

Toelichting op de SEDimentASSistent (SEDIAS)

Opbouw en indeling

De voorgestelde berekeningen in de Handreiking beoordeling verontreinigde waterbodems zijn zoveel mogelijk uitgewerkt in een ondersteunende spreadsheet met de naam SEDIAS, afkorting voor SEDimentASSistent. Het programma **SEDIAS** bestaat uit verschillende werkbladen:

Hoofdbladen:

1. Partitie
2. Diffusie Dispersie en Kwel
3. Resuspensie
4. Bijdrage stationaire conc.
5. msPAF
6. Zwev.stof&MTR

Ad-Bladen met extra berekeningen of achtergrondinformatie.

1. Ad 1 Partitiecoëfficiënten
2. Ad 1 Aandeel opgelost
3. Ad 3 Scheepsparameters
4. Ad 3 Opwerveling door wind

De *hoofdbladen* zijn altijd zichtbaar en toegankelijk. Bij wijzigingen aan deze bladen (dit geldt niet voor de blauwe invoervakken) wordt de gebruiker gealarmeerd door een kleurverandering van de betreffende cel. Dit wordt gedaan door bij een wijziging de inhoud van de cel te controleren met de inhoud van dezelfde cel op een (verborgen) *copyblad*. Van elk *hoofdblad* bestaat dus een blad wat een exacte copy is van het originele blad. De *copybladen* hebben dezelfde naam als de *hoofdbladen* met als toevoeging een C. *Copybladen* bevatten geen knoppen en dergelijke en er staat in grote rode letters COPY bovenaan het blad.

De “Ad-bladen” zijn standaard verborgen en kunnen worden getoond via de knoppen op de bijbehorende hoofdbladen. Door een ander tabblad aan te klikken worden de “Ad-bladen” automatisch weer verborgen.

Algemeen gebruik

In alle gevallen zal met tabblad 1 worden gestart, omdat daar de invoer van stoffen plaatsvindt. Hier kunnen totaal gehalten worden ingevoerd, op basis waarvan concentraties in het bodemvocht worden berekend. Het is ook mogelijk zelf bodemvochtwaarden in te voeren. Vervolgens zijn er tabbladen om de vervolgberekeningen uit te voeren.

In kolom D kunnen stoffen aan of uitgevinkt worden. Dit kan door de knoppen ‘alle stoffen selecteren’ of ‘alle stoffen uitzetten’ en door op de kruisjes in kolom D te klikken. Het effect van de selectie is dat alleen geselecteerde stoffen in de overige tabbladen gepresenteerd worden. Houd er wel rekening mee dat het voor de msPAF-berekening zeer gewenst is om minimaal het standaardstoffenpakket in te voeren (ook als deze stoffen geen waterkwaliteitsprobleem veroorzaken).

Het is toegestaan om cellen te overschrijven met formules of waarden die op die locatie betrouwbaarder worden geacht. De cellen krijgen dan een felle kleur. In het geval dat formules worden overschreven, is het spreadsheet niet direct geschikt voor een nieuwe standaardbeoordeling. Daarom is op elk blad en knop Defaultwaarden gemaakt waarmee alle cellen, behalve de blauwe invoervelden, weer op de defaultwaarde/formule worden gezet.

Wijzigingen aanbrengen in SEDIAS

SEDIAS is een hulpmiddel om tot een zo goed mogelijke beoordeling van de waterbodem te komen.

Het is de gebruiker toegestaan om wijzigingen aan te brengen in SEDIAS, die (voor de specifieke situatie) een betere beoordeling van de relatie waterbodemkwaliteit vs waterkwaliteit geven. Bij

wijzigingen op het hoofdblad is het belangrijk dat deze wijziging ook wordt gedaan op de copy van het blad.

Volg hiervoor de volgende stappen:

1. Open het bestand zonder de macro's in te schakelen;
2. Maak het *copyblad* van het betreffende blad zichtbaar via *Opmaak – Blad – Zichtbaar maken...* (Eng: *Format – Sheet – Unhide*)
3. Activeer het *hoofdblad* en klik met de shift-toets ingedrukt op het tabblad van het *copyblad* (beide tabbladen zijn nu licht gekleurd).
4. Voer de wijzigingen door. (Doordat ook het *copyblad* is geselecteerd worden de wijzigingen ook daar doorgevoerd).
5. Klik op een ander tabblad (de selectie van de 2 bladen wordt opgeheven).
6. Verberg het *copyblad* weer via *Opmaak – Blad – Verbergen.* (Eng: *Format – Sheet – Hide*)
7. Sla het bestand op (het liefst onder een andere naam).
8. Sluit het bestand en open het weer, maar nu met de macro's ingeschakeld.

1 Partitie

1.1 Gebruik

Dit tabblad is het enige tabblad waar stofconcentraties kunnen worden ingevoerd. In eerste instantie is het bedoeld om totaalgehalten (meetwaarden; niet gestandaardiseerd) in de waterbodem in te voeren (kolom F). Vervolgens worden de totaalgehalten (voor metalen na bodemtypecorrectie) via evenwichtpartitie omgerekend naar concentratie in (porie)water. Het is zaak dat algemene parameters in de velden F9 t/m F15 correct zijn ingevuld. Voor organische stof kan zowel organische stof als organisch koolstof worden ingevoerd (blauwe cellen). Vervolgens wordt het OC-gehalte voor organische contaminanten geminimaliseerd op 0,0116 (2% OS) en gemaximaliseerd op 0,174 (30% OS). Lutum wordt geminimaliseerd op 2%. De berekeningen zijn vermeld in groene cellen.

Invoer beschikbare gehalten of poriewaterconcentraties

Indien beschikbare gehalten of poriewaterconcentraties zijn gemeten, kan dat als volgt worden ingevoerd:

- beschikbare gehalten kunnen worden ingevoerd als totaalconcentraties. Via evenwichtpartitie wordt dan de poriewaterconcentratie berekend.
- poriewaterconcentratie kunnen worden ingevoerd in kolom I. **De formules worden dan overschreven en de spreadsheet dus niet meer kan worden gebruikt voor partitieberekeningen.**
- de relevante norm kan worden ingevoerd in kolom J. Dit is vooral handig als vaker met SEDIAS wordt gewerkt. Het maakt het makkelijker om poriewaterconcentratie snel te vergelijken met de norm.

Tabblad 1.Partitie maakt gebruik van Koc/Kd-waarden. Deze waarden variëren in de literatuur sterk. De referenties voor de in SEDIAS gebruikte Kd/Koc-waarden zijn vermeld in tabblad Ad1.Partitiecoëfficiënten (te bereiken via een knop in Tabblad 1.Partitie).

