



# Beoordeling van actuele risico's van verspreiding naar oppervlaktewater

Achtergronddocument bij de Richtlijn Nader Onderzoek van verontreinigde waterbodems

juli 2000

RIZA werkdocument 2000.100X

Auteurs:

dr.ir. L.M. van der Heijdt

ir. J.S. Sloot

B.P.C. Steenkamp

drs. M. van Elswijk

---

# Inhoudsopgave

---

## **Inhoudsopgave 3**

### **1 Inleiding 4**

1.1 Achtergrond 4

1.2 Leeswijzer 4

### **2 Procesidentificatie en -kwantificatie 6**

2.1 Erosie en Resuspensie 6

2.1.1 Erosie en resuspensie door stroming 7

2.1.2 Erosie en resuspensie door golven onder invloed van wind 7

2.1.3 Erosie en resuspensie door scheepvaart 9

2.2 Diffusieve nalevering vanuit waterbodems 9

2.3 Verticaal transport uit de waterbodem door kwel 11

2.4 Uitpersing poriewater door consolidatie 13

2.5 Afdekking door sedimentatie van zwevend stof 14

2.6 Sorptie en verdeling van verontreinigingen 15

2.6.1 Sorptie en verdeling organische microverontreinigingen 15

2.6.2 Sorptie en verdeling zware metalen 16

### **3 Bepaling van de actuele risico's van verspreiding 18**

3.1 Voorstel voor criteria ten behoeve van risico-inschatting 18

3.2 Eenvoudige toetsing 19

3.3 Nauwkeurige toetsing 19

3.3.1 Erosie 20

3.3.2 Resuspensie 20

3.3.3 Kwel en diffusieve nalevering 21

3.3.4 Afdekking door sedimentatie 22

### **4 Discussie, conclusies en aanbevelingen 23**

4.1 Belasting van benedenstrooms gelegen gebieden 23

4.2 Significantie van waterkwaliteitseffecten 23

4.3 Autonome ontwikkeling van het watersysteem 24

4.4 Gebiedsgericht beleid 24

4.5 Herinrichting 24

4.6 Prioritering op basis van risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater 25

### **5 Literatuur 26**

---

# 1 Inleiding

---

## 1.1 Achtergrond

Dit rapport is opgesteld door de werkgroep oppervlaktewater in het kader van het project "Richtlijnen Nader Onderzoek" (RINOWA). Het RINOWA-project betreft een herziening van de voorlopige richtlijnen voor Nader onderzoek uit 1991. Aanleiding voor de herziening is het feit dat de urgentiesystematiek voor waterbodems op een aantal punten tot op heden nog niet volledig was uitgewerkt. Een van deze punten betreft de verspreiding vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater. Bovendien is sinds het beschikbaar komen van de voorlopige richtlijnen kennis en inzicht met betrekking tot risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems substantieel toegenomen. Het voorliggende rapport zal uiteindelijk dienst doen als achtergronddocument bij de nog op te stellen "Richtlijn Nader onderzoek van verontreinigde waterbodems".

In de huidige urgentiesystematiek zoals vastgelegd in de Circulaire Saneringsregeling (Ministerie van VROM, 1998) is geen verdere uitwerking gegeven aan de urgentiebepaling ten aanzien van (actuele) risico's voor verspreiding naar/via het oppervlaktewater. Algemeen geldt het principe dat verspreiding van verontreinigingen en daarmee (verdere) verontreiniging van de bodem, het grondwater of het oppervlaktewater ongewenst is. Dit wordt het zogeheten 'stand-still' principe of ook wel zorgplicht genoemd. Sanering van gevallen van verontreiniging, waarvan vaststaat dat zij niet leiden tot een relevante toename van het verontreinigd bodemvolume of de hoeveelheid verontreinigd oppervlaktewater, zijn als niet-urgent te typeren (Ministerie van VROM, 1998).

Binnen het project Richtlijnen N.O. waterbodems heeft de werkgroep "Oppervlaktewater" de taak om een aanzet te geven tot de ontwikkeling van een beoordelingsmethode, inclusief toetsingscriteria, op basis waarvan actuele verspreidingsrisico's naar het oppervlaktewater kunnen worden ingeschat. Het voorliggende rapport dient te worden gezien als een eindconcept waarin voorstellen voor een dergelijke beoordelingsmethodiek worden gepresenteerd.

## 1.2 Leeswijzer

Verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater kan langs verschillende routes/processen verlopen. In hoofdstuk 2 wordt daarom een overzicht gegeven van de verschillende verspreidingsroutes en processen die daarbij een rol spelen, en wordt ingegaan op hun relevantie in relatie tot de totale verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater.

---

In hoofdstuk 3 wordt, mede op basis van de van de informatie gepresenteerd in hoofdstuk 2 een aanzet tot een getrapte beoordelingsmethodiek geschetst, inclusief bijbehorende toetsingscriteria. De beoordelingsmethodiek valt uiteen in een eenvoudige toetsing op basis van relatief simpele, veilige (dus: worst-case) inschattingen, gevolgd door een nauwkeuriger toetsing op basis van middels veld- en/of modelonderzoek in te schatten verspreiding. In hoofdstuk 4 wordt tenslotte ingegaan op de (on-) bruikbaarheid van het voorgestelde beoordelingstraject in specifieke situaties en worden een aantal algemene conclusies en punten van discussie naar voren gebracht.

---

## 2 Procesidentificatie en -kwantificatie

---

Een eerste belangrijke stap in de ontwikkeling van een methodiek voor bepaling van de risico's voor verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater is gelegen in de identificatie van de processen welke daarbij een rol (kunnen) spelen. De navolgende processen zijn als relevant onderkend:

- erosie onder invloed van stroming en/of golfwerking (door wind of scheepvaart);
- resuspensie;
- diffusieve nalevering van opgeloste verontreinigingen;
- verticaal transport ten gevolge van kwelstroming;
- uitdrijven van poriewater als gevolg van consolidatie;
- (afdekking door) sedimentatie van zwevend stof;
- sortitie en verdeling van verontreinigingen.

### 2.1 Erosie en Resuspensie

Stroming en golfwerking (door wind/scheepvaart e.d.) kunnen nabij de bodem schuifspanningen veroorzaken die leiden tot erosie en/of resuspensie van bodemmateriaal. Beide processen kunnen in principe een belangrijke rol spelen in de verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater. Vaak worden erosie en resuspensie als synoniemen gebruikt, maar in het huidige verband wordt erosie gedefinieerd als het proces waarbij materiaal dat wordt opgewerveld ook daadwerkelijk het systeem uit wordt getransporteerd, terwijl van resuspensie wordt gesproken indien het opgewerveld materiaal binnen het beschouwde systeem (locatie) weer zal sedimenteren. Er zijn verschillende drijvende krachten die erosie en/of resuspensie kunnen veroorzaken, zoals stroming, golven en scheepvaart.

Naast de grootte van de bodemschuifspanning bepalen ook de bodemsamenstelling, de cohesiekrachten tussen deeltjes, de bodemhelling en de bodemruwheid het al dan niet optreden van erosie/resuspensie. Voor de beschrijving van erosie is kennis vereist over een drietal aspecten:

- minimale schuifspanning die nodig is om deeltjes op te wervelen;
- schuifspanning langs bodem gegenereerd door (horizontale) stroming;
- schuifspanning gegenereerd door golven.

In stromende systemen zijn de stroomsnelheid en de waterdiepte de bepalende factoren voor turbulentie aan de bodem en dus voor erosie. In stagnante wateren zijn dat de waterdiepte, de windsnelheid en de strijklengte. Voor beide typen systemen geldt dat ook scheepvaart (door retour- of straalstroming) een bijdrage aan erosie kan hebben.

---

De algemene perceptie met betrekking tot resuspensie is dat hierbij een laag met een dikte tot wel 10 cm is betrokken. Voor die locaties waar verontreinigde waterbodems (kunnen) worden aangetroffen, liggen reële waarden voor aan resuspensie onderhevige laagdiktes echter in de ordegrootte van enkele mm per gebeurtenis. Dit wordt onder andere geïllustreerd door het feit dat zelfs in waterbodems die naast dat ze onderhevig zijn aan bioturbatie tevens onderhevig zijn aan actieve sedimentatie en resuspensie (bijv. Ketelmeer), verticale profielen (ook in de toplaag) worden aangetroffen die in verband staan met de verontreinigingshistorie van het bewuste watersysteem (zie bijv. Beurskens *et al.*, 1993): bij continue grootschalige (> 1 cm) constante opmenging van de toplaag zou de variatie in gehalten van aangevoerd materiaal niet worden weerspiegeld in de verticale opbouw van de waterbodem.

