Delft Cluster

Deltares

Aanbevelingen voor beheersmaatregelen bij herinrichting van uiterwaarden en beekdalen

dr. J. Joziasse
dr.ir. J.P.M. Vink
drs. V. Beumer

© Deltares, 2009

Deltares

Titel
Aanbevelingen voor beheersmaatregelen bij herinrichting van uiterwaarden en beekdalen

Opdrachtgever	Kenmerk	Pagina's
Delft Cluster	0912-0218	27

Trefwoorden
Slibgedrag, bodemkwaliteit en toxiciteit

Dit onderzoek is mede gerealiseerd dankzij een financiële bijdrage van Delft Cluster, in het kader van werkpakket 3 van het project "Waterkwaliteit en calamiteiten"

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	dec. 2009	dr. J. Joziasse		dr. ir. S. Jansen		ing. J.D.G. van Duijne	
		dr. ir. J.P.M. Vink					
		drs. V. Beumer					

Status
definitief

Gebruikte afkortingen

ABM	Actief Bodembeheer Maas
ABR	Actief Bodembeheer Rivierbed / Actief Bodembeheer Rijntakken
ARK	Adaptatie, Ruimte en Klimaatverandering
BLM	Biotic Ligand Model
BOB	Beoordelingsmethodiek Overstromingseffecten in Beekdalen
DC	Delft Cluster
DOC	Dissolved Organic Carbon (opgeloste organische koolstof)
HCB	Hexachloorbenzeen
IPO	InterProvinciaal Overleg
KRW	KaderRichtlijn Water
LNV	Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
MER	Milieu-Effect Rapport
MHW	Maatgevende HoogWaterstand
NBW	Nationaal Bestuursakkoord Water
NOFDP	Nature-Oriented Flood Damage Prevention
NWO	Nederlandse Organisatie voor Wetenschappelijk Onderzoek
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
PCB	Polychloorbifenylen
PKB	Planologische KernBeslissing
POC	Particulate Organic Carbon (vaste organische koolstof)
RvR	Ruimte voor de Rivier / Ruimte voor de Rijntakken
RWS	Rijkswaterstaat
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinrichting
SSEO	Stimuleringsprogramma systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek
VROM	Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
V&W	Verkeer en Waterstaat
WB21	Waterbeheer 21e eeuw

Samenvatting

Klimaatverandering - hetzij natuurlijk, hetzij door menselijke activiteiten veroorzaakt – leidt tot effecten op zowel de waterkwantiteit als de waterkwaliteit in riviersystemen. Om deze systemen aan te passen aan de te verwachten ontwikkelingen zijn en worden er diverse (her)inrichtingsmaatregelen uitgevoerd in grote rivieren en in beeksystemen. De meeste zijn gericht op het garanderen van een voldoende afvoercapaciteit of op het vergroten van het waterbergend vermogen. Ook natuurontwikkeling speelt een belangrijke rol. Na een beschrijving van deze maatregelen geeft dit rapport de volgende aanbevelingen voor deze beheermaatregelen:

Inrichten met oog voor verontreinigingen
- Gebruik kwantitatieve modellen om een schatting te maken van veranderingen in locale condities (redoxovergangen) ten gevolge van de (her)inrichting.

Grondverzet
- Houd rekening met de aanwezigheid van historisch verontreinigde lagen en de risico's die mogelijk door de maatregelen worden verhoogd.
- Ga na of de nieuwe situatie na verwijdering van de toplaag past bij de beoogde vegetatieontwikkeling.
- Maak bij het bergen van materiaal onder water onderscheid tussen sediment van aquatische oorsprong en terrestrische uiterwaardgrond.

Stofbalansen en beschikbaarheid
- Bouw inzicht op in de metalenbalans (het netto resultaat tussen vastlegging door bijvoorbeeld sulfiden en vrijmaking door het reduceren van ijzer) na uitvoering van de maatregel;
- Houd rekening met veranderingen in de nutriëntenhuishouding, in de vegetatiesamenstelling en in het nagestreefde natuurdoeltype ten gevolge van veranderingen in hydrologische regimes.

