspecie in zoute wateren (Staatscourant, 2000). Dit systeem moest, in aanvulling op het UGT beoordelingssysteem in de CTT meer rekening houden met de biologische effecten van het verspreiden van zoute baggerspecie. In de ZBT heeft dit tot aanpassing geleid (Inspectie V&W, 2005). Tussen de milieuhygiënisch afgeleide waarden in 4.4.2 en het uiteindelijke lijstje van de ZBT zijn de nodige beleidsmatige keuzes gemaakt. Het gaat om verschillende redenen:

##### 1. Geen bodemtypecorrectie

De normen bij de uniforme gehaltetoets (UGT) hebben vanuit de evenwichtspartitietheorie betrekking op een standaard waterbodemp met 10% organisch stof en 25% lutum. Bij het baggeren en het verspreiden van zoute baggerspecie op de zeebodemp ontstaat er een geheel andere situatie door herverdeling en menging van het slijb en de contaminanten, zodat er geen sprake is van een evenwichtspartitie. Standaardisatie van de gehalten aan stoffen in het te baggeren havenslijb werd daarom overbodig geacht. Bij invoering van de CTT (Staatcourant, 2004) is prioriteit gegeven aan baggerspecie met het hoogste absolute gehalte aan verontreinigingen in plaats van het hoogste genormaliseerd gehalte. In de praktijk betekende dit een versoepeling van de normen (Stronkhorst et al., 2001).

##### 2. Invoering toetsingsregel

Bij de toetsing aan de ZBT-normen geldt de 50%-toetsingsregel dat inhoudt dat ten hoogste twee niet-prioritaire (Cu, As, Cr, Zn) stoffen de bijbehorende toetsingswaarde met maximaal

50% mogen overschrijden. Voor het verspreiden in zoutwater (Min V&W, 2005). Prioritaire stoffen en PCB's zijn uitgezonderd van deze mogelijkheid. Dit betreft een beleidsmatige keuze, die een versoepeling van de gestelde normen geeft.

### 3. Niet meer toetsen van organobestrijdingsmiddelen

Sinds de invoering van de CTT (Staatscourant, 2004) worden de chemische stoffen aldrin, endrin, dieldrin, lindaan en heptachloorepoxide niet meer getoetst omdat deze organobestrijdingsmiddelen niet of nauwelijks meer in baggerspecie voorkomen.

### 4. Voorkómen van trendbreuk met TBT houdende baggerspecie

Maatschappelijke overwegingen (Schipper en Schout, 2005) hebben geleid tot de huidige TBT-normen, waarmee is voorkomen dat er een significante trendbreuk optreedt in de hoeveelheid verspreidbare baggerspecie. Bij de afgifte van beschikkingen voor het verspreiden van zoute baggerspecie krijgt het bevoegd gezag ruimte voor regionaal maatwerk. Op deze wijze kan een trendbreuk in de te verspreiden hoeveelheden verontreinigde baggerspecie in het mariene milieu worden voorkomen. Het regionaal maatwerk heeft geleid tot een toetsingswaarde voor TBT in de Noordzeehavens van 100 (of 115)  $\mu\text{g Sn/kg d.s.}$  en een ruimere toetsingswaarde voor TBT in de Wadden-, en Zeeuwse havens van 250  $\mu\text{g Sn/kg d.s.}$ . Dit betreft een beleidsmatige keuze, die een versoepeling van de gestelde normen geeft.

### 5. Vervanging van individuele PAK's en PCB's door somparameters.

De individuele PAK's en PCB's hebben vergelijkbare effecten op organismen. Daarom is het beoordelingssysteem vereenvoudigd door te volstaan met criteria voor de parameters 'som 10-PAK' en 'som 7-PCB'.

### 6. Geen biologische effectmetingen

Bij de evaluatie van de CTT (Min V&W, 2006) is naar voren gekomen dat de onderzochte bioassays vanwege hun ongeschiktheid niet langer onderdeel uitmaken van de CTT (Schipper et al., 2010). Hiermee valt de biologische component weg uit de CTT en dekt de naam niet langer de lading. De naam van het beoordelingssysteem is gewijzigd in Zoute-Bagger-Toets (ZBT).

## 4.5 msPAF (verspreiden op aangrenzend perceel).

### 4.5.1 Functie

Bovengrens voor het verspreiden van baggerspecie op het aangrenzende perceel.