Op locaties die worden gekenmerkt door netto erosie geldt dat vorming van verontreinigde waterbodem nauwelijks zal hebben kunnen plaatsvinden. Slechts in die gebieden waar het morfologisch evenwicht door ingrepen (herinrichting, gewijzigd sluisbeheer e.d.) verstoord wordt kan netto erosie op gaan treden tot een nieuw evenwicht bereikt is. In sommige systemen spelen ook seizoensinvloeden een belangrijke rol. In systemen waarin het grootste deel van het jaar sedimentatie optreedt kan namelijk door een hoge afvoer in relatief korte tijd al het afgezette materiaal (of een groot deel daarvan) weer geërodeerd worden.

#### **2.1.1 Erosie en resuspensie door stroming**

Als een bepaalde kritische stroomsnelheid (gerelateerd aan de kritische bodemschuifspanning) wordt overschreden wordt bodemmateriaal geërodeerd. In onderstaand kader wordt aangegeven in welke systemen erosie en resuspensie door stroming van belang wordt geacht voor de verspreiding van verontreinigingen naar oppervlaktewater.

##### *Erosie en resuspensie door stroming:*

Erosie en resuspensie door stroming wordt van mogelijk belang geacht voor verspreiding naar oppervlaktewater als (op basis van langjarige gegevens blijkt dat) in minstens 2% van de tijd ( $\geq 7$  dagen) een dieptegemiddelde stroomsnelheid optreedt van meer dan 0,30 m/s.

N.B. Door naast een stroomsnelheidscriterium (0,3 m/s) tevens een criterium voor tijdsduur/frequentie van optreden op te nemen (2% van de tijd) worden ook extreme situaties zoals hoogwaters afgedekt.

#### **2.1.2 Erosie en resuspensie door golven onder invloed van wind**

De orbitaalbeweging van waterdeeltjes onder invloed van golven wordt in ondiep water vervormd tot een schuivende beweging langs de bodem. De maximale watersnelheid langs de bodem en dus de maximale schuifspanning is een functie van de golfkarakteristieken (golfhoogte, golflengte en golfperiode) en van de waterdiepte. Of in een systeem windgolven worden opgewekt die uiteindelijk tot erosie of resuspensie kunnen leiden is afhankelijk van de windsnelheid in combinatie met de diepte en de strijklengte van het systeem. Erosie en resuspensie door windgolven leiden tot een verhoging van de concentratie zwevend stof in het systeem.

In onderstaand kader wordt aan gegeven hoe kan worden afgeleid in welke systemen een actueel risico op verspreiding ten gevolge van windgolven wordt verwacht.

*Erosie en resuspensie door golven onder invloed van wind:*

Windgolven zijn van belang voor de verspreiding van verontreinigingen naar oppervlaktewater als de dimensies van het systeem zodanig zijn dat de windgolven invloed op de waterbodem kunnen uitoefenen. Dit is het geval als de golven die worden opgewekt een orbitaalsnelheid van minstens 0,30 m/s veroorzaken. Voor een bepaalde windsnelheid kan op basis van de golfkarakteristieken voor systemen met verschillende dimensies afgeleid worden of de orbitaalsnelheid groot genoeg is om een risico voor verspreiding op te leveren. De golven kunnen worden berekend op basis van strijklengte, windsnelheid en gemiddelde waterdiepte (CERC, 1984). De corresponderende significante orbitaalsnelheid wordt via lineaire golftheorie berekend. Hier is gekozen om uit te gaan van windkracht 7-8 Bf (17 m/s), omdat dit stormen zijn die regelmatig voorkomen en in diepere systemen nog aanleiding kunnen geven tot voor erosie significante orbitaalsnelheden. De resultaten staan weergegeven in de navolgende tabel.

*Tabel 1* Scoretabel risico op verspreiding door windgolven (bij windkracht 7-8 Bf; windsnelheid = 17 m/s).

strijklengte (m)	gem. diepte (m)		
	<3	3-4	4-6
0 - 1000	+	-	-
1000 - 3000	+	+	-
> 3000	+	+	+

+ = risico op verspreiding door windgolven aanwezig,  
- = geen risico op verspreiding door windgolven.

Uit de tabel kan op basis van de diepte en de strijklengte worden afgeleid of windgolven voor een bepaald systeem een risico op verspreiding veroorzaken. Voor die systemen die buiten de range van deze tabel vallen (dieper dan 6 m) wordt het risico voor verspreiding door wind verwaarloosbaar verondersteld.

---

### 2.1.3 Erosie en resuspensie door scheepvaart

Wanneer een geladen schip door stilstaand water vaart genereert het een verstoring in het omringende water; het schip veroorzaakt scheepsgolven, een retour- en een volgstroming en een schroefstraal. Al deze vormen van waterbeweging kunnen in principe tot erosie van de waterbodem leiden. Er is nog geen kwantificering van dit proces voor handen die voor verschillende systemen toepasbaar is. Wel wordt erosie door scheepvaart vaak gerelateerd aan de bruto kielspeling. Daarnaast spelen factoren als het aantal passages, (vaar)eigenschappen van de schepen en lokale variaties in de waterdiepte een rol. Resuspensie door scheepvaart is met name van belang in langzaam stromende, smalle systemen zoals kanalen. In sneller stromende systemen is resuspensie door scheepvaart waarschijnlijk van ondergeschikt belang aan de resuspensie door stroming. In meren kan de bijdrage aan de totale resuspensieflux ten gevolge van scheepvaart in principe weer wel significant worden. In tegenstelling tot de erosie door stroming en/of windgolven geeft erosie door scheepvaart over het algemeen slechts aanleiding tot een zeer tijdelijke en plaatselijke verhoging van de concentratie zwevend stof in het systeem.

#### *Erosie en resuspensie door scheepvaart:*

Erosie door scheepvaart kan een relevante bijdrage aan de verspreiding van verontreinigingen naar oppervlaktewater leveren als in een systeem scheepvaart plaatsvindt door schepen waarvan de bruto kielspeling (de afstand tussen de waterbodem en een schip) kleiner dan 2 m is.

### 2.2 Diffusieve nalevering vanuit waterbodems

In principe kunnen verontreinigingen ook vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater getransporteerd worden via het proces van moleculaire diffusie. Drijvende kracht voor dergelijk transport zijn bestaande concentratieverschillen tussen de (toplaag van een) waterbodem en de bovenstaande waterkolom. De flux uit verontreinigde waterbodems als gevolg van diffusie zal over het algemeen gering zijn ten opzichte van de totale belasting van oppervlaktewater en zal derhalve in de regel niet van significante invloed zijn op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Slechts in bijzondere situaties (bijvoorbeeld in watersystemen zonder enige erosie/sedimentatie van betekenis en met een zeer geringe doorspoeling) kan de diffusieve nalevering vanuit de waterbodem (mede) bepalend worden voor de waterkwaliteit. Er zal dan een geleidelijke oplading van het watersysteem plaatsvinden totdat een evenwichtssituatie is bereikt waarbij de door diffusieflux vanuit de waterbodem gelijk is geworden aan de uit het systeem afgevoerde vracht.

In onderstaand kader wordt, ten behoeve van het maken van een inschatting met betrekking tot de mate van relevantie van diffusieve nalevering voor verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater, een berekening van de diffusieflux voor cadmium onder 'worst-case' aannamen gegeven.



*Rekenvoorbeeld diffusie:*

De massaflux als gevolg van diffusie kan worden ingeschat met behulp van de formule van Fick:

$$M = (p/T) \cdot a \cdot D \cdot (dc/dz)$$

met:

M = diffusieflux vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater in mg/etm.m<sup>2</sup>,

D = moleculaire diffusiecoëfficiënt in m<sup>2</sup>/etm,

dc/dz = concentratiegradiënt ter plaatse van het scheidingsvlak bodem-water in mg/m<sup>3</sup>.m,

p = porositeit van de waterbodem,

a = vermenigvuldigingsfactor diffusie door bioturbatie,

T = tortuositeit van de bodemstructuur.

N.B. Door de bodemstructuur is de werkelijke diffusielengte langer dan de verticale afstand voor de concentratiegradiënt. De tortuositeit T corrigeert hiervoor. Activiteiten van organismen (bioturbatie) kunnen in de extra stoftransport veroorzaken. Factor a brengt dit bioturbatie-effect in rekening.