Effecten op ecosysteemniveau
- Houd in de risicobeoordeling van verontreinigingen rekening met de ecologische draagkracht. Deze komt tot uiting in (1) doorvergiftiging en ophoping in de voedselketen, (2) de samenstelling van vegetatie en dientengevolge het voorkomen van specifieke diersoorten en (3) aantasting van de algehele vitaliteit van een ecotoop.

Spuiregime
- Bouw voldoende kennis op van slibtransportprocessen in de riviersystemen met kunstwerken en andere elementen die het slibtransport beïnvloeden, zodat bij het spuiregime rekening kan worden gehouden met de voorspelde effecten.

Inhoud

Gebruikte afkortingen **i**

Samenvatting **ii**

1 Inleiding **1**

2 Te beschouwen herinrichtingsmaatregelen **3**
2.1 Herinrichting van uiterwaarden 3
2.2 Herinrichting van beekdalen 5

3 Effecten van herinrichtingsmaatregelen op bodemkwaliteit van uiterwaarden / beekdalen **6**

4 Aanbevelingen voor herinrichtingsmaatregelen **23**

5 Literatuurreferenties **25**

1 Inleiding

De versnelde klimaatverandering onder invloed van de productie van broeikasgassen zoals CO_2, CH_4 en N_2O en andere menselijke activiteiten heeft geleid tot veel aandacht in de publiciteit en tot het opstarten van diverse beleidsstudies en wetenschappelijke onderzoekprogramma's om de effecten vast te stellen en de mogelijkheden na te gaan om effecten van de klimaatverandering te minimaliseren, of om adaptatie aan de klimaatverandering te optimaliseren. Voor het waterbeheer in Nederland heeft dit onder meer geleid tot het NBW (Nationaal Bestuursakkoord Water, gebaseerd op de WB21 scenario's) en tot het nationale programma "Adaptatie, Ruimte en Klimaatverandering" (ARK), dat in 2006 is gestart. Verder kunnen in dit verband de programma's "Klimaat voor ruimte" en "Kennis voor klimaat" worden genoemd.
Eén van de effecten die kunnen worden verwacht, is de toename van de frequentie van het optreden van extreme weersomstandigheden. Naast een toename van de gemiddelde temperatuur wordt in Nederland – afhankelijk van onder meer een verandering in luchtstromingspatronen - een toename van de neerslaghoeveelheid in de winterperiode verwacht en een afname in de zomerperiode [van den Hurk et al., 2006]. Deze klimaatverandering - tot uiting komend in extreme neerslaghoeveelheden in de winter en langdurige droogte in de zomer - heeft belangrijke gevolgen voor de afvoer van rivieren en beken [de Wit et al., 2007]. De gevolgen van extreme condities (droogte en overstromingen) worden nog versterkt door andere menselijke invloeden. Daarbij kan worden gedacht aan de toename van het verhard oppervlak door de steeds verder oprukkende verstedelijking en aan het waterverbruik voor industriële doeleinden, voor koelen van elektriciteitscentrales, voor de agrarische sector en voor menselijke consumptie. In het geval van beken (en ook wel rivieren) is een belangrijk aspect dat er ook geen ruimte voor overstromingen meer is door kanalisering en drainage. Overstromingen zijn eigenlijk van alle tijden, maar sinds de intensivering van de landbouw en de verstedelijking zijn overstromingen zeer ongewenst. In eerste instantie kon dat met wallen en dijken worden tegengegaan, maar tegenwoordig komen er steeds vaker extreme waterhoeveelheden door een beek/rivier. In het programma Ruimte voor de Rivier (RvR) wil men ruimte weer teruggeven aan het water, zodat overstromingen op ongewenste plekken kunnen worden voorkomen.
Niet alleen de waterkwantiteit wordt door menselijke ingrepen en de daarmee gepaard gaande klimaatverandering beïnvloed, maar ook de waterkwaliteit. Daarbij gaat het om "thermische" verontreiniging, nitraat-, fosfaat-, sulfaat- en chloridegehaltes en om allerlei (andere) antropogene verontreinigingen, waaronder PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen), minerale olie, gechloreerde organische verbindingen zoals PCB (polychloorbifenylen), zware metalen, etc. In het recente verleden zijn de puntbronnen van veel verontreinigende stoffen al grotendeels gesaneerd, maar de emissie uit diffuse bronnen is veel moeilijker aan te pakken (zie o.a. het Uitvoeringsprogramma Diffuse bronnen, VROM, 2007).