### 4.5.2 Milieuhygiënische onderbouwing

Het verspreiden op het aangrenzende perceel kent (na opname van de nieuwe metalen in het stoffenpakket in de msPAF) vier normen: de msPAF voor metalen, de msPAF voor organische contaminanten, een norm voor olie en een norm voor cadmium. Bovendien is de interventiewaarde droge bodem de bovengrens voor alle individuele stoffen.

De msPAF is een directe risicomaat, waarin de individuele PAF-scores (ofwel HC-percentages) worden opgeteld tot een score voor een groep van stoffen: meer-soorten-PAF. Bij de berekening van de msPAF wordt voor metalen rekening gehouden met de achtergrondwaarde (dit deel van de verontreiniging telt niet mee voor de effecten) en voor sommige elementen (Cd, Zn en Cu) is rekening gehouden met DOC-gebonden metaal. De DOC-gebonden fractie telt slechts voor 25% mee. Tenslotte is niet gewerkt met een vaste Kd,

maar met een bodemtype-afhankelijke  $K_d$ , wat de vertaling van totaalgehalte naar poriewater significant verbetert.

De msPAF is niet eerder gebruikt voor normen en de discussie is onder meer welk risiconiveau acceptabel is. Normaal gesproken wordt in het bodembeleid vaak met HC5 (MTR)-niveau gewerkt voor preventief beleid en HC50 niveau voor curatief beleid. Een msPAF van 50% is echter niet vergelijkbaar met een HC50 voor een individuele stof, zeker omdat verontreiniging vaak bestaat uit een cocktail. Als er 13 stoffen op HC5-niveau zitten komt dat overeen met een msPAF van 50%.

Voor olie en cadmium zijn aparte normen. De mix van minerale oliën is onmogelijk in de msPAF op te nemen. De msPAF is gericht op directe effecten op lagere organismen. Aangezien Cd niet zo zeer toxisch is voor lagere organismen, maar vooral voor hogere organismen (incl. mensen) moet voor cadmium aanvullend genormeerd. Beide normen kennen een zeer zwakke milieuhygiënische onderbouwing en zijn afkomstig uit de oude klassenindeling toen klasse 0,1 en 2 verspreid mocht worden.

#### Onderzoek naar verspreiden van bagger op het aangrenzende perceel

Er is de laatste 10 jaar het nodige onderzoek gedaan naar het verspreiden van bagger op land (Seuntjes et al., 2004, Posthuma et al., 2006). Met meest recente praktijkonderzoek naar verspreiden van bagger op het aangrenzende perceel is in de afgelopen jaren uitgevoerd door Alterra (Harmsen et al., 2012). Daaruit blijkt dat het huidige verspreidingsbeleid niet leidt tot aantoonbare verhoging van de verontreinigingen op de landbodem, behalve voor PAK. Voor PAK is de beschikbaarheid echter erg laag. In ieder geval blijkt dat de regionale verschillen in bodemkwaliteit vele malen groter zijn dan de verschillen tussen waterbodem en landbodem. Deze resultaten zijn vooral gebaseerd op verspreiden in kleigebieden.

In veengebieden wordt vooral gewerkt met weilanddepots en daar lijken de verschillen tussen sediment en ontvangende bodem groter te zijn. De oorzaak daarvan is nog niet helemaal duidelijk.

Verder wordt aangegeven dat Hg en Cd niet meetellen in de msPAF. Dit is logisch, want deze metalen veroorzaken niet snel directe effecten (en daar gaat de msPAF over), maar vooral leiden tot doorvergiftiging. Met name voor Cd ligt de huidige norm wel hoger dan bijvoorbeeld de LAC-waarden.

De resultaten van dit onderzoek zullen mede worden gebruikt voor eventuele bijstelling van het huidige beleid.

- 4.5.3 Maatschappelijke overwegingen die geleid hebben tot de msPAF  
Veruit de belangrijkste randvoorwaarde voor het nieuwe beleid voor verspreiden op het aangrenzend perceel was dat er evenveel bagger moest worden verspreid in het nieuwe beleid. De msPAF-normen van 20% en 50% zijn zo gekozen dat aan die randvoorwaarde werd voldaan.

De individuele normen voor olie (3000 mg/kg) en Cd (7,5 mg/kg) zijn gehandhaafd ten opzichte van het oude beleid, nl. de toetsingswaarde die als bovengrens voor klasse 2 bagger werd gehanteerd. Ook hiervoor was de belangrijkste overweging dat het nieuwe



beleid de mogelijkheden voor verspreiding van baggerspecie op het aangrenzende perceel niet mocht beperken.