1.2 Technisch beschrijving evenwichtpartitie (tabblad 1)

Indien totaalgehalten zijn gemeten, kan met behulp van evenwichtpartitie de concentratie in het poriewater worden bepaald. Dit gaat als volgt:

Metalen moeten eerst omgerekend worden naar standaard bodem, omdat de K_d 's bedoeld zijn voor standaardbodems:

Deze omrekening gaat via de volgende formule:

$$Q_{\text{sed, standaard}} = Q_{\text{sed, gemeten}} \frac{A + B \times 25 + C \times 10}{A + B \times \% \text{lutum} + C \times \% \text{organische stof}}$$

Hierin is:

$Q_{\text{sed, standaard}}$	gestandaardiseerd gehalte in sediment
$Q_{\text{sed, gemeten}}$	gemeten gehalte in sediment
A,B,C	stof afhankelijke constanten voor metalen (zie tabel 1)
% lutum	gemeten percentage lutum in sediment (minimaal 2%)
% organische stof	gemeten percentage organische stof in sediment (minimaal 2%; maximaal 30%, dit geldt niet voor metalen niet).

Voor het percentage organische stof is een minimum en maximumwaarde gedefinieerd. Voor het percentage lutum een minimumwaarde. (zie onderstaande tabel)

Stofafhankelijke constanten voor metalen

Stof	A	B	C
Antimoon	1	0	0
Arseen	15	0,4	0,4
Barium	30	5	0
Beryllium	8	0,9	0
Cadmium	0,4	0,007	0,021
Chroom	50	2	0
Kobalt	2	0,28	0
Koper	15	0,6	0,6
Kwik	0,2	0,0034	0,0017
Lood	50	1	1
Molybdeen	1	0	0
Nikkel	10	1	0
Thallium	1	0	0
Tin	4	0,6	0
Vanadium	12	1,2	0
Zink	50	3	1,5

De gestandaardiseerde waarde wordt vervolgens omgerekend naar een concentratie in (porie)water

$$C_{\text{pw}} = \frac{Q_{\text{sed}}}{K_d}$$

waarin:

C_{pw} = concentratie opgelost in poriewater (mg/l)

Q_{sed} = gehalte in sediment (mg/kg)

K_d = de evenwichtpartitiecoëfficiënt (l/kg)

Organische verbindingen:

$$C_{pw} = \frac{Q_{sed}}{f_{OC} * K_{OC}}$$

waarin:

C_{pw} = concentratie opgelost in poriewater (mg/l)

Q_{sed} = gehalte in sediment (mg/kg)

f_{OC} = organisch-koolstof fractie (-)

K_{OC} = de evenwichtpartitiecoëfficiënt (l/kg)

Bodemtypecorrectie

In bovenstaande benadering is gecorrigeerd voor organische stof en lutum zoals is voorgeschreven in bijlage G van de Regeling bodemkwaliteit, behalve voor PAK. PAK worden in SEDIAS niet gecorrigeerd voor minimaal 10% organische stof, maar net als andere stoffen op 2%. De reden hiervoor is dat het minimum van 10% organische stof een beleidsmatige keuze is geweest die niets met risicoboordeling had te maken. Het minimum van 2% organische stof is wel gerechtvaardigd, omdat bij lagere organischestofpercentages ook de anorganische fractie gaat meetellen voor de binding van verontreinigingen in de waterbodem.

2 Diffusie/dispersie en kwel/wegzijing

2.1 Gebruik

Voor zware metalen (waarvoor de KRW-normen voorschrijven dat monsters eerst gefiltreerd moeten worden over een $0,45\ \mu\text{m}$ -filter) kan advectief transport (waarbij de verontreiniging met de waterstroming door de bodem wordt meegevoerd) via de opgeloste fase van belang zijn. Voor organische verontreinigingen wordt de totale concentratie in water gemeten, dus inclusief verontreinigingen gebonden aan zwevend stof, en zal advectief transport meestal geen relevant proces zijn. Alleen voor relatief mobiele organische verontreinigingen kan advectie een rol spelen in situaties waarin geen resuspensie optreedt (stilstaand water). Wanneer er sprake is van kwel, kan dit proces bijdragen aan het opgelost transport. Indien er sprake is van inzijing, wordt deze factor negatief.

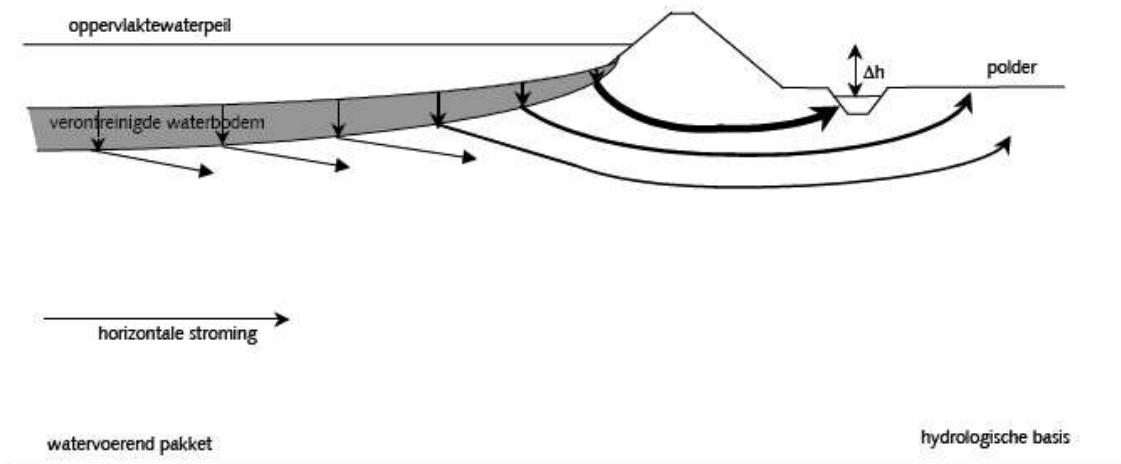
Voor het berekenen van kwel/inzijing zijn enkele algemene parameters vereist:

k = de doorlatendheid van de weerstandbiedende bodemlaag in m/dag (in SEDIAS zijn waarden gegeven afhankelijk van het bodemtype)

dp = het potentiaalverschil over de bodemlaag in m. Dit is het niveau verschil tussen het watervoerend pakket en het betreffende oppervlaktewater. In polders is dit bijvoorbeeld het verschil tussen boezem- en polderwater (in de figuur wordt dp weergegeven door Δh). Voor beken geldt de waterstand van de beek en die van het grondwater dat bepalend is voor de kwel.