Het project "Waterkwaliteit en calamiteiten" wordt uitgevoerd in het kader van het Delft-Cluster (DC) programma. In dit project wordt onderzocht wat de invloed is van extreme condities en calamiteiten (bijv. accidentele lozingen) op de waterkwaliteit. De waterkwaliteit behelst niet alleen het gehalte aan opgeloste verbindingen, maar ook het gehalte aan slibdeeltjes die in het water zijn gesuspendeerd. Verontreinigende stoffen hechten zich vaak bij voorkeur juist aan deze slibdeeltjes. In het werkpakket 3 van het genoemde DC-project wordt onderzocht welke gevolgen de extreme waterafvoercondities hebben op de

verspreiding van het verontreinigde slib. Een bekend voorbeeld is de depositie van verontreinigd slib tijdens overstroming van de uiterwaarden bij hoog water in het stroomgebied van de Maas in Limburg, maar ook bij de aanleg van waterretentiegebieden in beekdalen krijgt men met deze problematiek te maken.
In het kader van het DC-project is met behulp van modelberekeningen een onderzoek uitgevoerd naar de gevolgen van waterberging op de bodemkwaliteit van een beekdal langs de Dommel. Daarbij is gekeken naar de invloed van de duur en frequentie van een inundatie op de dikte en de kwaliteit van de sedimentafzetting en op de concentraties van metalen in het poriewater van de liggende beekdalbodem (Van der Meulen et al., 2009).
Vanwege de hydrologische dynamiek die plaatsvindt in uiterwaarden en beekdalen vinden er ook vaak veranderingen plaats in de nat-droog overgangen. Deze reductie-oxidatie verschillen, kortweg redox genoemd, hebben een grote invloed op de chemische beschikbaarheid van in het bijzonder nutriënten (nitraat, fosfaat, sulfaat en micronutriënten zoals mangaan) en zware metalen. De effecten van redoxveranderingen op deze beschikbaarheid zullen in hoofdstuk 3 worden toegelicht.
De herintroductie van overstromingen zal een significante invloed op de vegetatie hebben. De plantensoorten die niet, of in mindere mate tegen overstroming kunnen, zullen wegvallen. Terwijl de plantensoorten die goed tegen overstroming kunnen, of hier zelfs afhankelijk van zijn, juist zullen toenemen. Planten worden beïnvloed door het fysiek (geheel of gedeeltelijk) onder water komen te staan, waardoor er weinig tot geen gasuitwisseling meer kan plaatsvinden (CO_2 en O_2). Ook andere standplaatskenmerken, zoals nutriëntenbeschikbaarheid en zuurgraad, worden door overstroming beïnvloed. Deze veranderingen resulteren in andere standplaatstypen, zodat een verandering in soortensamenstelling van de vegetatie is te verwachten.

In het Stimuleringsprogramma systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek dat van 1998-2006 mede op initiatief van de Nederlandse Organisatie voor Wetenschappelijk Onderzoek (NWO) is uitgevoerd (Eijsackers et al., 2008), is een leidraad (‘beheersmatrix’) voor het beheer van diffuse verontreiniging in onder meer uiterwaarden en beekdalen opgesteld (Eijsackers, van Straalen, 2009). Hierin zijn voor een aantal stoffen en stofgroepen de ecotoxicologische risico’s in beeld gebracht waarmee in de betreffende systemen rekening moet worden gehouden. Het voorliggende rapport borduurt hierop voort.