## 5 Synthese en aanbevelingen

### 5.1 Basale keuzes

Als is vastgesteld dat er een norm noodzakelijk is ter bescherming van mens en milieu, is het van groot belang om enkele basale keuzes te maken. Dit betreft:

1. een keuze tussen enerzijds eenvoudige, eenduidige, harde, generiek toepasbare normen en aan de andere kant van het spectrum: normen die ondersteuning bieden bij het maken een optimale afweging voor het realiseren van de verschillende doelen van het watersysteem.
2. het type normen, variërend van totaalgehalten, beschikbare fracties, (porie)water, effectgerichte normen of ecologische maatlaten.
3. de keuze op welke manier wordt omgegaan met maatschappelijke aspecten. Moeten deze in de normen worden verwerkt, zodat de norm een resultaat is van een democratische beslissing op basis van alle argumenten of moeten de normen zoveel mogelijk wetenschappelijk onderbouwde getallen zijn?

Hoewel de KRW-doelstellingen breed geformuleerd zijn, is de KRW-normstelling sterk gericht op het oppervlaktewater. Daardoor zijn geen harde (Europese) normen nodig voor puntlozingen, nalevering uit sediment, landbouwemissies, etc.. In de KRW is gekozen voor één harde chemische norm in oppervlaktewater (dus geen curatieve en preventieve norm). De normen zijn afgeleid volgens een Europees vastgestelde methodiek, waarin keuzes zijn gemaakt die door alle lidstaten zijn geaccordeerd. Als de chemische norm niet wordt gehaald is voor zware metalen een tweedelijnsbeoordeling mogelijk, waarin rekening gehouden mag worden met biobeschikbaarheid of achtergrondconcentraties. Indien gemotiveerd kan worden het halen van de doelen onmogelijk is of buitenproportionele maatregelen vraagt, kan doelverlaging aan de EC worden voorgesteld.

Het zou logisch zijn als de normen voor toepassen en verspreiden in oppervlaktewater worden afgestemd op KRW-uitgangspunten, zowel qua systematiek als qua bescherming. Op lange termijn moet worden toegewerkt naar afgestemde normen voor het bodemwatersysteem. Water vormt in het hele systeem de verbindende factor. Het ligt voor de hand om water als centraal compartiment voor normstelling te kiezen en zo veel mogelijk in de waterfase te meten. In sommige situaties is het wellicht beter om totaalgehalten te combineren met modellen (zie 5.3 voor meer informatie).

### 5.2 Aansluiting systematiek Waterwet met Bbk

Als na uitvoering van (graaf)werkzaamheden de nieuwe waterbodem een slechtere kwaliteit heeft dan de oude waterbodem en als de nieuwe waterbodem de interventiewaarde overschrijdt, moet getoetst worden met de waterbodemimmissietoets. De Rbk stelt normen aan grond/bagger die wordt toegepast of verspreid. Hoewel deze instrumenten niet op hetzelfde moment worden toegepast, beoordelen ze in beide gevallen of de kwaliteit van de nieuwe waterbodem voldoende bescherming biedt aan de waterkwaliteit. Daarom zouden ze afgestemd moeten zijn. Momenteel is onbekend in hoeverre deze instrumenten verschillende oordelen opleveren. Belangrijk verschil is in ieder geval dat het geen-achteruitgangbeginsel in de waterbodemimmissietoets en het *stand still*beginsel in het Bbk verschillend zijn geïnterpreteerd. In het waterbeheer mogen ingrepen leiden tot een verhoging van concentraties in het oppervlaktewater zolang de normen niet worden overschreden. In het Bbk zijn meerdere klassen gedefinieerd waarmee wordt gewaarborgd dat de

(water)bodemkwaliteit niet verslechtert. Bij het uitvoeren van werken in het oppervlaktewater lopen deze uitgangspunten nu nog door elkaar heen.

Het Besluit bodemkwaliteit heeft enkele kenmerken die goed aansluiten bij de Waterwet. Zo kent het Bbk voor het toepassen van grond en bagger een eerste en een tweede lijnsbeoordeling. Naast een toetsing aan generieke normen, kan in de tweede lijn een lokale maximale waarde worden vastgesteld. Een lokale maximale waarde moet wel gedefinieerd zijn als een totaalgehalte. Vanuit de KRW ligt het voor de hand om biobeschikbaarheid op een of andere manier een plek te geven in de tweede lijn (zie 5.3).