$dbodem$ = de dikte van de weerstandbiedende bodemlaag in m. Als er meerdere lagen zijn (bijv. veen en klei) moet de dikte van de minst doorlatende laag gekozen worden.

Als deze parameters zijn ingevuld wordt per stof een contaminantflux berekend door kwel (rij 16).



Naast kwel kan diffusie bijdragen aan het transport via de opgeloste fase van de waterbodem naar de waterkolom. Voor zware metalen (waarvoor in de KRW de normen in gefiltreerd water zijn gedefinieerd) en situaties waarin geen resuspensie optreedt (stilstaand water), kan diffusief transport via de opgeloste fase van belang zijn.

Voor de diffusieberekening zijn de volgende invoerparameters nodig:

Θ = porositeit van de waterbodem (-) (default ingesteld op: 0,35; mag gewijzigd worden)

a = correctiefactor voor bioturbatie en bioirrigatie (-) (keuze: 1 t/m 5)

c_w = de concentratie in het oppervlaktewater (voor maximale diffusie is deze 0)

Als deze parameters zijn ingevuld wordt per stof een contaminantflux berekend door diffusie (rij 30).

Deze twee fluxen worden opgeteld en vervolgens wordt de bijdrage van deze flux aan het oppervlaktewater berekend waarbij verversing van het oppervlaktewater wordt meegenomen. Hiervoor is het nodig om het verversingsdebiet in te voeren en de oppervlakte van de verontreinigde waterbodem.

Wanneer de verontreinigde waterbodem zich niet over de gehele oppervlakte van het waterlichaam uitspreidt, maar over slechts een (af te bakenen) deel ervan, kan de 'lokale' concentratie boven het verontreinigde deel worden berekend door in bovenstaande rekenregel het verversingsdebiet Q van het waterlichaam als geheel te vervangen door het deelverseringsdebiet Q_{part} dat over het verontreinigde oppervlak stroomt. Dit deelverseringsdebiet kan ruw worden geschat aan de hand van de verhouding tussen de breedte van de verontreinigde locatie in de stromingsrichting en de breedte van het waterlichaam.

Uiteindelijk levert dit een stationaire concentratie op die wordt veroorzaakt door de waterbodem.

2.2 Technisch beschrijving kwel/inzijing en diffusie (tabblad 2)

2.2.a. Kwel/inzijing

Berekening van de contaminantflux door kwel

De flux van een verontreiniging vanuit de waterbodem naar het bovenstaande water kan worden berekend uit de kwelwaterflux en de concentratie in het poriewater volgens de volgende formule:

Opgelost transport – Kwel

$$F_k = F_w C_{pw}$$

waarin:

F_k = contaminantflux door kwel ($\text{g/m}^2 \cdot \text{dag}$)

F_w = kwelwaterflux ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dag}$)

C_{pw} = contaminantconcentratie in het poriewater (g/m^3)

De kwelwaterflux F_w kan worden berekend met de wet van Darcy:

$$F_w = k \frac{dp}{dbodem}$$

waarin:

k = de doorlatendheid van de bodemlaag in m/dag

dp = het potentiaalverschil (hoogte verschil) over de bodemlaag in m tussen watervoerend pakket en water

$dbodem$ = de dikte van de bodemlaag in m.

De doorlatendheid van de bodemlaag is sterk afhankelijk van het type bodem (zand, klei of veen) en zal bij een toplaag van ongeconsolideerd slib worden bepaald door de daaronder liggende geconsolideerde bodemlaag.

Het potentiaalverschil over deze bodemlaag wordt bepaald m.b.v. de hoogteverschillen in grond- en oppervlaktewater (bijvoorbeeld het hoogteverschil tussen een ringvaart en een in de naastgelegen polder liggende kwelsloot of het hoogteverschil tussen het grondwater in verschillende gebieden Veluwe – Gelderse Vallei).

2.2b. Diffusie

De drijvende kracht voor diffusie van verontreinigingen vanuit de waterbodem naar de waterkolom is de concentratiegradiënt tussen het poriewater in de (toplaag van de) waterbodem en de bovenstaande waterkolom. Bij verder gelijkblijvende omstandigheden zal diffusie een geleidelijke oplading van de waterkolom veroorzaken totdat een evenwichtssituatie is bereikt.

De diffusieflux kan onder stationaire omstandigheden worden beschreven met de eerste wet van Fick:

$$F_d = D_{eff} \frac{dc}{dz}$$

waarin:

F_d = diffusieflux vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater ($\text{g/m}^2 \cdot \text{dag}$)

D_{eff} = de effectieve diffusiecoëfficiënt (m^2/dag)

dc/dz = concentratiegradiënt op het scheidingsvlak bodem-water ($\text{g/m}^3 \cdot \text{m}$)

De effectieve diffusiecoëfficiënt D_{eff} kan als volgt worden berekend:

$$D_{\text{eff}} = D_{\text{mol}} \theta a / \tau$$

waarin:

- D_{mol} = de moleculaire diffusiecoëfficiënt (m^2/dag) (default ingesteld op: $0,00013 \text{ m}^2/\text{dag}$)
 θ = porositeit van de waterbodem (-) (default ingesteld op: 0,35; mag gewijzigd worden)
 τ = tortuositeit van de bodemstructuur (-) (default ingesteld op: 3)
 Door de bodemstructuur is de werkelijke diffusielengte langer dan de verticale afstand voor de concentratiegradiënt. De tortuositeit τ corrigeert hiervoor.
 a = correctiefactor voor bioturbatie en bioirrigatie (-) (keuze: 1 t/m 5)

De D_{mol} is afkomstig uit van der Heijdt et al, 2000. Beoordeling van actuele risico's van verspreiding naar oppervlaktewater; Achtergronddocument bij de Richtlijn Nader Onderzoek van verontreinigde waterbodems; juli 2000. De tortuositeit is afkomstig uit: S.K. Bhatia (1985).

De invloed van bioturbatie hangt sterk af van de hoeveelheid en de activiteit van het bodemleven en de visstand. De ordegroottes 1 (geen invloed van bioturbatie) - 5 (veel bioturbatie) is gebaseerd op De Lange et al., 2007. In een systeem dat gedomineerd wordt door bentivore vis (karper/brasem) wordt 5 gekozen. Op locatie met 100% bedekking van waterplanten wordt 1 ingevuld.