Dit rapport gaat vooral in op de gevolgen van herinrichtingsmaatregelen voor de bodemkwaliteit in uiterwaarden van rivieren en in beekdalen en meer specifiek op de redoxeffecten bij rivierverruiming en waterberging. In hoofdstuk 2 worden de te beschouwen herinrichtingsmaatregelen geïnventariseerd, zowel in het geval van inrichting van grote rivieren in het kader van het RvR-beleid, als in het kader van het regionale waterbergingsbeleid. In beide gevallen speelt ook natuurontwikkeling een belangrijke rol. Hoofdstuk 3 beschrijft de effecten van de herinrichtingsmaatregelen op de bodemkwaliteit van uiterwaarden en beekdalen en in hoofdstuk 4 worden aanbevelingen gedaan voor deze beheermaatregelen.

2 Te beschouwen herinrichtingsmaatregelen

2.1 Herinrichting van uiterwaarden

Ruimte voor de Rivier

In 1993 en 1995 vonden grootschalige overstromingen plaats van het stroomgebied van de Maas in Limburg. Omdat hoge afvoersituaties naar verwachting in de toekomst steeds vaker zouden voorkomen, zowel in de Maas als de Rijn, is het Deltaplan Grote Rivieren ontwikkeld. Afhankelijk van het gewenste beschermingsniveau (afvoerfrequentie) kan de maatgevende afvoer van de grote rivieren worden vastgesteld. Een 'maatgevende hoogwaterstand' (MHW) correspondeert met een hoogwatergolf die statistisch eens in de 1250 jaar voorkomt. De bijbehorende rivierafvoer voor de Maas bij Borgharen wordt nu een afvoer aangenomen van 3800 m^3/s (Agtersloot, 2003). Voor de Rijn komt de MHW golf overeen met een afvoer van 18000 m^3/s bij Lobith.

Om de afvoercapaciteit van de grote rivieren te vergroten en de veiligheid ('droge voeten') van de bevolking te garanderen wordt een aantal maatregelen gepland, gericht op enerzijds verhoging van dijken en kades en anderzijds rivierverruiming. De eerstgenoemde categorie maatregelen (dijkverhoging) is in de afgelopen eeuwen de klassieke aanpak geweest. In de laatste decennia is de overtuiging gegroeid dat de tweede categorie maatregelen (rivierverruiming) een veel duurzamer aanpak is in het kader van het beheer van het riviersysteem. Het programma Ruimte voor de Rivier (RvR) is vastgelegd in een Planologische Kernbeslissing (PKB) en bestaat uit 39 maatregelen die het Nederlandse stroomgebied van de Rijn en een gedeelte van de Maas (stroomafwaarts van Hedikhuizen, nabij Den Bosch) beter zullen beschermen tegen overstromingen. Deel 4 van deze PKB is de versie die is goedgekeurd door het parlement (PKB RvR, 2007). Naast de genoemde fysieke ingrepen in het riviersysteem is er ook bestuurlijk beleid geformuleerd op het gebied van de ruimtelijke ordening (bijv. beperking van het buitendijks bouwen). Het RvR-programma dient als voorbeeld voor het Deltaprogramma dat wordt opgezet om Nederland in de toekomst veilig en leefbaar te houden en te beschermen tegen de gevolgen van bodemdaling, zeespiegelstijging en klimaatverandering.

Naast het veiligstellen van de afvoercapaciteit hebben rivierverruimingsmaatregelen ook positieve effecten voor de natuurontwikkeling, c.q. het ecologisch herstel van het riviersysteem. De maatregelen die kunnen worden onderscheiden in het kader van de rivierverruiming, zijn:

- verbreding van de stroomgeul (verlaging van de oevers); dit levert een daling van de rivierwaterstanden bij hoogwatersituaties. Een voorbeeld is de Grensmaas, waar als gevolg van deze maatregel ook grindbanken, eilanden en geulen ontstaan. Dit levert een positieve bijdrage aan de natuurontwikkeling.
- verlaging van uiterwaarden / weerden, aansluitend aan verbreding van de stroomgeul (afgraven van de oever in een aflopend talud), zodat een geleidelijke overgang ontstaat van de diepe stroomgeul naar de onvergraven uiterwaarde / weerd. Ook deze maatregel levert een positieve bijdrage aan zowel de rivierverruiming (afvoercapaciteit bij hoogwater) als de natuurontwikkeling.
- verlaging van de kribben en verwijdering van andere obstakels ter vermindering van de stromingsweerstand en daarmee verhoging van de afvoercapaciteit; onder deze maatregel valt bijv. het snoeien van struikgewas (cyclische rejuvenatie).