De diffusieflux aan Cd uit een verontreinigde waterbodem naar het oppervlaktewater is berekend op basis van de volgende ('worst-case') uitgangspunten:

- de waterbodem is verontreinigd met cadmium tot de signaleringswaarde (30 mg/kg);
- de verdelingscoëfficiënt van cadmium (Kd) bedraagt 64.565 l/kg (Van der Kooij *et al.*, 1991). De concentratie vrij opgelost cadmium in het poriënwater bedraagt dan 0,46 µg/l (= 0,46 mg/m<sup>3</sup>);
- de cadmiumconcentratie in het oppervlaktewater is gelijk aan de streefwaarde (0,08 µg/l);
- verticale diffusieafstand = 1 cm, T = 3, p = 0,4, a = 3 (Kristensen & Hansen (1999) rapporteren waarden van 1,5 tot 5), D = 0,00013 m<sup>2</sup>/etm, overeenkomend met de moleculaire diffusiecoëfficiënt voor NaCl (Van der Molen, 1980);
- verondersteld is dat de concentratie in het poriënwater als gevolg van de diffusie niet afneemt en in het oppervlaktewater niet toeneemt ("worst case" aannames voor de diffusieberekening).

De diffusieflux bedraagt dan 0,002 mg/etm.m<sup>2</sup> of 0,73 mg/m<sup>2</sup>.j.

Op basis van gegevens van Kouer en Termeer (1994) voor het Volkerak/Zoommeer is voor atmosferische depositie van cadmium een flux van 0,12 mg Cd/m<sup>2</sup>.j berekend. Voor het bovenstaande voorbeeld (watersysteem met oppervlakte 25.000 m<sup>2</sup>) zou dit neerkomen op een depositie van circa 8 mg Cd/etm. De (op basis van 'worst-case' aannames) berekende diffusieflux van cadmium overschrijdt de atmosferische depositie dus met een factor 6.

---

Uitgaande van een watersysteem met een oppervlakte van 25.000 m<sup>2</sup> en een aanvoer van 10 m<sup>3</sup>/s met een waterkwaliteit gelijk aan de streefwaarde geldt dat de totale (maximale) diffusieflux vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater 50 mg/etm bedraagt, terwijl de van bovenstroomse aangevoerde vracht 69.120 mg/etm (10 m<sup>3</sup>/s x 86.400 s/etm x 0,08 mg/ m<sup>3</sup>) bedraagt. De diffusieflux levert in dit voorbeeld derhalve een relatieve bijdrage van slechts 0,07 % aan de totale flux. Bij geringere aanvoer zal de relatieve bijdrage van diffusie aan de totale flux toenemen (0,7 % bij 1 m<sup>3</sup>/s; 7% bij 0,1 m<sup>3</sup>/s).

Uit het bovenstaande blijkt dat de relatieve bijdrage van diffusieve nalevering aan de oppervlaktewaterkwaliteit sterk is gerelateerd aan de verblijftijd van het beschouwde systeem. Algemeen kan worden gesteld dat diffusieve nalevering vanuit de waterbodem in sterk stromende systemen over het algemeen slechts een zeer beperkte bijdrage zal leveren aan de totale belasting van een watersysteem. Voor dergelijke systemen hoeft dit aspect normaliter derhalve niet in beschouwing te worden genomen in het kader van inschatting van risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater. Alleen in geïsoleerde, weinig dynamische systemen (geringe uitwisseling met aangrenzend oppervlaktewater en nauwelijks resuspensie) met, ten opzichte van de huidige oppervlaktewaterkwaliteit zeer sterk verontreinigde waterbodems, kan het zinvol zijn om een nadere inschatting van de bijdrage door diffusie te maken. De boven beschreven berekeningsmethode levert dan een bruikbare methodiek voor een dergelijke inschatting.

### 2.3 Verticaal transport uit de waterbodem door kwel

Als gevolg van potentiaalverschillen tussen het oppervlaktewater en het diepere grondwater in het bovenste watervoerende pakket onder de waterbodem zal verticaal advectief transport kunnen optreden. In de grotere oppervlaktewateren in Nederland (rivieren, kanalen, meren) maar ook in polderboezems is over het algemeen sprake van neerwaarts gericht transport (infiltratie). De intensiteit van dergelijk verticaal transport wordt bepaald door de peilverschillen tussen het oppervlaktewater en de omliggende (polder)gebieden alsmede door de geohydrologische weerstanden van het te "doorstromen" materiaal (orde van grootte van infiltratiesnelheden: Hollandsch Diep 100-200 mm/j; Ketelmeer 200-550 mm/j). Infiltratie reduceert in principe de eventuele diffusieve nalevering vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater. In tegenstelling tot in voornoemde gebieden geldt voor de oppervlaktewateren in de hoger gelegen gebieden in Nederland en voor polderwatergangen echter veelal de omgekeerde situatie: er is geen sprake van infiltratie maar van kwel. In principe kan deze kwel aanleiding zijn tot verspreiding van verontreinigingen vanuit de liggende waterbodem naar het oppervlaktewater. In sterk dynamische gebieden (forse uitwisseling met aangrenzende wateren en sterke resuspensie) zal deze verspreidingsroute al gauw overschaduwd worden door andere processen, echter in gebieden waar geen erosie van de waterbodem optreedt (bijv. in polderwateren) kan verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater door kwel een significant aandeel van het totale verspreidingsproces zijn.

Middels onderstaand rekenvoorbeeld kan een indruk worden verkregen van de mate waarin kwel als mogelijk relevante verspreidingsroute kan worden gezien.

*Rekenvoorbeeld kwel:*

Het kweldebiet kan worden ingeschat met de formule van Darcy:

$$Q = F \cdot k \cdot dp / dz$$

met:

- Q = het kweldebiet in m<sup>3</sup>/etm,
- F = de oppervlakte van de watergang in m<sup>2</sup>,
- k = de doorlatendheid van de bodemlaag in m/etm,
- dp = het potentiaalverschil over de bodemlaag in m,
- dz = de dikte van de bodemlaag in m.

De verontreinigingsflux als gevolg van de kwel is het product van het kweldebiet en de concentratie van verontreinigingen in het poriënwater in de bodem van de watergang.

Voor een indicatieve inschatting van de grootte van de verontreinigingsflux door de kwel zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd (de getalswaarden zijn zodanig gekozen dat de berekende kwel niet wordt onderschat):

- watergang gelegen in een diepe polder, met een oppervlakte van 25.000 m<sup>2</sup>. Voor het potentiaalverschil tussen het watervoerend pakket en de watergang is een waarde van 4 m gekozen. Dit is een vrij extreem potentiaal verschil dat kan voorkomen in diep gelegen polders in Zuid-Holland;
- de weerstandbiedende bodemlaag heeft een dikte van 1 m en bestaat voornamelijk uit klei/veen en geconsolideerd (verontreinigd) slib. Over het algemeen zal de weerstandbiedende laag in werkelijkheid een grotere dikte hebben;
- de gemiddelde doorlatendheid van de bodemlaag bedraagt 10<sup>-4</sup> m/etm (circa 10<sup>-9</sup> m/s), hetgeen relatief hoog is (ter vergelijking:  $k_{\text{klei}} = 10^{-10}$ - $10^{-14}$  m/s;  $k_{\text{veen}} = 10^{-7}$ - $10^{-9}$  m/s);
- de waterbodem is verontreinigd met cadmium tot de signaleringswaarde (30 mg/kg);
- de verdelingscoëfficiënt van cadmium (Kd) bedraagt 64.565 l/kg (Van der Kooij *et al.*, 1991). De concentratie vrij opgelost cadmium in het poriënwater bedraagt dan 0,46 µg/l (= 0,46 mg/m<sup>3</sup>).

Het kweldebiet bedraagt dan 10 m<sup>3</sup>/etm (= circa 0,0001 m<sup>3</sup>/s), en de resulterende verontreinigingsflux vanuit de waterbodem bedraagt 4,6 mg/etm.

Op basis van bovenstaande berekening kan geconcludeerd worden dat de verontreinigingsflux ten gevolge van kwel zelfs in zeer extreme kwelsituaties uiterst gering zal zijn. De bijdrage ligt een grootteorde lager dan de eventuele bijdrage ten gevolge van diffusieve nalevering en ligt in dezelfde orde van grootte als die ten gevolge van atmosferische depositie. Ook voor dit aspect geldt derhalve dat het normaliter in het kader van inschatting van risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater niet beschouwd hoeft te worden. Wel dient opgemerkt te worden dat in de bovenstaande kwelberekening is verondersteld dat er sprake is van een homogene situatie voor wat betreft het potentiaalverschil en de dikte en doorlatendheid van de weerstandbiedende laag.