Steady state berekening in oppervlaktewater (in semi-stagnant water)

De eenvoudigste manier om een ruwe schatting te krijgen van de waterkwaliteit (mg/l) als gevolg van emissies van uit de waterbodem, is om de totale bronsterkte van een beschouwde verontreiniging vanuit de waterbodem als gevolg van kwel en diffusie (mg/s) te delen door het debiet waarmee het waterlichaam verversd wordt (m^3/s):

$$C_{\text{tw}} = \frac{F_{\text{tot}} \cdot A}{Q}$$

waarin:

- C_{tw} = de gemiddelde steady state totaalconcentratie van de verontreiniging in het water als gevolg van waterbodmemissies (g/m^3)
 F_{tot} = de totale verontreinigingsflux vanuit waterbodem ($\text{g/m}^2 \cdot \text{dag}$). Deze wordt berekend door de flux door kwel en flux door diffusie op te tellen.
 Q = het verversingsdebiet van het waterlichaam (m^3/dag)
 A = de oppervlakte van de verontreinigde waterbodem (m^2)

3 Resuspensie

3.1 Gebruik

3.1.1 Scheepvaart

Op basis van de vaardieptes in de scheepvaartroutes van Nederland blijkt dat in vrijwel alle kanalen en ook de ondiepe meren de diepte ontoereikend is om in geval van een passerend schip geen opwerveling te hebben. Daarbij maakt het niet uit of er naar schroefstralen of naar retourstromingen wordt gekeken. Bij lage vaarsnelheden is de retourstroom wel gering, maar de schroefstraal zorgt juist bij lage vaarsnelheden voor veel opwerveling. Bij hoge vaarsnelheden valt de opwerveling door schroefstralen mee, maar nu zal de retourstroming weer de overhand krijgen. In de spreadsheet is alleen resuspensie ten gevolge van de schroefstraal uitgewerkt. Indien het gaat om relatief smalle kanalen voor beroepsvaart (bijvoorbeeld Noordhollands Kanaal) zou retourstroming een significante bijdrage aan de resuspensie kunnen leveren. Meer informatie is te vinden in Eelkema et al. (2006).

Indien het wel of niet optreden van resuspensie niet met de vuistregels uit de HBW kan worden vastgesteld of indien de resuspensie gekwantificeerd moet worden kan tabblad 3 (resuspensie) worden gebruikt. Vul in dat geval de waterdiepte, de kritieke schuifspanning aan de bodem (algemene gegevens) in en vul voor elk scheepstype het aantal schepen per etmaal en de gemiddelde snelheid op die locatie in.

SEDIAS berekent dan de gemiddelde zwevendstofconcentratie ten gevolge van scheepvaart in het direct beïnvloede gebied.

De invloed van de zwevendstofconcentratie in het gebied waar schepen varen kan gedeeld worden door de oppervlakte van het gehele gebied om de invloed van scheepvaart op het hele water(lichaam) te beoordelen. Hiervoor moeten de lengte van de vaarweg (L-vaarweg) worden ingevoerd en de oppervlakte van het hele gebied dat in beschouwing wordt genomen (Opp). De waterbeheerder moet zelf bepalen of hij uitgaat van het direct beïnvloede gebied of dat hij het effect van scheepvaart uitspreid over het hele waterlichaam.

Tabblad 3.Resuspensie geeft voor scheepvaart alleen de zwevendstofconcentratie, maar het effect daarvan op de totaalwaternorm wordt pas duidelijk als de zwevendstofconcentratie wordt vermenigvuldigd met de kwaliteit van het zwevend stof. Dit wordt berekend in tabblad 4 Bijdrage stationaire conc.

3.1.2 Wind

Wind is verantwoordelijk voor incidentele pieken. Deze pieken zullen het jaargemiddelde nauwelijks beïnvloeden, maar kunnen incidenteel zeer hoge concentraties veroorzaken. In de handreiking worden de volgende stappen doorlopen met de formule:

Bijdrage verontreiniging gebonden aan zwevendstof aan totale concentratie in water = $C_{\text{zwev.stof}} \cdot \frac{ZS}{1000}$

Met:

$C_{\text{zwev.stof}}$ = concentratie van de verontreiniging in water gebonden aan zwevend stof mg/kg)

ZS = concentratie zwevend stof (mg/l)

$c_{\text{water,opgelost}}$ = opgeloste concentratie van een verontreinigende stof in water (ug/l)

Kunnen windgolven opwerveling veroorzaken?

1. Ga in tabblad 3 resuspensie naar cel F71 (Bepaling kritieke orbitaalsnelheid door de invoer te optimaliseren). De relatie tussen de kritische orbitaalsnelheid (cel F71) en de kritische

bodemschuifspanning (cel F75) is ingewikkeld, maar voor relatief vlakke waterbodems kan deze het makkelijkst berekend worden door de orbitaalsnelheid met 'trial and error' te optimaliseren totdat er de juiste kritieke bodemschuifspanning wordt berekend. Standaard staat de kritieke orbitaalsnelheid op 0,224, omdat dat een kritieke bodemschuifspanning oplevert van 0,3 (ongeconsolideerde bodem). De geoptimaliseerde kritieke orbitaalsnelheid wordt automatisch gekopieerd naar tabblad Ad3 berekening opwerv wind (cel D9), te openen via de knop Opwerveling door wind.

2. Ga naar tabblad Ad3 berekening opwerv wind: Vul in rij 14 van de tabel 'kritiek snelheid' de strijklengtes in (mits > 1 km) en vul in rij 15 van die tabel de windsnelheid in waarbij de kritieke orbitaalsnelheid aan de bodem (cel D9) wordt overschreden. De (kritieke) windsnelheden zijn te vinden in de 'Opzoektabel orbitaalsnelheden aan de bodem tgv windgolven'. De tabel geeft afhankelijk voor de locatie relevante strijklengte en waterdiepte de orbitaalsnelheid aan de bodem bij een paalde windsnelheid (6 t/m 20 m/s). Als het getal in de tabel hoger is dan de kritieke orbitaalsnelheid (cel D9), kan in de bovenste regel worden afgelezen wat de bijbehorende windsnelheid is. M.b.v. een pulldown-menu kan een relevant deel van de tabel worden getoond.
3. Komt overschrijding van deze windsnelheden (voor de betreffende windrichting) voor? Zo ja, noteer per windrichting het aantal uren in rij 16. Dit kan worden opgezocht in de windfrequentietabel. Download de windfrequentietabel van de dichtstbijzijnde locatie of gebruik locatie De Bilt (zie tabel vanaf rij 77).