De KRW kent per parameter één norm. Het oordeel per parameter is goed of slecht. Als die aanpak wordt gevolgd zou ook voor toepassen van grond en bagger op land slechts ja of nee gelden onafhankelijk van de ontvangende bodem. De Richtlijn prioritair stoffen stelt echter ook dat de sedimentkwaliteit niet mag verslechteren. Het *stand still* beginsel in het Bbk vormt dus een goede aanvulling als het gaat om het aanbrengen van nieuw materiaal.

Het Bbk kent ook eigenschappen die minder goed aansluiten bij het waterbeheer. Alle waterbodempnormen in het Bbk zijn gedefinieerd als totaalgehalten, terwijl het oppervlaktewater het belangrijkste beschermingsdoel is. Normen uitgedrukt als concentraties in (porie)water sluiten beter aan bij de waterkwaliteitsdoelen en hebben als voordeel dat het vertalen van water naar sediment/bodem met een onzekere  $K_p$  niet meer nodig is.

Er zijn echter twee cruciale aandachtspunten bij deze aanpak: 1. In oppervlaktewateren is er een abrupte overgang van aëroob oppervlaktewater naar anaëroob sediment. Dat heeft een groot effect op de beschikbaarheid van redoxgevoelige stoffen (metalen, fosfaat) voor organismen en op het transport van poriewater naar oppervlaktewater. Het toetsen van poriewaterconcentratie aan normen voor oppervlaktewater kan een fout beeld geven. 2. Bij grondverzet van nat naar droog en omgekeerd wijzigen de redoxcondities, waardoor de beschikbaarheid kan veranderen. In plaats van het direct meten en toetsen van poriewater kan ook een combinatie van meten en modelleren worden toegepast.

### 5.3 De huidige waterbodempnormen

- 5.3.1 Beoordeling van de liggende waterbodem  
Voor de waterbodempkwaliteitsbeoordeling (Handreiking beoordelen waterbodems) zijn geen aparte waterbodempnormen ontwikkeld. De bijdrage (belasting) van de waterbodem aan de waterkwaliteit wordt berekend als basis voor het beoordelen van de zin om maatregelen te nemen.
- 5.3.2 Beoordeling van een ingreep in de waterbodem  
Dit wordt beoordeeld met de waterbodempmissietoets. Ook deze toets kent geen harde waterbodempnormen, maar de interventiewaarde wordt gebruikt als eerste criterium om vast te stellen of de toets moet worden uitgevoerd.
- 5.3.3 Tijdens het uitvoeren van werken en ingrepen  
Interventiewaarden worden tevens gebruikt als *trigger* in het Blbi. Vanuit het waterbeheer zou in deze beleidskaders geen (totaalgehalte)norm voor sediment nodig zijn, maar moet voorkomen worden dat toepassen van grond en bagger in oppervlaktewater (mede) leidt tot normoverschrijding. Het gebruik van totaalgehalten als middel om bescherming te bieden aan het oppervlaktewater kent grote onzekerheden.

#### 5.3.4 Toepassen in water

Voor het toepassen van grond en bagger dat van elders wordt aangevoerd is het verdedigbaar dat het *stand still* beginsel geldt en dat daarvoor normen nodig zijn. Vanwege veranderende milieucondities bij het verplaatsen van grond en bagger is *stand still* op basis van totaalgehalten de meest robuuste optie. Dit zou gecombineerd moeten worden met voorspellingsmodellen om de daadwerkelijke beschikbaarheid en afbraak onder veranderende en veranderde condities in te schatten.

Nutriënten zijn momenteel niet genormeerd in het Bbk, terwijl ze vaak een bedreiging vormen voor het halen van de ecologische doelen. Voor stikstof speelt de bodem in het algemeen een ondergeschikte rol, omdat deze snel in evenwicht komt met de waterfase, maar voor fosfaat kan de bodem, na reductie van emissies door externe bronnen, wel degelijk een bijdrage leveren aan de eutrofiëring.

Het concept van achtergrondwaarden (waarmee niet de natuurlijke achtergrondwaarde wordt bedoeld, maar de nu voorkomende gehalten als gevolg van lage diffuse belasting) past niet erg goed bij waterbodems. Waterbodems zijn doorgaans een *sink*, waarin stoffen ophopen en het onderscheiden van 'onbelaste' waterbodems is lastig.