---

In werkelijkheid zal dit nimmer het geval zijn: kwel zal zich vooral manifesteren op plaatsen met een geringe bodemweerstand. Lokaal kan de verontreinigingsflux door kwel derhalve groter zijn. In die delen van watersystemen die door zeer sterke kwelstroming gekarakteriseerd worden kan het daadwerkelijk inschatten van verspreiding ten gevolge van kwel zinvol zijn.

#### 2.4 Uitpersing poriewater door consolidatie

Gedurende het proces van waterbodenvorming treedt, mede door toenemende druk ten gevolge van vers gesedimenteerd materiaal, compactie van het dieper gelegen materiaal op, hetgeen leidt tot een in de tijd (en in de diepte) afnemende porositeit. Bij dit proces wordt (het "overschot" aan) poriewater vanuit de waterbodenvorming naar het grondwater of het oppervlaktewater afgevoerd waarbij de daarin voorkomende opgeloste verontreinigingen meegevoerd. Het proces van consolidatie van waterbodens kan met name kort na initiële vorming zeer intensief zijn maar neemt in de loop der tijd snel (exponentieel) af. In tegenstelling tot de situatie bij bijvoorbeeld vulling van speciebergings-depots waar in een zeer korte periode een relatief dikke sedimentlaag met hoog watergehalte wordt opgebouwd en derhalve over de gehele verticaal tegelijkertijd intensieve consolidatie kan plaatsvinden, zal bij de normale afzettingssnelheden (tot 10 cm/j) de intensieve consolidatie beperkt blijven tot een laag van aanzienlijk geringere dikte. Met gevolg zal de verontreinigingsflux door uitpersing van poriewater onder situaties waar natuurlijke sedimentatie optreedt per tijdseenheid aanzienlijk kleiner zijn.

Middels onderstaand rekenvoorbeeld kan een indruk worden verkregen van de potentiële flux aan verontreinigingen naar het oppervlaktewater ten gevolge van uitpersing van poriewater door consolidatie. De uitgangspunten bij de berekening zijn zodanig gekozen dat serieuze onderschatting van de flux aan verontreinigingen naar het oppervlaktewater ten gevolge van consolidatie wordt vermeden ("worst-case"):

##### *Rekenvoorbeeld consolidatie:*

- de sedimentatiesnelheid ter plekke van de locatie bedraagt 10 cm/j;
- de waterbodenvorming is verontreinigd met cadmium tot de signaleringswaarde (30 mg/kg);
- de verdelingscoëfficiënt van cadmium ( $K_d$ ) bedraagt 64.565 l/kg (Van der Kooij *et al.*, 1991). De concentratie vrij opgelost cadmium in het poriënwater bedraagt dan 0,46  $\mu\text{g/l}$  (= 0,46  $\text{mg/m}^3$ );
- het vers gesedimenteerde materiaal heeft een porositeit (en dus een watergehalte) van 90%, overeenkomend met een in situ sediment-dichtheid van 1.135  $\text{kg/m}^3$  (S.M. droge stof = 2.350  $\text{kg/m}^3$ );
- het gesedimenteerde materiaal heeft na een jaar een porositeit bereikt van 50%, overeenkomend met een in situ dichtheid van 1.675  $\text{kg/m}^3$ .

Ten gevolge van consolidatie wordt per  $\text{m}^3$  waterbodenvorming per jaar 400 liter poriewater wordt uitgeperst. Bij een sedimentatiesnelheid van 10 cm/j wordt er per jaar derhalve 40 liter poriewater per  $\text{m}^2$  waterbodenvorming-oppervlak uitgeperst, hetgeen overeenkomt met een cadmiumflux van 0,0184  $\text{mg/m}^2\cdot\text{j}$ .

Voor een locatie met een oppervlakte van 25.000  $\text{m}^2$  komt dit neer op een totale consolidatieflux vanuit de waterbodenvorming van 460  $\text{mg/j}$  of 1,26  $\text{mg/etm}$ .

---

Op basis van bovenstaande berekening kan geconcludeerd worden dat de verontreinigingsflux ten gevolge van het uitpersen van poriewater door consolidatie uiterst gering zal zijn. De bijdrage ligt, zelfs wanneer wordt uitgegaan van "worst-case" aannames (hoge sedimentatiesnelheid, grote afname van porositeit door consolidatie) nog aanzienlijk lager dan die ten gevolge van atmosferische depositie. Dit aspect kan in het kader van inschatting van risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater derhalve veilig buiten beschouwing worden gelaten.

## 2.5 Afdekking door sedimentatie van zwevend stof

Zwevend stof dat van buiten het systeem wordt aangevoerd kan in een systeem onder bepaalde condities tot bezinking komen. Sedimentatie van slibdeeltjes treedt op als de kritische snelheid voor sedimentatie onderschreden wordt. Als in een systeem netto sedimentatie optreedt zal het systeem verondiepen. Als deze netto sedimentatie aanhoudt en er is tegelijkertijd sprake van een verbetering van de kwaliteit van het aangevoerde zwevend stof dan zal de verontreinigde laag in de loop der tijd afgedekt worden met schoner materiaal. Afdekking van verontreinigde sliblagen door schoon nieuw aangevoerd sediment kan dus in principe bijdragen aan een verbetering van de waterbodempkwaliteit en daarmee de risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater wegnemen.

Wanneer echter de kwaliteit van huidig Rijn- en Maasslib wordt vergeleken met het MTR voor waterbodems, moet worden geconcludeerd dat op dit moment met name in het stroomgebied van de Maas nog steeds slib wordt afgezet met gehalten aan zware metalen die het MTR fors overschrijden vooral zink en koper. Daarnaast geldt dat in de praktijk lang niet op alle (verontreinigde) locaties in het rivierengebied afdekking van verontreinigde waterbodems met recent, minder verontreinigd, slib plaatsvindt. Zo worden bijvoorbeeld in het oostelijk deel van het Hollandsch Diep en in de Nieuwe Merwede oude sterk verontreinigde en geconsolideerde sliblagen aan het oppervlak aangetroffen. Ook in het Ketelmeer vindt lang niet overal afzetting van recent aangevoerd slib plaats, maar vindt in het westelijk deel menging plaats met elders geresuspendeerd (verontreinigd) slib.

### *Sedimentatie en afdekking:*

Als in een sedimentatief watersysteem de kwaliteit van de toplaag (0-10 cm) van de waterbodem (voor alle microverontreinigingen) onder MTR ligt, wordt verondersteld dat netto sedimentatie van minder verontreinigd materiaal is opgetreden en er derhalve geen actueel risico op verspreiding van verontreinigd materiaal is.

---

## 2.6 Sorptie en verdeling van verontreinigingen

Aan de basis van iedere inschatting van de mate van verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater liggen de concentraties waarin de beschouwde verontreinigingen in de verschillende te onderscheiden compartimenten van de waterbodem voorkomen (vaste fase en bodemoplossing). In de regel worden deze "compartimentspecifieke" concentraties ingeschat op basis van gemeten totaalgehalten aan verontreinigingen in de waterbodem, gevolgd door omrekening naar opgeloste en geadsorbeerde concentraties op basis van generieke verdelingscoëfficiënten (zie Van der Kooij *et al.*, 1991). In de praktijk is gebleken dat een dergelijke inschattingmethode echter tot aanzienlijke afwijkingen ten opzichte van "in het veld" vastgestelde verdelingen over vaste fase en bodemoplossing aanleiding kan zijn. In het navolgende worden daarom (a) de recente inzichten met betrekking tot verdeling van verontreinigingen over vaste fase en oplossing kort weergegeven, (b) de consequenties daarvan voor verspreidingsprocessen naar oppervlaktewater geïventariseerd, en (c) voorstellen gedaan voor implementatie van alternatieve methodes ter inschatting van verdeling over de verschillende compartimenten.