Wat is de zwevendstofconcentratie die nodig is voor overschrijding van de MAC?

1. Ga naar tabblad 1.Partitie knop 'aandeel opgelost'. Daar is op basis van de poriewaterconcentratie en de concentratie in sediment een totale concentratie te berekenen op basis van zwevend stof afkomstig uit sediment en volledig in evenwicht met het oppervlaktewater¹.
2. Varieer voor de probleemstoffen (voor elke stof opnieuw) de concentratie zwevend stof (cel E8) zodanig dat de MAC voor die stof wordt overschreden. De resulterende totale concentratie in water bij een bepaalde zwevendstofconcentratie is vermeld in kolom G.
3. Indien de kritische zwevendstofconcentratie voor meerdere stoffen is bepaald, wordt de laagste waarde gekozen.

De vraag in de Handreiking of deze (laagste) zwevendstofconcentratie reëel is, moet worden beantwoord op basis van *expert judgement* of metingen en wordt niet beantwoord met SEDIAS

Bereken het aantal uren per jaar dat de kritieke orbitaalsnelheid wordt overschreden.

Indien de kritieke orbitaalsnelheid wordt overschreden, kan met eenvoudige formules berekend worden hoeveel zwevendstof er opwervelt, maar deze berekening geeft al snel hoge zwevendstofconcentraties. Als 0,22 m/s de kritieke orbitaalsnelheid is, wordt bij 0,23 m/s al een zwevendstofconcentratie van 400 mg/l berekend.

Indien de vraag in de HBW of de kritieke zwevendstofconcentratie realistisch is met 'ja' wordt beantwoord, wordt aangenomen dat overschrijding van de kritieke orbitaalsnelheid automatisch ook een overschrijding van de norm geeft. Het eindoordeel wordt dus gegeven in het aantal uren dat de norm wordt overschreden. Dit is reeds bepaald in SEDIAS tabblad Ad3 berekening opwerv wind (cel E16).

¹ Indien de poriewaterconcentratie of de totale concentratie wordt overschreven door meetwaarden in oppervlaktewater kan ook een niet-evenwichtssituatie worden berekend.

3.1.3 Bioturbatie voor vis

Vooraf in wateren met weinig scheepvaart kan vis een belangrijke bijdrage leveren aan de zwevendestofconcentratie. SEDIAS maakt gebruik van een eenvoudige formule, waarbij het (geschatte) aantal kg benthivore vis moet worden ingevuld.

3.2 Technisch beschrijving resuspensie (tabbladen 3 en Ad3)

3.2.1 Scheepvaart

Scheepstypen

In SEDIAS is een zestal scheepstypes geformuleerd. (zie de tabel in Ad3 Scheepsparameters). De relevante parameters zijn verwerkt in de berekeningen op tabblad 3. Er moet worden bepaald hoeveel schepen ongeveer per etmaal passeren en van welk scheepstype. In kolom K is de mogelijkheid om een eigen scheepstype toe te voegen. Default staat het aantal schepen op 1. Verder moet de gemiddelde snelheid op die locatie worden ingevoerd. Als dat niet precies bekend is, kunnen de volgende uitgangspunten worden gebruikt: locaties waar veel wordt gemanoeuvreed, zoals havens, sluizen en bruggen: $v_{\text{schip}}=0$ m/s, locaties waar enige bijsturing plaatsvindt, zoals bochten en drukke punten: $v_{\text{schip}}\approx 2$ m/s en locaties waar in de meeste gevallen een constante koers wordt gevaren $v_{\text{schip}}\approx$ defaultwaarde. Default staat de snelheid ingesteld op een rechtdoor varende schip (niet versnellen/remmen en niet manoeuvreren).

Stroomsnelheid langs de bodem

De snelheid in de schroefstraal van een schip hangt af van de diameter van de schroef en het aangewende vermogen en wordt berekend ten opzichte van de snelheid van het schip (Eelkema et al, 2006). SEDIAS voorziet in een tabel met diverse schepen. Kies daaruit een relatief groot scheepstype dat wel frequent wordt aangetroffen. Reken bij twijfel meerdere types door. De axiale uitstroomsnelheid uit een schroef wordt bepaald met:

$$u_0 = 1,15 \left(\frac{P}{\rho D^2} \right)^{1/3} - v_{\text{schip}}$$

met:

- u_0 = uitstroomsnelheid direct achter de schroef (= 0,7 maal geïnstalleerd motorvermogen (m/s))
- P = aangewend motorvermogen (W)
- ρ = dichtheid water (kg/m^3)
- D = effectieve diameter schroef (=0,7*diameter normale schroef, voor een schroef in een straalbuis mag de hele diameter worden gerekend, maar default is een factor 0,7 gekozen)
- V_{schip} = de vaarsnelheid van het schip.

De straal achter de schroef zal zich verwijden, waarbij de afstand van de rand van de straal tot de straal-as ongeveer één vijfde van de afstand achter de schroef bedraagt. Tegelijkertijd is het effect van de schroefstraal minder indien een schip op snelheid is en rechtdoor vaart. Dit is sterk locatie-afhankelijk (haven, kanaal, bocht, etc.). Uiteindelijk is de snelheid langs de waterbodem te beschrijven met:

$$u_b = \frac{0,3 \times u_0 \times D}{z_b}$$

met:

- z_b = waterdiepte – gemiddelde diepgang
- V_{schip} = de gemiddelde snelheid van een dergelijk schip op deze locatie (zie tekst hieronder)

De snelheid van een schip is zeer belangrijk voor deze berekening. Als het schip stil ligt of manoeuvreert, is de berekende snelheid tevens de werkelijke snelheid aan de bodem. Als het schip vaart, moet de berekende snelheid aan de bodem verminderd worden met de vaarsnelheid van het schip.