Door sediment dat sterker is verontreinigd dan het HVN te vergelijken met sediment dat lagere gehalten bevat dan het HVN, wordt onderscheid gemaakt tussen recent afgezet sediment en de erfenis uit het verleden. Vanuit het *stand still* beginsel is dat wel te verdedigen, maar andere keuzes zijn mogelijk. Naast de basale keuze voor het HVN zijn er meer kanttekeningen te maken:

- Is het herverontreinigingsniveau nog gelijk aan de periode 1996-2005?
- is het herverontreinigingsniveau Rijntakken maatgevend voor Nederland?
- Is het acceptabel dat het herverontreinigingsniveau boven het MTR-sediment ligt?
- Accepteren we dat stoffen die volgens de KRW moeten worden uitgefaseerd via grondverzet in het watersysteem (terug)gebracht worden?

De milieuhygiënische basis van de maximale klasse B (=interventiewaarden) is vastgelegd in de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (VROM, 2000). Om verschillende redenen zijn deze waarden (milieuhygiënisch) niet herzien bij de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit in 2007. Wel is voor een aantal metalen de maximale waarde klasse B/interventiewaarde waterbodems verhoogd, waarmee werd geaccepteerd dat het aanpakken van de diffuse grauwsluier van metalen in het rivierengebied onmogelijk was. Alleen 'hotspot-materiaal', gekwantificeerd als de slechtste 5%, kwam dan niet voor toepassing in aanmerking.

Als er interventiewaarden worden gewijzigd heeft dat ook consequenties voor de situaties waarin een Blbi-werkplan moet worden geschreven en wanneer de waterbodemmissietoets moet worden uitgevoerd. In de Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen worden de Achtergrondwaarde, de maximale waarde klasse A en de maximale waarde klasse B/interventiewaarde gebruikt. Getalsmatige wijziging van de normen heeft daarom ook effect op wat is toegestaan bij toepassen in diepe plassen. Als ook het type norm wordt gewijzigd vraagt dat ook een herziening van de Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen.

#### 5.3.5 Normen voor verspreiden in water

De normen voor het verspreiden van baggerspecie op zee zijn voor het overgrote deel oud, de lijst is beperkt; niet alle prioritair stoffen maken deel uit van het stoffenpakket. Er is geen relatie gelegd met de KRW-normen die ook voor de overgangs- en kustwateren gelden.

Het ligt voor de hand dat bij het verspreiden in zout water minimaal gegarandeerd is dat verspreiding geen onacceptabele gevolgen heeft voor de prioritaire stoffen, zoals gepubliceerd in het Bkmw.

Voor verspreiden in zoet water geldt het herverontreinigingsniveau (HVN) als uitgangspunt. Wellicht is het HVN in de loop van de tijd gedaald, maar de verwachting is niet dat het om een grote daling zal gaan. Vraag is wel of het HVN voldoende beschermend is voor het watersysteem. Omdat er bij verspreiden intensief contact is met het oppervlaktewater ligt het voor de hand dat de norm voor verspreiden de MKN voor zwevende stof niet mag overschrijden. Ten slotte is niet voor alle KRW-stoffen een HVN afgeleid.

## 5.4 Aanbevelingen op basis van de synthese

- 5.4.1 Aanbevelingen omtrent de uitgangpunten voor grondverzet en waterbeheer
- Belangrijkste advies is dat het beleid voor grondverzet (Besluit en Regeling bodemkwaliteit) beter kan worden afgestemd op de waterkwaliteitsbeheer (Waterwet). Het is goed mogelijk is om de huidige kaders op elkaar af te stemmen. Een belangrijke basisovereenkomst is dat beide kaders een eerste en tweedelijnsbeoordeling kennen. Belangrijk verschil is dat er nu twee beginselen (geen achteruitgang in de Waterwet en *stand still* in het Bbk) verschillend worden geïnterpreteerd. Er moet nader worden bepaald of dat wenselijk is.

Een ander belangrijk verschil tussen beide kaders is de rol van biobeschikbaarheid en achtergrondconcentraties. Vanuit het waterbeheer krijgen biobeschikbaarheid en achtergrondconcentraties geen plek in de eerstelijnsnormstelling, maar wel in de tweede lijn. Het is logisch als het Besluit bodemkwaliteit hier zou aansluiten, al dient nader te worden uitgewerkt hoe precies. Vooral in gevallen dat er bij toepassen een overgang van aëroob (droog) naar anaëroob (nat) of omgekeerd plaatsvindt, kan de biobeschikbaarheid van metalen en fosfaat sterk beïnvloed worden. Vooral in het werk voor diepe plassen dat momenteel wordt uitgevoerd krijgt deze problematiek aandacht. Het is wellicht mogelijk om instrumentarium voor diepe plassen algemeen in te zetten voor het toepassen van droge grond in oppervlaktewater.