- aanleg van (meestromende) nevengeulen; levert een bijdrage aan de hoogwaterdoelstelling en komt in aanmerking op plaatsen waar er geen ruimte is voor rivierverbreding.

In het geval van de Grensmaas speelt er naast het aspect van de rivierverruiming ook het aspect van de winning van zand en grind. Opbrengsten van deze delfstoffenwinning worden gebruikt voor de financiering van de rivierverruiming.

Bij de meeste genoemde maatregelen komen grote hoeveelheden verontreinigde 'dekgrond' (sediment) vrij. Ten behoeve van de wijze waarop hiermee moet worden omgegaan is veel aan beleidsontwikkeling gedaan. Hierop wordt in de volgende paragraaf ingegaan.

Omgaan met verontreinigd sediment in riviersystemen

In 1997 is de beleidsnotitie Actief Bodembeheer Rivierbed (ABR) geaccepteerd, waarin oplossingsrichtingen zijn aangegeven voor een gebiedsgerichte aanpak voor het omgaan met diffuus verontreinigd sediment in het riviersysteem. Deze oplossingsrichtingen waren: (1) Terugbrengen van gebiedseigen sediment in het gebied of project, (2) Bergen in bestaande diepe putten of depots in de uiterwaarden, (3) Kleischermen. Op basis van deze beleidsnotitie zijn in 2002 de beleidsnotities Actief Bodembeheer Maas en Actief Bodembeheer Rijntakken verschenen. In deze beleidsnotities worden de volgende verwerkingsopties voor vrijkomende uiterwaardengrond onderscheiden:

- bodem blijft bodem (bijv. aanleg van natuurvriendelijke oevers, terugzetten van deklagen na delfstofwinning).
- bodem wordt bouwstof (bijv. toepassing van de grond in dijken, kades, hoogwatervluchtplaatsen e.d.).
- hergebruik na bewerking (scheiding en/of reiniging van de grond).
- berging in putten/plassen/dekgrondbergingen; de functie van dekgrondbergingen kunnen zijn: (1) berging van niet vermarktbare, gebiedseigen grond, (2) winning van grind of zand, (3) tegengaan van verdrogingseffecten in het achterland.
- storten in (baggerspecie)stortplaatsen (bijv. grootschalige baggerspeciedepots).

Maatregelen die van invloed zijn op de bodemkwaliteit in uiterwaarden

De voornaamste verandering in de bodemkwaliteit van uiterwaarden in het kader van RvR maatregelen wordt veroorzaakt door de vergraving (verlaging) van de uiterwaarden. In het 'bodem blijft bodem' alternatief wordt de oorspronkelijke dekgrond weer teruggezet. De kwaliteit van de dekgrond (toplaag) uitgedrukt in gehaltes aan verontreinigende stoffen zal dus niet veel veranderen. Wel zal er een (tijdelijke) verandering optreden in de redoxtoestand en ook in de samenstelling (structuur) van de grond. Daarnaast wordt ter plaatse van de dekgrondbergingen ook de structuur van diepere lagen veranderd; het oorspronkelijke zand en grond wordt daar vervangen door grond met hoog kleigehalte.