Resuspensieflux door scheepvaart (E)

Resuspensie van een slibbodem zal optreden indien de kritieke bodemschuifspanning (τ_{kr}) wordt overschreden door de optredende bodemschuifspanning (τ_b). Zodra τ_{kr} wordt overschreden, zal de sliblaag eroderen met een snelheid afhankelijk van de schuifspanning en de eigenschappen van het slib zelf. In formulevorm:

$$E = 0 \quad \text{voor } \tau_b < \tau_{kr}$$

$$E = M \left(\frac{\tau_b - \tau_{kr}}{\tau_{kr}} \right) \quad \text{voor } \tau_b > \tau_{kr}$$

$$\tau_b = \rho \frac{g}{C^2} u_b^2$$

met:	E	= erosieflux (kg/m ² /s)
	M	= erosiecoëfficiënt (kg/m ² /s) (bereik: $10^{-5} < M < 0,5 \cdot 10^{-3}$)
	τ_b	= optredende bodemschuifspanning (N/m ²)
	τ_{kr}	= kritieke bodemschuifspanning (N/m ²)
	ρ	= dichtheid water (kg/m ³) (voor zoet water: 1000 kg/m ³)
	C	= Chézy-constante (m ^{1/2} /s) (in Nederlandse wateren meestal tussen 40 en 60 m ^{1/2} /s)
	u_b	= stroomsnelheid aan de bodem (m/s)

De erosiecoëfficiënt M is samen met de kritieke bodemschuifspanning sterk materiaalafhankelijk. De erosiecoëfficiënt kan enkele ordes van grootte variëren (tussen 10^{-5} en 10^{-3}), zie Winterwerp en Van Kesteren (2004). In het spreadsheet is een lineair verband verondersteld tussen de range in consolidatiegraad (0,3 – 0,8) en de range in erosiecoëfficiënt (10^{-5} en $0,5 \cdot 10^{-3}$):

$$M = -0,00998 \cdot \tau_k + 0,007994$$

De kritieke bodemschuifspanning varieert tussen waarden van 0,05 en 1,2 N/m² (zie paragraaf 2.1). Beide parameters kunnen ook nog eens beïnvloed worden door biologische factoren. Zo kunnen bodemomwoelende vissen de kritische schuifspanning verminderen en de erosieflux laten toenemen. Sterke begroeiing met planten kan er juist voor zorgen dat er nauwelijks tot geen erosie optreedt.

Let op: M en τ_e zijn afhankelijk van het materiaal en niet van de optredende stromingseigenschappen. De kritieke bodemschuifspanning τ_{kr} wordt in proeven weliswaar bepaald aan de hand van gemeten stroomsnelheden, maar τ_{kr} bepaalt de kritieke stroomsnelheid, en niet andersom. Als de Chézy-coëfficiënt verandert, dan verandert τ_b wel, maar τ_{kr} niet.

Berekening toegevoegde concentratie door opwerveling

De gemiddeld toegevoegde concentratie die gemiddeld ontstaat als gevolg van opwerveling door scheepvaart wordt gegeven door:

$$c = \frac{E_{\text{ship}} \times n \times L}{W \times v_{\text{ship}} \times 86400}$$

waarin:

c = de concentratie zwevend stof in de waterkolom in mg/l

E_{ship} = de resuspensiefluxdichtheid per schip (kg/m²/s)

n = het aantal schepen per etmaal

L = de lengte van de opwervelingsstraal (m), dus de lengte van het op 1 moment beïnvloede gebied.

v_{ship} = de snelheid van het schip (m/s)

W = de valsnelheid van sedimentatiedeeltjes (m/s)

De lengte van de opwervingsstraal is gelijk aan het maximum van de effectieve diameter van de schroef of twee keer de afstand van de schroefas tot de bodem.

Omdat er meerdere typen schepen kunnen varen, wordt de gemiddeld toegevoegde concentratie van verschillende scheeptypen opgeteld. Uiteindelijk wordt de toegevoegde concentratie zwevend stof in de bovenstaande waterkolom berekend als gevolg van opwerveling van de waterbodem (rij 50).

De invloed van de zwevendstofconcentratie in het gebied waar schepen varen kan gedeeld worden door het oppervlakte van het gehele gebied om de invloed van scheepvaart op het hele water(lichaam) te beoordelen volgens de formule:

$$susp_{gem} = \left(\frac{L_{vaarweg} \times B_{opw}}{Opp} \right) \times susp_{som}$$

met:

$susp_{gem}$ = gemiddelde stationaire concentratie tgv scheepvaart in hele waterlichaam (niet alleen het beïnvloede deel)

$L_{vaarweg}$ = Lengte van de vaarweg

B_{opw} = gewogen gemiddelde breedte van het opwervelingsspoor

Opp = Oppervlakte van het totale waterlichaam (niet alleen het beïnvloede deel)

$Susp_{som}$ = Gemiddelde stationaire concentratie in het direct beïnvloede deel.

3.2.2 Wind

Opwerveling door windgolven vindt plaats bij een overschrijding van de kritische bodemschuifspanning aan de waterbodem van het watersysteem. De werkelijk optredende bodemschuifspanning als gevolg van windgolven is afhankelijk van de zogenaamde orbitaalsnelheid. Deze orbitaalsnelheid is weer afhankelijk van de waterdiepte, de windsnelheid en de strijklengte van de wind over het wateroppervlak. De relatie tussen de kritische orbitaalsnelheid en de kritische bodemschuifspanning is ingewikkeld, maar voor relatief vlakke waterbodems kan deze het makkelijkst berekend worden door de orbitaalsnelheid met 'trial and error' te variëren totdat er de kritieke bodemschuifspanning wordt berekend.

De formule voor de maximale schuifspanning aan de bodem ($\hat{\tau}_b$) is als volgt:

$$\hat{\tau}_b = 1/2 \rho c_f \hat{u}_b^2$$

met:

$\hat{\tau}_b$ = maximale schuifspanning aan de bodem onder een golf (N/m²)

ρ = dichtheid water (kg/m³)

c_f = wrijvingsfactor (-)

\hat{u}_b = maximale amplitude orbitaalstroomsnelheid (m/s)

De amplitude aan de bodem (\hat{u}_b) wordt als volgt berekend (behorend bij een hydraulisch gladde situatie):

$$c_f = 0,09 \times \left(\frac{(\hat{u}_b)^2 T}{\nu 2\pi} \right)^{-0,2}$$

met:

\hat{u}_b = maximale amplitude orbitaalstroomsnelheid (m/s)

T = golfperiode (s)

ν = viscositeit water (m²/s)

3.2.3 *Bioturbatie door vis*

De resuspensie als gevolg van bioturbatie wordt berekend met de formule:

Concentratie zwevend stof (mg/l) = $0,062 \times \text{benthivore vis (kg/ha)}$.

4 Bijdrage waterbodem aan totale concentraties in water

4.1 Gebruik (tabblad 4)

De resuspensie die in tabblad 3 wordt berekend zegt op zich niets over normoverschrijdingen. Er wordt alleen berekend hoeveel zwevend stof er door opwerveling in het water terecht komt. In tabblad 4 wordt de bijdrage van (toxische) stoffen in opgewerveld sediment omgerekend naar totale concentraties in water. De gebruiker hoeft in dit tabblad niets in te voeren.