Hoe meer vrijheid wordt gegeven in de tweedelijnsnormstelling, hoe beter de informatie over de totstandkoming van de norm beschikbaar moet zijn. De informatie betreft aspecten zoals: betrouwbaarheid (beschikbaarheid van data), de veiligheidfactor en de verschillende deelnormen (eco/humaan). Heldere informatie over normen draagt tevens bij aan de transparantie, zodat voor betrokkenen en overige burgers helder is wat de milieuhygiënische basis is van de normen. Vooral voor kleine projecten vraagt het onderbouwen van een tweedelijnsbeoordeling al snel een grote inspanning. Om deze inspanning te beperken kan een standaardmethodiek ontwikkeld worden om het gebruik van normen toe te lichten. Als dit ertoe leidt dat in de praktijk vaak dezelfde norm opnieuw wordt afgeleid, pleit dat ervoor om voor die situaties een (generieke) Bbk-gebruiksnorm te definiëren waarin de locatiespecifieke afwegingen zijn meegenomen.

Een normenbouwhuis vraagt beheer en onderhoud. In het beleidsproces zou verankerd moeten worden hoe vaak en wanneer normen moeten worden geactualiseerd. Het beheer dient ook oog te hebben voor eventuele gevolgen van normwijzigingen voor andere beleidskaders die gebruik maken van die geactualiseerde normen. Aansluiten bij de cyclus van de KRW (6 jaar) lijkt daarvoor een logische suggestie.

#### 5.4.2 Aanbevelingen voor aanpassing van normen en instrumenten

De waterbodemmmissietoets en de normen van het Bbk worden beide gebruikt om te beoordelen of de kwaliteit van een nieuwe waterbodem voldoende bescherming biedt aan de waterkwaliteit. Momenteel is onbekend in hoeverre deze instrumenten verschillende oordelen opleveren. We raden aan om een aantal standaardscenario's te formuleren en te berekenen bij welke sedimentgehalten dan een overschrijding van de norm wordt berekend. Deze gehalten kunnen worden vergeleken met de interventiewaarden die nu als norm gelden.

De huidige interventiewaarden zouden beter afgestemd moeten zijn op de waterkwaliteitsdoelen. Er dient dus een nieuwe bovengrens te worden afgeleid voor diverse kaders (Bbk, Blbi, Circulaire zandwinputten, Handboek Immissietoets).

In het kielzog van de interventiewaarden (=maximale waarden klasse B) kunnen ook de uitgangpunten en de afleiding van de maximale waarden klasse A opnieuw beoordeeld worden ten aanzien van de volgende punten:

- Is het herverontreinigingsniveau nog gelijk aan de periode 1996-2005?
- is het herverontreinigingsniveau Rijntakken maatgevend voor Nederland?
- Is het acceptabel dat het herverontreinigingsniveau boven het MTR-sediment ligt?
- Accepteren we dat stoffen die volgens de KRW moeten worden uitgefaseerd via grondverzet in het watersysteem (terug)gebracht worden?

In het Bbk zijn geen nutriëtnormen opgenomen voor toepassen en verspreiden in oppervlaktewater. De maximale waarde klasse B voor fosfaat zou gericht moeten zijn op het halen van ecologische doelen voor de KRW. Deze maximale waarde klasse B kan dan ook in andere kaders als bovengrens gebruikt worden.

Voor het indelen van grond en bagger in een bepaalde klasse is het wenselijk dat voor elke klassegrens een zelfde norm beschikbaar is. Vanuit het waterbeheer hebben individuele stofnormen de voorkeur, maar vanuit het *stand still* beginsel kan het wenselijk zijn om somnormen of een msPAF-norm te hanteren.

De stoffenlijst en de normen van de ZBT zijn nog niet helemaal afgestemd op de doelstellingen van de KRW. We raden aan om te onderzoeken in hoeverre actualisatie wenselijk is.