### 2.6.1 Sorptie en verdeling organische microverontreinigingen

Organische microverontreinigingen als polychloor-bifenylen (PCB's), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en chloorbenzenen worden op vele plaatsen in de Nederlandse waterbodem in normoverschrijdende hoeveelheden aangetroffen. Over het algemeen zijn deze stoffen sterk hydrofoob van karakter en vertonen zij een sterke neiging tot adsorptie aan organisch materiaal, met als gevolg slechts geringe concentraties in oplossing (de bulk van de verontreinigingen is geadsorbeerd aan vaste bodemdelen). Theoretisch is er een constant evenwicht tussen de gehalten microverontreinigingen in oplossing en die gebonden aan de vaste fase (evenwichtspartitietheorie) hetgeen in principe zou betekenen dat (a) poriewaterconcentraties ten behoeve van kwel-, diffusieve nalevering- en consolidatieflux-berekeningen eenvoudig kunnen worden vastgesteld op basis van gemeten totaalgehalten aan verontreinigingen en een generieke verdelingscoëfficiënt, en (b) dat bij het in suspensie gaan van verontreinigd bodemmateriaal in relatief schoon oppervlaktewater instantane ad- en/of desorptie van organische microverontreinigingen tot op het niveau waarop het gesuspendeerde bodemmateriaal in evenwicht is met het omringende oppervlaktewater zou optreden.

Reeds sinds het begin van de jaren tachtig zijn er echter sterke aanwijzingen dat de evenwichtspartitietheorie in essentie onjuist is. In werkelijkheid wordt sorptie van organische microverontreinigingen grotendeels kinetisch gecontroleerd (Karickhoff en Morris, 1985; Wu en Gschwend, 1986) en kunnen grootte en bindingssterkte van de kinetisch gecontroleerde fractie in de tijd toenemen (Horzempa en DiToro, 1983; Pignatello en Huang, 1991). Consequenties hiervan zijn dat (a) in de praktijk poriewaterconcentraties significant kunnen afwijken van hetgeen op basis van evenwichtspartitie wordt vastgesteld, en (b) dat de mate van verspreiding van organische microverontreinigingen naar het oppervlaktewater ten gevolge van desorptie bij bijvoorbeeld resuspensie niet uitsluitend is gerelateerd aan het kwaliteitsverschil tussen de vaste bodemdelen en het zwevend materiaal maar ook afhankelijk is van de snelheid van desorptie. Coates en Elzerman (1986) rapporteren op basis van eenvoudige desorptieexperimenten tijdschalen van weken tot maanden voor herstel van evenwicht tussen oplossing en vaste fase.

---

Latere onderzoeken maken melding van het bestaan van verschillende geadsorbeerde pools met uiteenlopende desorptiesnelheden. Een veelvuldig gehanteerd concept, onder andere beschreven door Karickhoff (1984), is dat waarin wordt uitgegaan van het bestaan van een eenvoudig uitwisselbare fractie die relatief snel in evenwicht komt met het omringende oppervlaktewater, naast een kinetisch gecontroleerde fractie die pas op langere termijn (maanden tot jaren) evenwicht bereikt.

Gegeven deze bevindingen zal de flux van organische microverontreinigingen naar de waterkolom ten gevolge van desorptie in de praktijk aanzienlijk geringer zijn dan op basis van de evenwichtspartitietheorie wordt voorspeld: slechts het deel van de organische microverontreinigingen dat deel uitmaakt van de eenvoudig uitwisselbare fractie zal binnen korte tijd kunnen desorberen. Recente onderzoeksresultaten (Cornelissen, 1999) laten zien dat de grootte van deze fractie eenvoudig kan worden ingeschat middels een 30-urige schudproef van een Tenax-water-sediment-systeem. Op basis van deze schudproef kan een effectieve verdelingscoëfficiënt ( $K_{OC-schijnbaar}$ ) worden bepaald, die zowel kan dienen voor bepaling van een desorptieflux middels de evenwichtspartitietheorie als kan worden aangewend voor inschatting van actuele, meer realistische poriewaterconcentraties ten behoeve van kwantificering van diffusieve nalevering en verspreiding door kwel. In de praktijk blijkt de omvang van de snel uitwisselbare fractie aan organische microverontreinigingen sterk uiteen te lopen voor verschillende sedimenten: in de Nederlandse Rijkswateren loopt deze fractie uiteen van 5 tot 95 procent van de totale hoeveelheid geadsorbeerde organische microverontreinigingen.

#### **2.6.2 Sorptie en verdeling zware metalen**

Ook voor zware metalen geldt dat doorvertaling van kritische gehalten in de waterkolom naar gehalten in zwevend stof en in sediment in de regel geschiedt aan de hand van generieke verdelingscoëfficiënten en totaalgehalten. In de praktijk is de hoedanigheid waarin zware metalen in sedimenten worden aangetroffen echter afhankelijk van de in het sediment heersende omstandigheden, waarbij met name de aan- of afwezigheid van zuurstof en de heersende pH van doorslaggevende betekenis zijn. Zo zijn metalen onder oxische omstandigheden voornamelijk gebonden middels adsorptie aan anorganisch (kleimineralen, oxides) en organisch materiaal (POC) en wordt de bindingssterkte in sterke mate gereguleerd door de pH: bij lagere pH-waarden verschuift het evenwicht tussen gebonden en opgeloste fracties sterk in de richting van de oplossing. Onder anoxische omstandigheden worden de zware metalen (met uitzondering van "metalen" als bijvoorbeeld arseen en chroom) daarentegen in de regel aangetroffen in de vorm van sulfide-precipitaten. De meeste (verontreinigde) zoetwatersedimenten zijn, op een oxische toplaag van enkele millimeters tot centimeters na, als anoxisch te kenmerken. Gezien het feit dat sulfiden slecht oplosbaar zijn, worden in zoetwaterbodems derhalve veelal zeer lage (sterk van evenwichtspartitie afwijkende) concentraties aan zware metalen in het poriewater gevonden (Davies-Colley *et al.*, 1985; Moore *et al.*, 1988).

Resuspensie van waterbodems kan echter aanleiding zijn tot wijzigingen in de speciatie: zo kan bij opwerveling van sediment in oppervlaktewater bijvoorbeeld oxidatie optreden van de (als een "sink" voor zware metalen dienstdoende) metaalsulfides. Het is echter de vraag of de tijdschaal waarop opgewerveld materiaal in suspensie verkeert voldoende lang is om tot (al dan niet volledige) oxidatie van de daarin voorkomende sulfideprecipitaten aanleiding te geven.

---

Bovendien geldt dat, zelfs indien er daadwerkelijk substantiële oxidatie van metaalsulfides optreedt, dit niet per definitie aanleiding geeft tot significante mobilisatie van zware metalen: in de literatuur wordt veelvuldig gesuggereerd dat de concentraties opgeloste zware metalen bij opwerveling van sediment in de waterkolom worden gecontroleerd door adsorptie aan ijzer- en mangaan(hydr)oxides, die ten gevolge van de oxidatie van  $Fe^{2+}$ - en  $Mn^{2+}$ -verbindingen (die in aanzienlijke hoeveelheden voorkomen in anoxisch poriewater) worden gevormd (Balistrieri *et al.*, 1981; Tramontano en Bohlen, 1984; Paipai, 1995). Indien de oxidatie van  $Fe^{2+}$ - en  $Mn^{2+}$ -verbindingen en de daaropvolgende vorming van (onder oxidische omstandigheden) onoplosbare ijzer- en mangaan(hydr)oxide-precipitaten sneller verloopt dan de oxidatie van metaalsulfiden (Pugh *et al.*, 1984; Millero *et al.*, 1987; Ahmed en Nye, 1990), zodat uit oxidatie van metaalsulfides vrijkomende metalen direct kunnen adsorberen aan de sterk reactieve ijzer- en mangaan(hydr)oxide-precipitaten, zal de uiteindelijke "desorptieflux" in de praktijk gering zijn. In de praktijk blijken de opgeloste gehalten aan zware metalen in de waterkolom veelal niet (meetbaar) te stijgen ten gevolge van resuspensie bij bijvoorbeeld grootschalige baggerwerkzaamheden (zie bijvoorbeeld Van den Berg *et al.*, 1999).

De chemische hoedanigheid van de zware metalen kan ten gevolge van de tijdens resuspensie optredende processen wel veranderen: de in de initiële situatie voornamelijk als sulfide-precipitaat voorkomende metalen kunnen verschuiven in de richting van door adsorptie aan reactieve oppervlakten vastgelegde metalen. Weliswaar zijn beide verschijningsvormen in essentie niet mobiel, echter de geadsorbeerde metalen kunnen reeds ten gevolge van een geringe pH-daling snel desorberen en daardoor alsnog gemobiliseerd worden. Slechts indien opgewerveld materiaal uiteindelijk door bijvoorbeeld sedimentatie en begraving weer in een anoxische omgeving terecht komt zullen de zware metalen weer precipiteren tot stabiele sulfide-precipitaten.