4.2 Technisch beschrijving (tabblad 4)

In de cellen F10, F11 en F12 worden de getallen geïmporteerd uit tabblad 3.resuspensie. De bijdrage van de waterbodem aan de totale concentratie in oppervlaktewater wordt berekend door:

$$\text{Bijdrage stof a via ZS (ug/l)} = (ZS_{\text{scheepvaart}} + ZS_{\text{bioturbatie}}) \times Q_{\text{sed}} / 1000$$

waarin:

ZS is zwevend stof in mg/l

Q_{sed} is het gehalte in sediment in mg/kg

In tabblad 4 wordt de bijdrage van scheepvaart zowel berekend in het direct beïnvloede gebied en voor het gehele waterlichaam.

5 msPAF

5.1 Gebruik

Voor de msPAF berekeningen wordt de invoer gebruikt van tabblad 1.Partitie. Vervolgens berekent SEDIAS de PAFs voor alle individuele stoffen. Onder in tabblad zijn nog extra stoffen vermeld die op specifieke locaties relevant kunnen zijn, maar hier moet de concentratie handmatig worden ingevoerd. In de rijen 11-14 zijn de msPAF-percentages vermeld voor alle stoffen en voor stofgroepen. Een paar uitzonderingen:

- Ba telt niet mee in de msPAF, omdat de vorm waarin Ba in bodem en sediment voorkomt leidt tot onduidelijkheid over de toxiciteit
- TBT is apart vermeld, omdat deze stof extreem toxisch en de msPAF volledig zou domineren. Aparte vermelding geeft meer inzicht in de oorzaak van de toxiciteit
- Stoffen die minder dan 3% PAF geven worden niet meegeteld in de msPAF. Extreem hoge en extreem lage PAF-waarden hebben een grote onzekerheid. Door deze onzekere lage waarden niet mee te tellen wordt voorkomen dat een groot aantal lage PAF-waarden samen een aanzienlijke msPAF geven.

Er is onderscheid gemaakt tussen verschillende msPAF-waarden:

- macrofauna, die wordt gebruikt in paragraaf 3.6 en 4.6
- msPAF alle organismen. Deze PAF is gebaseerd op alleen macrofauna-data. Als achtergrondinformatie is de msPAF alle organismen opgenomen. Deze is niet alleen gebaseerd op macrofauna-data, maar ook op bijvoorbeeld vis en algen. Naar de msPAF alle organismen wordt niet specifiek naar verwezen in de handreiking.
- msPAF hogere organismen – viseters. Voor het maken van een inschatting van bioaccumulatie (paragrafen 3.7 en 4.7). Voor slechts een beperkt aantal stoffen kan een PAF berekend worden en daarom is geen msPAF opgenomen. Voor enkele stoffen is wel een BCF bekend, maar geen PAF-curve. In dat geval wordt de C-viseter getoetst aan de HC50. De HC50 (kolom AD) kleurt rood als deze wordt overschreden.
- msPAF hogere organismen - mosselelers. Voor het maken van een inschatting van bioaccumulatie (paragrafen 3.7 en 4.7). Voor slechts een beperkt aantal stoffen kan een PAF berekend worden en daarom is geen msPAF opgenomen. Voor enkele stoffen is wel een BCF bekend, maar geen PAF-curve. In dat geval wordt de C-mosseleler getoetst aan de HC50. De HC50 (kolom AM) kleurt rood als deze wordt overschreden.
- In het menu boven aan het blad kan gekozen worden voor de gewenste msPAF.

5.2 Technisch beschrijving msPAF (tabblad 5)

In kolom E wordt de concentratie in water geïmporteerd uit tabblad 1.partitionie.

Voor Cd, Cu, Zn, Ni en Pb is een complexatie-correctie doorgevoerd, door te veronderstellen dat een deel van het opgeloste metaal gebonden is gecomplexed (anorganische complexen zijn bijv. CdCl^+ , organische complexen is binding aan DOC) en dat die fractie slechts 25% van de toxische effecten veroorzaakt ten opzichte van vrij opgelost metaal. Dit is exact dezelfde aanpak als gebruikt is voor de normstelling van verspreiden op het aangrenzend perceel. Voor Cd, Cu en Zn zijn de volgende correctiefactoren gebruikt:

Tabel afkomstig uit Osté en Wintersen, 2008.

Stof	Fractie vrij (%)	Fractie Me-complex (%)	Correctiefactor
Cd	1,8	98,2	0,26
Cu	0,007	100	0,25
Zn	25,6	74,4	0,44

Aanvullend zijn voor Ni en Pb de volgende waarden afgeleid (op basis van speciatieberekeningen):

Stof	Fractie vrij (%)	Fractie Me-complex (%)	Correctiefactor
Ni	51	49	0,63
Pb	11	89	0,34

Voor metalen geldt dus de volgende formule:

$$C_{pw} = cf \times \frac{Q_{\text{sed, standaard}}}{K_d}$$

waarin:

cf = correctiefactor voor opgeloste organische stof (DOC)

In kolom F is de (gecorrigeerde) concentratie weergegeven. Vervolgens is kolommen G en H de log van de concentraties berekend. De PAF wordt berekend met behulp van de volgende standaardformule in Excel:

$$\text{PAF} = \text{NORMDIST}(\log C_i, \mu, \sigma, 1)$$

waarin:

$\log C_i$ = de log (concentratie) van stof i in mg/l.

μ = de log (geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens) in mg/l (kolom G, N, X)

σ = standaarddeviatie van de log-getransformeerde toxiciteitsgegevens (kolom H, O, Y)

μ en σ zijn berekend door de Waterdienst (Van den Ende, pers. communicatie) op basis van een zeer omvangrijke database met toxiciteitsgegevens (Witteveen+bos, in voorbereiding).

Om van een individuele PAF naar een meer-stoffen-PAF (msPAF) te komen wordt onderscheid gemaakt tussen:

- stoffen met dezelfde werking
- stoffen met verschillende werking

Voor de msPAF_{Overall} worden eerst alle stoffen met een gelijk werkingsmechanisme (Toxic Mode of Action: TMoA) opgeteld tot een msPAF voor de betreffende stofgroep (msPAFTMoA).

a. stoffen met een zelfde werking

Metalen hebben allen een eigen werkingsmechanisme, maar voor de organische contaminanten worden de volgende groepen onderscheiden:

- Stoffen met een Non Polaire Narcose (PAK & chloorbenzenen)
- Pesticiden gericht op zenuwstel (OCB en pentachloorfenol)
- PCBs
- Hexachloorbutadieen
- TBT

TBT is niet meegenomen in de msPAF, maar wordt apart vermeld als PAF-TBT.