## 6 Referenties

- Brand, E., et al. 2009. Towards implementation of bioavailability measurements in the Dutch regulatory framework. RIVM report 711701084/2009.
- Brand, E., F. Smedes, M.T.O. Jonker, J. Harmsen, W.J.G.M. Peijnenburg, J.P.A. Lijzen. Advice on implementing bioavailability in the Dutch soil policy framework User protocols for organic contaminants RIVM Report 711701102/2011
- Circulaire herinrichting van diepe plassen (2010). Staatscourant nr. 20128, December 2010.
- CSO, 2005. HVN en saneringsdoelstelling Maas en Rijntakken. CSO Adviesbureau, 2005.
- Cornelissen, G. en G.E. Kamerling, 2003. Ecotoxicologische risico's en Water-Bodem-Normen. WAT ANDERS?! AKWA-rapport nr. 03.006
- De Nijs, A.C.M., W. Verweij, E. Buis, G. Janssen, RIVM Methodiekontwikkeling Drempelwaarden Grondwater Achtergrondconcentraties en Attenuatie- en Verdunningsfactoren RIVM Rapport 607402003/2011.
- De Zwart, 2005. Impact of toxicity on species: composition of aquatic communities: concordance of predictions and field observations. PhD Thesis UvA.
- Di Toro, D. M.; Allen, H. E.; Bergman, H. L.; Meyer, J. S.; Paquin, P. R.; Santore, R. C. Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. Environ. Toxicol. Chem. 2001, 20 (10), 2383–2396.
- EC, 2011. Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27. Technical Report - 2011 - 055
- Harmsen, J., R.P.J.J. Rietra, J.E. Groenenberg, J. Lahr, A van den Toorn en H.J. Zweers, (2012). Verspreiden van bagger op het land in klei- en veengebieden. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 2282.
- Implementatieteam Besluit Bodemkwaliteit, 2010. Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen. December 2010.
- INS, geen datum (ca. 2005). Brochure Internationale normstelling stoffen.
- INS (1997), Integrale Normstelling Stoffen, Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht, december 1997, Interdepartementale Werkgroep Integrale Normstelling Stoffen.
- Kreule, P, R. van den Berg, M.F.W. Waitz en F.A. Swartjes (1995), Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds, RIVM-rapport 715810010, augustus 1995, RIVM, Bilthoven.
- Kreule, P. en F.A. Swartjes (1998), Proposals for Intervention Values for soil and groundwater, including the calculation of the human-toxicological serious soil



contamination concentrations: Fourth series of compounds, RIVM-rapport 711701005, maart 1998, RIVM, Bilthoven.

Lamé F.P.J, D.J. Brus en R.H. Nieuwenhuis (2007), Achtergrondwaarden 2000, Digitale rapportage, Hoofdrapport AW2000 fase 1, Bijlage rapport 1 AW2000: datasheets voor de geanalyseerde stoffen, Bijlage rapport 2 AW2000: diverse bijlagen, TNO-rapport 2007-U-R1051/A (TNO-rapport NITG 04-242-A, 7 januari 2005 is vervallen).

Lamé F.P.J en R.H. Nieuwenhuis (2007), Beleidsmatig vervolg AW2000, Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de bijbehorende toetsingsregel, TNO-rapport 2007-U-R1052/A (TNO-rapport 2006-U-R0044/A, 3 april 2006 is vervallen).

Lijzen, J.P.A, A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen en A.P. van Wezel (2001), Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater, Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater, RIVM-rapport 711701023, februari 2001, RIVM, Bilthoven.

Lijzen, J.P.A., C. Molenaar, P.F. Otte, 2012. Herziening IW grondwater en grondwaternormen. NOBOWA2012-021

Ministerie van IenM, 2010. Handreiking beoordelen waterbodems. Beschikbaar op: [www.helpdeskwater.nl](http://www.helpdeskwater.nl).

Ministerie van IenM, 2011. Handboek Immissietoets toetsing van lozingen op effecten voor het oppervlaktewater, 4 oktober 2011.

Min. V&W (2006). Evaluatie van de Chemie-Toxiciteit-Toets DGW rapport 2006.

Ministerie van VROM (2000), Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering, Staatscourant 2000, nr. 39.

Ministerie van VROM, 2009. NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Rapport VROM, Den Haag.

NEN, 2012. NTA 6751:2012 Bodem - Bepaling van de milieubesikbaarheid van apolaire organische componenten met behulp van Tenax

Osté, L., A. Wintersen, E. ten Kate, L. Posthuma, 2008. Nieuwe normen waterbodems. RWS-Waterdienstrapport 2008.002, RIVM-rapport 711701064.

L. Posthuma, J. Lijzen, P.F. Otte, D. de Zwart, A. Wintersen, L. Osté, M. Beek, J. Harmsen, B.J. Groenenberg, 2006. Beslissen over bagger op bodem: dl.1: systeembenadering, model en praktijkvoorbeelden. RIVM rapport; 711701046/2006, RIZA rapport: 2006.006.