Om tot een nadere kwantificering van de verspreiding van zware metalen naar oppervlaktewater via resuspensie te komen kan gebruik gemaakt worden van een milde extractiemethode, zoals bijvoorbeeld de momenteel in ontwikkeling zijnde  $CaCl_2$ -extractie (Vink *et al.*, 1999). Op basis daarvan kan een inschatting worden gemaakt van het potentieel mobiliseerbaar gehalte aan zware metalen. Om een actueel beeld te krijgen van de concentraties aan zware metalen in het poriewater, zoals nodig ten behoeve van kwantificering van de actuele verontreinigingsfluxen door processen als kwel en diffusieve nalevering kan gebruik worden gemaakt van SEM/AVS-ratios (SEM = simultaneously extracted metals; AVS = acid volatile sulfides) en poriewaterconcentraties, te bepalen aan de (gehomogeniseerde) toplaag (0-10 cm). Bij SEM/AVS < 1 zullen de poriewaterconcentraties normaliter gering zijn met als gevolg verwaarloosbare fluxen naar het oppervlaktewater: er zijn voldoende sulfides aanwezig om de metalen (semi)kwantitatief te binden. Indien SEM/AVS > 1 dient nadere vaststelling van poriewaterconcentraties via directe meting plaats te vinden, alvorens de actuele fluxen ten gevolge van kwel en nalevering kunnen worden bepaald (Van den Berg *et al.*, 1997).



---

## 3 Bepaling van de actuele risico's van verspreiding

---

In dit hoofdstuk wordt het door de werkgroep uitgewerkte voorstel voor de beoordeling van risico's van verspreiding naar oppervlaktewater beschreven en toegelicht. De methodiek valt uiteen in een (eerste) eenvoudige toetsing op basis van een aantal watersysteemeigenschappen, eventueel gevolgd door een (tweede) nauwkeuriger toetsing op basis van een nadere bepaling van de actuele risico's van verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater. Doel van deze tweedeling is om middels een eerste toetsing de evident niet-risicovolle gevallen van waterboderverontreiniging eenvoudig te kunnen scheiden van de mogelijk risicovolle gevallen. Voor de mogelijk risicovolle gevallen van waterboderverontreiniging wordt vervolgens de nauwkeuriger toetsing doorlopen om tot een definitiever vaststelling van de risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater te komen.

### 3.1 Voorstel voor criteria ten behoeve van risico-inschatting

*Er is sprake van een actueel risico voor verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater, indien:*

De waterkwaliteit ter plaatse van de onderzoekslocatie niet voldoet aan de waterkwaliteitsdoelstelling (waterkwaliteitsdoelstelling = alle microverontreinigingen beneden het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR)) én de aanwezigheid van de verontreinigde waterbodem aanleiding geeft tot:

1. een verontreinigingsflux vanuit de waterbodem naar de waterkolom die groter is dan 10% van de totale vracht door het beschouwde systeem, of;
2. een verslechtering van de kwaliteit van het zwevend stof van meer dan 10% ten opzichte van een referentielocatie (bijvoorbeeld bovenstrooms gelegen gebied zonder verontreinigde waterbodem).

*Er is sprake van een actueel risico voor verspreiding van verontreinigd sediment naar buiten de onderzoekslocatie gelegen gebieden, indien:*

Het zwevend stofgehalte ter plaatse van de onderzoekslocatie meer dan 10% verhoogd is ten opzichte van een referentielocatie (bijvoorbeeld bovenstrooms gelegen gebied zonder verontreinigde waterbodem).

---

### 3.2 Eenvoudige toetsing

In de eerste stap van de urgentiebepalingsmethodiek wordt met de inzet van eenvoudige middelen ingeschat of de kans op verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater überhaupt reëel is. Hiertoe dienen onderstaande vragen beantwoord te worden:

*Is er sprake van een schone toplaag ( $0-10\text{ cm} < MTR_{\text{sediment}}$  voor alle microverontreinigingen)?*

Indien er sprake is van een schone toplaag volgens bovenstaande definitie wordt het actuele risico van verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater als niet reëel beschouwd.

Indien voor een geval van waterbodemerontreiniging wordt vastgesteld dat de toplaag niet schoon is (volgens bovenstaande definitie) dienen de volgende vragen beantwoord te worden:

- 1. Is er in minstens 2% van de tijd ( $\geq 7$  dagen) een dieptegemiddelde stroomsnelheid  $> 0,30\text{ m/s}$ ?*
- 2. Is er volgens de scoretabel op pagina 6 risico voor erosie/resuspensie door windgolven?*
- 3. Is er sprake van frequente diepstekende scheepvaart (kielspeling  $< 2\text{ m}$ )?*
- 4. Is er sprake van kwel in combinatie met een stagnant of langzaam stromend water?*

Indien alle vragen met "nee" zijn beantwoord, dan wordt het actuele risico van verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater als niet reëel beschouwd.

Indien één of meer vragen met "ja" zijn beantwoord, dan wordt de locatie gekwalificeerd als "mogelijk risicovol" en dient zij aan een aanvullende nauwkeurigere toetsing te worden onderworpen.

### 3.3 Nauwkeurige toetsing

In dit onderdeel worden alleen die locaties beschouwd waarvoor actuele risico's van verspreiding mogelijk worden geacht (= de locaties die in de eenvoudige toetsing geïdentificeerd zijn als "niet a-priori risicoloos wat betreft verspreiding naar oppervlaktewater"). In de nauwkeurige bepaling worden alle verontreinigende stoffen beschouwd die in het sediment tot boven MTR-niveau worden aangetroffen.

In het navolgende wordt per deelproces vastgelegd welke methodiek dient te worden ingezet voor kwantificering van de verspreiding vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater en welke informatie daarvoor verzameld dient te worden.

---

### 3.3.1 Erosie

Inschatting van de mate van verspreiding van verontreinigd sediment naar buiten de onderzoekslocatie door erosie vindt plaats door te toetsen aan het zwevend stofgehalte. Hiertoe dient voor de te beschouwen locatie informatie met betrekking tot de volgende aspecten verzameld te worden:

*Erosie:*

- Zwevend stofgehalte.

Ten behoeve van de uiteindelijke inschatting van de risico's voor verspreiding van verontreinigingen ten gevolge van erosie wordt het zwevend stofgehalte gerelateerd aan het zwevend stofgehalte op een referentielocatie.

*Er is sprake van een actueel risico voor verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater, indien:*

- De waterkwaliteit ter plaatse van de onderzoekslocatie niet voldoet aan de waterkwaliteitsdoelstelling ( waterkwaliteitsdoelstelling = alle microverontreinigingen beneden het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR)) én
- het zwevend stofgehalte ter plaatse van de onderzoekslocatie meer dan 10% verhoogd is ten opzichte van een referentielocatie (bijvoorbeeld bovenstrooms gelegen gebied zonder verontreinigde waterbodem).

### 3.3.2 Resuspensie

Inschatting van de beïnvloeding van de waterkwaliteit binnen de grenzen van de onderzoekslocatie ten gevolge van resuspensie vindt plaats door te toetsen aan de kwaliteit van het zwevend stof. Hiertoe dient voor de te beschouwen locatie informatie met betrekking tot de volgende aspecten verzameld te worden:

*Resuspensie:*

- Kwaliteit zwevend stof (alle parameters die in de waterbodem boven MTR liggen).

Ten behoeve van de uiteindelijke inschatting van de risico's voor verspreiding van verontreinigingen ten gevolge van resuspensie wordt de kwaliteit van het zwevend stof ter plaatse van de onderzoekslocatie gerelateerd aan de kwaliteit van het zwevend stof op een referentielocatie.

---

*Er is sprake van een actueel risico voor verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater, indien:*

- De waterkwaliteit ter plaatse van de onderzoekslocatie niet voldoet aan de waterkwaliteitsdoelstelling (waterkwaliteitsdoelstelling = alle microverontreinigingen beneden het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR)) én
- een verslechtering van de kwaliteit van het zwevend stof van meer dan 10% ten opzichte van een referentielocatie (bijvoorbeeld bovenstrooms gelegen gebied zonder verontreinigde waterbodem) optreedt.