Voor de stoffen met een zelfde werkingmechanisme wordt het aantal HUs (hazardous units) voor het hele werkingsmechanisme (Toxic mode of action; TMoA) bepaald volgens:

$$HU_{TMoA} = \sum_1^j \frac{C_i}{10^{\mu_i}}$$

Vervolgens wordt de ms-PAF bepaald op basis van log HU en $\bar{\sigma}$, het gemiddelde van alle sigma's van de stoffen met gelijke TMoA volgens de formule:

$$msPAF_{TMoA} = NormDist(\log HU_{TMoA}, 0, \bar{\sigma}, 1)$$

stoffen met verschillende werking

Om het ecotoxicologische risico voor het gehele lokale mengsel te berekenen worden deze msPAFTMoA bijdragen van de verschillende werkingsmechanismen op responsadditieve wijze "opgeteld" volgens:

$$msPAF_{Overall} = 1 - \prod_{TMoA} (1 - msPAF_{TMoA})$$

waarbij de \prod_{TMoA} staat voor het product van de verschillende (1 - msPAFTMoA)-termen.

6 zwev. stof & MTR (in standaard water)

6.1 Gebruik

In principe hoeft in de tabblad niets te worden ingevoerd. Als de invoer in tabblad 1.partitie correct is, wordt de bijdrage van de waterbodem aan zwevendstofnormen en MTRs in gestandaardiseerd water automatisch uitgerekend. Uitgangspunt is dat het zwevend stof volledig wordt bepaald door de waterbodem. Menging van lokaal sediment en van elders afkomstig zwevend stof wordt in SEDIAS niet meegenomen.

6.2 Technische beschrijving

6.2.1 Berekening bijdrage verontreinigingen gebonden aan zwevend stof (met 20% OS en 40% lutum).

De bijdrage van de waterbodem aan zwevendstof wordt berekend door de concentratie van een stof in de bodem om te rekenen naar standaard zwevendstof volgens:

$$C_{ZS,standaard} = Q_{sed, gemeten} * 0,116 / f_{oc}$$

waarin:

$C_{ZS,standaard}$ = De concentratie van een stof in standaard zwevend stof (20% OS = 11,6% OC & 40% lutum) (mg/kg)

$Q_{sed, gemeten}$ = de concentratie van een stof gemeten in sediment (mg/kg)

f_{oc} = de fractie organisch koolstof (-)

6.2.2 Berekening bijdrage verontreinigingen gebonden aan zwevend stof aan de concentratie in standaardwater (30 mg ZS/l waarin ZS 20%OS en 40% lutum bevat)

De bijdrage van de waterbodem aan standaardwater wordt berekend door het gehalte van een stof in de waterbodem eerst om te rekenen naar standaard zwevend stof en daarna naar standaard water. De omrekening naar standaard zwevend stof gaat via de volgende formule:

$$Q_{ZS, standaard} = Q_{sed, gemeten} \frac{A + B \times 40 + C \times 20}{A + B \times \%lutum + C \times \%organische\ stof}$$

Hierin is:

$Q_{ZS, standaard}$ gestandaardiseerd gehalte in zwevend stof bestaande uit 100% sediment

$Q_{sed, gemeten}$ gemeten gehalte in sediment

A,B,C stof afhankelijke constanten voor metalen (zie tabel 1)

% lutum gemeten percentage lutum in sediment (minimaal 2%)

% organische stof gemeten percentage organische stof in sediment (minimaal 2%; maximaal 30%, dit geldt niet voor metalen niet).

Voor het percentage organische stof is een minimum en maximumwaarde gedefinieerd. Voor het percentage lutum een minimumwaarde. (zie onderstaande tabel)

Stofafhankelijke constanten voor metalen²

Stof	A	B	C
Arseen	15	0,4	0,4
Koper	15	0,6	0,6

Organische verbindingen:

$$C_{ZS,standaard} = C_{sediment, gemeten} * 0,116 / f_{oc}$$

² Alleen voor Cu en As is een norm gedefinieerd in gestandaardiseerd water. Voor de overige metalen geldt een norm voor opgeloste concentraties.

waarin:

$C_{ZS, \text{standaard}}$ = De concentratie van een stof in standaard zwevend stof (20% OS = 11,6% OC & 40% lutum) (mg/kg)

$C_{\text{sediment, gemeten}}$ = de concentratie van een stof gemeten in sediment (mg/kg)

f_{oc} = de fractie organisch koolstof (-)

In stap 2 wordt het gestandaardiseerde gehalte in zwevendstof omgerekend naar een concentratie in standaard water volgens:

$$C_{\text{standaard water}} = C_{ZS, \text{standaard}} * ZS / 1000$$

Waarin:

$C_{\text{standaard water}}$ = concentratie in standaard water (ug/l)

$C_{ZS, \text{standaard}}$ = concentratie in standaard zwevend stof (mg/kg)

ZS = concentratie zwevend stof (mg/l); voor standaard water is deze 30

7 Referenties

Bhatia, S.K., 1985. Directional autocorrelation and the diffusional tortuosity of capillary porous media, *Journal of Catalysis* 93: 192–196.

De Lange, H.J. et al., 2007. Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport A. Een literatuurstudie naar processen. Alterra Rapport 1404.

Eelkema, M.A., 2006. Verspreidingsrisico's door waterbodemdynamiek. AKWA-werkdocument W06.004

Osté, L.A. en A. Wintersen, 2008. Nieuwe normen waterbodems. RWS Waterdienst-rapport 2008.002 RIVM-rapport 711701064

Ten Hulscher en Van Noort, 2006. Gebruik en interpretatie van beschikbaarheidsmetingen bij het beoordelen van waterbodemverontreinigingen. RIZA-rapport 2006.030; AKWA-rapport 06.002. RWS-RIZA, Lelystad.

Verbruggen EMJ, Posthumus R, Wezel AP van, 2001 Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM Rapport 711701020.

Vink en De Weert 2009. Verdelingscoëfficiënten van zware metalen in aquatische systemen. Deltaresrapport 0911-0252, Deltares, Utrecht.

FHI, 2005 & 2006. The final data sheets describing the derivation of environmental quality standards for priority substances. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/i-priority_substances/supporting_background/substance_sheets&vm=detailed&sb=Title.

Winterwerp, J.C en W.G.M. van Kesteren, 2004. Introduction to the physics of cohesive sediment in te marine environment. Developments in sedimentology, vol. 56, Elsevier, Amsterdam.