Roskam, G.D., G.T.Klaver en J. Griffioen, 2010. De relatie tussen de geobeschikbaarheid van hoofd- en sporenelementen in een 0,43 M HNO<sub>3</sub>-extractie voor twee geologische formaties.

- Schipper C.A, Schout P., (2004), "De weg naar implementatie van de Chemie-Toxiteit-Toets", ISBN 36934761, AKWA/RIKZ 04.005.
- Schipper C.A., and Ivonne M.C.M. Rietjens, A. Tinka Murk. (2010). Application of bioassays in toxicological hazard, risk and impact assessments of dredged sediments, Marine Pollution Bulletin, Volume 49, Issues 7-8, 648-658
- Schipper, C. et al., 2009. Nalevering van stoffen vanuit de waterbodem naar oppervlaktewater. Deltares-rapport 1200348.
- Seuntjes P., Vangheluwe M., De Vocht A., Goeteyn F., Dezillie N., 2004. Pilootproject voor de studie van de verspreiding van contaminanten na deponie op de oever. Eindrapport.: AMINAL-Afdeling Water. Report nr AMINAL no. 2004/IMS/R/108.
- Sijm, D., J. Lijzen, W. Peijnenburg, E. Sneller, T. Traas en E. Verbruggen. Biobeschikbaarheid in beleid... wat er aan vooraf ging en wat nog komt. Resultaten van een workshop en het beleidsvervolg. RIVM Report 607220006/2002, RIZA Rapport 2002.003.
- Spijker et al., 2012. Geochemische atlas van Nederland.
- Staatscourant, 2000. Gewijzigde versie bijlage A: normen 4e Nota Waterhuishouding nr 114, 16 juni 2000.
- Staatscourant (2004), Chemie-Toxiciteit-Toets verspreiding zoute baggerspecie, nr 125, pag 14, 5/7/2004 (2004).
- Stronkhorst J., Schipper C.A., Honkoop J., Essen van K. (2001). Baggerspecie in Zee; hoe regelen we dat verantwoord, Rapport RIKZ/2001.030
- Stronkhorst Joost, Cor Schipper, Jos Brils , Marco Dubbeldam , Jaap Postma , Nelly van de Hoeven (2003). Using marine bioassays to classify the toxicity of Dutch harbor sediments., Environmental Toxicology & Chemistry, 22 (7):1535-47.
- Stronkhorst J. and Van Hattum B.(2003). Contaminants of Concern in Dutch Marine Harbor Sediments. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 45, 306–316
- TCB, 2002. Advies Wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden, juli 2002, TCB A31
- TCB, 2008. Advies Ecologische onderbouwing bodemnormstelling. TCBA045.
- Van den Berg, R., G.J.M. Bockting, G.H. Crommentuijn en P.J.C.M. Janssen (1994), Proposals for intervention values for soil clean-up: Second series of chemicals, RIVM-rapport 715810004, december 1994, RIVM, Bilthoven.
- Van der Eijk, D. en A. Roeloffzen, 2009. Knelpunten normstelling stoffen uit het standaardstoffen pakket. Nobowa-notitie 2009-014.
- Van Zundert (DGW), 2006. Visiedocument zoute bagger. RIKZ Rapport 2006.004.

- Verbruggen, E.M.J, R. Posthumus en A.P. van Wezel (2001), Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds, RIVM-rapport 711701020, april 2001, RIVM, Bilthoven.
- Vink, J.P.M. (2009). The origin of speciation: trace metal kinetics and bioaccumulation by Oligochaetes and Chironomids in undisturbed water-sediment interfaces. *Environmental Pollution* 157:519-527.
- Vink, J.P.M., J. de Weert (2009). Verdelingscoëfficiënten van zware metalen in aquatische systemen. Deltares rapport 0911-0252, Utrecht.
- Vink, J.P.M., B. van der Grift, C. Schmidt (2010). Arseen in het lokale grondwater van Nederland en indelingen voor regionale beoordeling. Deltares rapport 1203842-000-BGS-0004, Utrecht.
- Vink, J.P.M. (2011). Relatie poriewaterkwaliteit en samenstelling van anaërobe bagger; Onderzoeksprogramma grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen. Deltares rapport 1204085-003, Utrecht.
- Wijdeveld, A. en J. Vink, 2012. Stand van zaken rond het verspreiden van baggerspecie. *H2O* nr 13, p.26-28.