### **3.3.3 Kwel en diffusieve nalevering**

Inschatting van de verontreinigingsfluxen naar het oppervlaktewater ten gevolge van kwel vindt plaats volgens de methodiek beschreven in paragraaf 2.2. Hiertoe dient voor de te beschouwen locatie informatie met betrekking tot de volgende aspecten verzameld te worden:

*Kwel:*

- Gemiddeld kweldebiet voor de beschouwde locatie.
- Poriewaterconcentraties via:
  - TENAX-extractie (organische micro's) of SEM/AVS (zware metalen) (toplaag 0-10 cm),
  - directe bepaling aan veldmateriaal (toplaag 0-10 cm).

Inschatting van de verontreinigingsflux ten gevolge van diffusieve nalevering vanuit de liggende waterbodem naar het bovenstaande oppervlaktewater vindt plaats volgens de methodiek beschreven in paragraaf 2.3. Hiertoe dient voor de te beschouwen locatie informatie met betrekking tot de volgende aspecten verzameld te worden:

*Diffusieve nalevering:*

- Porositeit (toplaag) waterbodem
- Poriewaterconcentraties via:
  - TENAX-extractie (org. micro's) of SEM/AVS (zware metalen) (toplaag 0-10 cm).
  - Directe bepaling aan veldmateriaal (toplaag 0-10 cm).
- Actuele concentraties van (opgeloste) verontreinigingen in de waterkolom.

Ten behoeve van de uiteindelijke inschatting van risico's voor verspreiding van verontreinigingen ten gevolge van kwel en diffusieve nalevering dienen de voor deze verspreidingsroutes bepaalde vrachten te worden gerelateerd aan de totale via de bovenstrooms gelegen rand van het systeem aangevoerde vracht. Deze van bovenstrooms aangevoerde vracht kan eenvoudig gekwantificeerd worden op basis van (uitwisselings)debieten en gegevens met betrekking tot de bovenstroomse waterkwaliteit.

---

Indien van toepassing dienen ook eventuele lozingen binnen de grenzen van de te onderzoeken locatie in rekening te worden gebracht. De som van de vrachten ten gevolge van kwel en diffusieve nalevering wordt dan gerelateerd aan de som van de bovenstroomse vracht en de (interne) lozingen.

*Er is sprake van een actueel risico voor verspreiding van verontreinigingen naar het oppervlaktewater, indien:*

- De waterkwaliteit ter plaatse van de onderzoekslocatie niet voldoet aan de waterkwaliteitsdoelstelling (waterkwaliteitsdoelstelling = alle microverontreinigingen beneden het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR)) én
- de som van de vrachten ten gevolge van kwel en diffusieve nalevering groter is dan 10% van de totale vracht door het beschouwde systeem.

### **3.3.4 Afdekking door sedimentatie**

Als op een locatie waar verontreinigde waterbodembodem wordt aangetroffen netto sedimentatie optreedt en de kwaliteit van het zwevend stof zodanig is dat er op termijn een schone toplaag ontstaat, dan zal deze locatie alsnog als niet-risicovol beschouwd kunnen worden, ook al treden er in het systeem processen op die tot verspreiding (kunnen) leiden: als de kwaliteit van de toplaag die onderhevig is aan deze processen zodanig verandert dat (op termijn) MTR-waarden niet langer overschreden worden, zullen deze processen niet meer leiden tot verspreiding van ernstig verontreinigd materiaal.

Om te bepalen of op een locatie afdekking met minder verontreinigd materiaal plaatsvindt dient voor de te beschouwen locatie informatie met betrekking tot de volgende aspecten verzameld te worden:

*Sedimentatie:*

- Sedimentatiesnelheid (d.m.v. veldonderzoek of morfologische modellering).
- Huidige kwaliteit zwevend stof (alle parameters die in de waterbodembodem boven MTR liggen).

Indien de gemiddelde sedimentatiesnelheid ter plaatse van de locatie groter blijkt dan 3 cm/j en bovendien de kwaliteit van het zwevend materiaal (met betrekking tot alle microverontreinigingen) beneden MTR ligt, wordt verondersteld dat het eventuele risico voor verspreiding op relatief korte termijn zal verdwijnen: in dergelijke gevallen wordt binnen een periode van 10 jaar een schone toplaag van 30 cm gevormd. De bewuste locatie wordt derhalve dan gekwalificeerd als "niet risicovol".

---

## 4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

---

### 4.1 Belasting van benedenstrooms gelegen gebieden

Verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater kan aanleiding geven tot serieuze effecten op de waterkwaliteit: ondanks dat van bovenstrooms aangevoerd oppervlaktewater aan de waterkwaliteitsdoelstellingen kan voldoen, kan transport van stoffen vanuit de waterbodem alsnog voor overschrijding van deze doelstellingen aanleiding zijn. Derhalve vormt toetsing van de oppervlaktewaterkwaliteit een belangrijk onderdeel in de thans voorgestelde methodiek voor risico-inschatting. Voor een solide afweging met betrekking tot eventuele risico's voor verspreiding van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar oppervlaktewater volstaat het echter niet om uitsluitend de waterkwaliteit ter plaatse van de onderzoekslocatie te beschouwen: ook de mate waarin aangrenzende systemen kunnen worden belast is van belang bij de beoordeling van de verspreidingsrisico's naar oppervlaktewater. In de thans voorgestelde systematiek wordt hier impliciet invulling aan gegeven door niet uitsluitend te toetsen op kwaliteitsparameters (door middel van vergelijking van verontreinigingsvrachten en toetsing van de zwevend stofkwaliteit) maar ook aandacht te besteden aan de mate van zwevend stofbelasting op aangrenzende watersystemen waartoe (erosie van) een liggende waterbodem aanleiding kan vormen: voor (de meeste) microverontreinigingen vormt de vaste fase de belangrijkste 'carrier' in het totale transport.

### 4.2 Significantie van waterkwaliteitseffecten

In het thans gepresenteerde set van criteria voor inschatting van de risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater is de significantiegrens voor de bijdrage van verontreinigingen/slib vanuit de waterbodem aan de oppervlaktewaterkwaliteit steeds op 10% gesteld. Deze keuze is ten dele arbitrair echter zij is mede ingegeven vanuit veldervaring met betrekking tot waterkwaliteitsmonitoring: de natuurlijke variatie die optreedt in de kwaliteit van stromend oppervlaktewater, en de onnauwkeurigheid van de verschillende ter beschikking staande meetmethodieken is zodanig dat een verdere verlaging van de significantiegrens tot beneden de thans voorgesteld 10% niet zinvol en/of bruikbaar lijkt.

---

### 4.3 Autonome ontwikkeling van het watersysteem

Bij het maken van een afweging met betrekking tot nut en noodzaak van saneringsoperaties dient niet uitsluitend de huidige situatie beschouwd te worden: ook de voor het watersysteem te verwachten autonome ontwikkeling verdient hierin nadrukkelijk een plaats. Zo kan op een locatie waar sedimentatie optreedt, door verbetering van de kwaliteit van het aangevoerde zwevend stof, de verontreinigde waterbodem op relatief korte termijn afgedekt worden met een schonere laag. In de in dit document voorgestelde methodiek wordt aan dit aspect ten dele invulling gegeven: locaties waar actieve afdekking met schoon materiaal plaatsvindt kunnen (bij voldoende afdekking) als niet risicovol (voor verspreiding naar oppervlaktewater) worden gekwalificeerd. Echter, andersom geldt ook dat indien de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater nog steeds aanleiding geeft tot de vorming van verontreinigde waterbodems, sanering mogelijk als niet zinvol kan worden beschouwd, ondanks dat een locatie op basis van de thans voorgestelde methodiek als risicovol wordt getypeerd. Overigens geldt dit niet uitsluitend voor het in dit rapport beschouwde risicopad (verspreiding naar oppervlaktewater): ook voor de overige in het kader van de nieuwe richtlijnen voor nader onderzoek uitgewerkte risicopaden (verspreiding naar grondwater; risico's voor mens en ecosysteem) kan gesteld worden dat het nut van sanering van als risicovol bestempelde locaties dient te worden herbeschouwd indien de autonome ontwikkeling aanleiding zal zijn voor herverontreiniging na sanering.

### 4.4 Gebiedsgericht beleid

Indien in de toekomst nadere invulling wordt gegeven aan de beleidslijn "functiegericht saneren" dan zullen in risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems ook aspecten als de (natuur)waarde van het studiegebied én het ontvangende (benedenstrooms gelegen) watersysteem moeten worden betrokken. Binnen een dergelijke methodiek zullen de criteria met betrekking tot het al-dan-niet risicovol zijn van een geval van waterbodemverontreiniging nader dienen te worden gedifferentieerd naar gebruiksfuncties van watersystemen. De voor de incorporatie van dergelijke aspecten in een risico-inschattingmethodiek noodzakelijke afleiding van locatiespecifieke "normen" dient, gezien het projectoverstijgende belang daarvan, echter in een breder kader dan dat van de werkgroep oppervlaktewater te gebeuren. In principe biedt de huidige methodiek voor de inschatting van het risico van verspreiding naar oppervlaktewater voldoende ruimte voor eventuele latere inpassing van dergelijke functieafhankelijke criteria.

### 4.5 Herinrichting

Herinrichting, al dan niet gecombineerd met de ontwikkeling van nieuwe natuur, is momenteel aan de orde van de dag: op dit moment worden onder andere in het rivierengebied grootschalige ingrepen onderzocht, gepland en/of zelfs al uitgevoerd. Duidelijk moge zijn dat dergelijke ingrepen, die de morfologie van watersystemen substantieel kunnen wijzigen, van serieuze invloed kunnen zijn op zaken als de slib/sedimenthuishouding: voormalige sedimentatiegebieden kunnen ten gevolge van de ingrepen bijvoorbeeld veranderen in erosiegebieden, en andersom. Derhalve kunnen locaties die in de uitgangssituatie als risicoloos voor verspreiding naar oppervlaktewater werden gekarakteriseerd ten gevolge van grootschalige ingrepen alsnog risicovol worden. In de huidige richtlijnen wordt aan dit aspect geen expliciete uitwerking gegeven.

---

In principe dient bij (voorgenomen) herinrichtingprojecten hieraan aandacht geschonken te worden via de route van de MER-procedure.

#### **4.6 Prioritering op basis van risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater**

Naar verwachting zullen voor een fors deel van de locaties waar verontreinigde waterbodems worden aangetroffen de risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater gering zijn: in gebieden waar gemiddeld sprake is van netto erosie zal in de praktijk, zeker aan de oppervlakte, nauwelijks verontreinigd sediment worden gevonden, terwijl in gebieden waar nog steeds actieve sedimentatie optreedt de sterk verontreinigde lagen, ten gevolge van de aanzienlijke kwaliteitsverbetering van aangevoerd zwevend stof over de laatste decennia, inmiddels grotendeels zullen zijn afgedekt met sediment van een betere kwaliteit. Uitzonderingen hierop vormen die gebieden die in de periode waarin zwevend stof van zeer slechte kwaliteit werd afgezet (periode tot circa 1980) zijn vol gesedimenteerd tot op morfologisch evenwicht, en gebieden waarin grootschalige ingrepen zijn of gaan worden toegepast die van invloed zijn op de ligging van het morfologisch evenwicht. Gegeven het feit dat op basis van de thans toegepaste afwegingsmethodieken voor het inschatten van de saneringsnoodzaak (normstelling, TRIADE e.d.) het probleem van verontreinigde waterbodems te omvangrijk (b)lijkt om zinvol aan te pakken verdient het aanbeveling de risico's voor verspreiding naar oppervlaktewater nadrukkelijker te laten meewegen in de uiteindelijke prioritering met betrekking tot saneringsingrepen. Met een dergelijk, relatief sterk onderscheidend prioriteringstool kan de problematiek van de verontreinigde waterbodems wellicht op een efficiëntere wijze dan nu het geval is worden aangepakt. Uitzonderingen hierop vormen gebieden die in de periode waarin de kwaliteit van het zwevend stof zeer slechte kwaliteit



---

## 5 Literatuur

---

- Ahmad, A. en P. Nye (1990) Coupled diffusion and oxidation of ferrous iron in soils. I: Kinetics of oxygenation of ferrous iron in soil suspension, *J. Soil Science* **41**, 395-409.
- Balistrieri, L.S., P.G. Brewer en J.W. Murray (1981) Scavenging residence times of trace metals and surface chemistry of sinking particles in the deep ocean, *Deep-Sea Res.* **28A**, 101-121.
- Berg, G.A. van den, G.G.A. Meijers, L.M. van der Heijdt en J.J.G. Zwolsman (1999) Dredging-related mobilisation of trace metals: a case study in The Netherlands, *Wat. Res.* (submitted).
- Berg, G.A. van den, L.M. van der Heijdt, J.J.G. Zwolsman en J.P.G. Loch (1997) Vastlegging en mobilisatie van zware metalen in de waterbodem van de Brabantsche Biesbosch: de rol van sulfide (AVS) en implicaties voor normstelling, *H<sub>2</sub>O* **30-21**, 645-648.
- Beurskens, J.E.M., G.A.J. Mol, H.L. Barreveld, B. Van Munster en H.J. Winkels (1993) Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the Rhine River, *Environ. Tox. Chem.* **12**, 1549-1566.
- CERC - U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station (1984) *Shore Protection Manual Vol. 1*, U.S. ARMY Corps of Engineers.
- Coates, J.T. en A.W. Elzerman (1986) Desorption kinetics for selected PCB-congeners from river sediments, *J. Contam. Hydrol.* **1**, 191-210.
- Cornelissen, G. (1999) *Mechanism and consequences of slow desorption of organic compounds from sediments*, Proefschrift Univ. van A'dam.
- Davies-Colley, R.J., P.O. Nelson en K.J. Williamson (1985) Sulfide control of cadmium and copper concentrations in anaerobic estuarine sediments, *Mar. Chem.* **16**, 173-186.
- Horzempa, L.M. en D.M. DiToro (1983) The extent of reversibility of polychlorinated biphenyl adsorption, *Water Res.* **17**, 851-859.
- Karickhoff, S.W. (1984) Organic pollutant sorption in aquatic systems, *J. Hydraul. Eng.* **110**, 707-735.
- Karickhoff, S.W. en K.R. Morris (1985) Sorption dynamics of hydrophobic pollutants in sediment suspensions, *Environ. Tox. Chem.* **4**, 469-479.
- Kooij, L.A. van der, D. van de Meent, C.J. van Leeuwen en W.A. Bruggeman (1991) Deriving quality criteria for water and solid from the results of aquatic toxicity tests and product standards: application of the equilibrium partitioning method, *Wat. Res.* **25-6**, 697-705.

- 
- Kouer, R.M. en K. Termeer (1995) *Microverontreinigingen Volkerak/Zoommeer- Jaarrapportage 1991*, RIZA nota 94.001.
- Kristensen, K. en K. Hansen (1999) Transport of carbon dioxide and ammonium in bioturbated (*Nereis diversicolor*) coastal, marine sediments, *Biogeochemistry* **45**, 147-168.
- Millero, F., S. Hubinger, M. Fernandez en S. Garnett (1987) Oxidation of H<sub>2</sub>S in seawater as a function of temperature, pH and ionic strength, *Environ. Sci. Technol.* **21**, 439-444.
- Ministerie van VROM (1998) *Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming: Beoordeling en afstemming*, VROM 98149/h/3-98-17954/190.
- Molen, W.H. van der (1980) *Water Quality: Influence of transport and mixing processes*, Landbouw Hogeschool Wageningen, vakgroep Cultuurtechniek.
- Moore, J.N., W.H. Ficklin en C. Johns (1988) Partitioning of arsenic and metals in reducing sulfidic sediments, *Environ.Sci. Technol.* **22**, 432-437.
- Paipai, E. (1995) Environmental enhancement using dredged material, *Terra et Aqua* **59**, 5-21.
- Pignatello, J.J. en L.Q. Huang (1991) Sorptive reversibility of atrazine and metolachlor residues in field soil samples, *J. Environ. Qual.* **20**, 222-228.
- Pugh, C.E., L.R. Hossner en J.B. Dixon (1984) Oxidation rate of iron sulfides as affected by surface area, morphology, oxygen concentration, and autotrophic bacteria, *Soil Sci.* **137**, 309-314.
- Tramontano Jr., J.M. en W.F. Bohlen (1984) The nutrient and trace metal geochemistry of a dredge plume, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **18**, 385-401.
- Vink J.P.M., C. van de Guchte, J.J.G. Zwolsman, L.M. van der Heijdt, J.M. van Steenwijk en J. Tuinstra (1999) *Naar een nieuwe beoordeling van zware metalen in sediment*, RIZA-werkdocument 99.111X/AKWA-rapport 99.007.
- Wu, S. en P.M. Gschwend (1986) Sorption kinetics of hydrophobic organic compounds to natural sediments and soils, *Environ. Sci. Technol.* **20**, 717-725.