2.2 Herinrichting van beekdalen

Het beheergebied van Waterschap de Dommel is illustratief voor de mogelijke maatregelen en daarbij optredende effecten. Daarom wordt in dit rapport dit waterschap als voorbeeld gekozen. In het ontwerp waterbeheerplan 2010-2015 van Waterschap de Dommel worden maatregelen ingedeeld aan de hand van de volgende thema's:

- droge voeten; in dit kader worden gestuurde waterbergingsgebieden aangelegd om de kans op regionale wateroverlast in bebouwde gebieden en in een deel van de kwetsbare natuurgebieden acceptabel te houden.
- voldoende water; hiervoor worden plannen opgesteld voor het gewenste grond- en oppervlaktewaterregime (GGOR).
- natuurlijk water; dit omvat de inrichting en beheer van watergangen, gericht op het halen van ecologische doelen van de KRW en op het optimaliseren van de functies 'waternatuur' en 'verweven' uit het Provinciaal Waterplan Noord-Brabant; maatregelen die in dit verband kunnen worden genoemd, zijn beekherstel, aanleg van ecologische verbindingszones en het opheffen van barrières voor vismigratie.
- schoon water; hierin worden in samenwerking met gemeenten maatregelen genomen in de waterketen (o.a. optimalisatiestudies, afspraken in afvalwaterakkoorden, verbeteringen in rwzi's).
- schone waterbodem; maatregelen in dit thema worden genomen in samenhang met het beekherstel (zie thema 'natuurlijk water').
- mooi water; in dit kader worden maatregelen genomen in de sfeer van vergroting van recreatiemogelijkheden, landschapverfraaiing, behoud van cultuurhistorie, e.d.

De onderwerpen met de hoogste prioriteit zijn het voorkomen van wateroverlast en het herstellen van het watersysteem van Natura 2000-gebieden.

Maatregelen die van invloed zijn op de bodemkwaliteit in beekdalen
Uit bovengenoemd overzicht springen vooral de maatregelen voor de aanleg van gestuurde waterberging in het oog als het gaat om de beïnvloeding van de bodemkwaliteit.

2 Effecten van herinrichtingsmaatregelen op bodemkwaliteit van uiterwaarden / beekdalen

3.1 Herinrichting van uiterwaarden

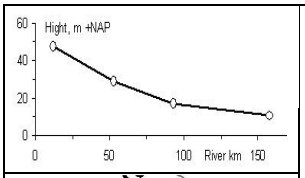
Afvoerscenario's grote rivieren

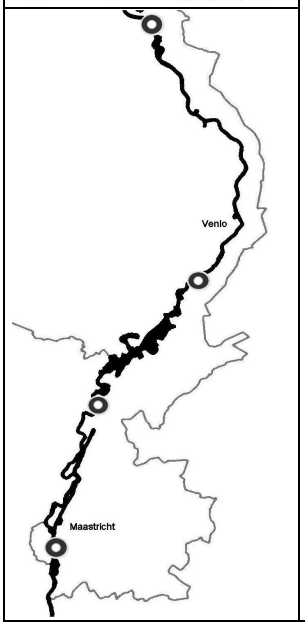
In hoofdstuk 2 zijn de verschillende inrichtingsmaatregelen besproken die in het uiterwaardengebied plaatsvinden. Hoewel herinrichtingswerken soms via lokale afweging tot stand komen (gebiedsontwikkeling, ruimtelijke inrichting volgens bestemmingsplan), worden de grote projecten die worden uitgevoerd in het kader van afvoer- en klimaatscenario's voornamelijk op stroomgebiedniveau afgewogen. Het uiteindelijke doel, veiligheid, is hierbij uitgangspunt voor de keuze van de inrichtingswerken.

Deze aanpak, de stroomgebiedbenadering en de daaraan gerelateerde schaalgrootte, maakt de inschatting van effecten op het milieu uitermate complex, vooral vanwege de grote heterogeniteit op dergelijk schaalniveau. In een eerdere studie (Vink, 2000) van een deel van het Maas stroomgebied is gebleken dat de samenstelling van de uiterwaardbodem, de verontreinigingsgraad en de beschikbaarheid van onder meer zware metalen een grote variatie kent. Dit is geïllustreerd in Tabel. Benedenstroomse gebieden zijn rijker aan lutum en ijzer dan bovenstroomse gebieden. Rondom Beesel zijn de kenmerken van een sedimentatiebekken te herkennen.

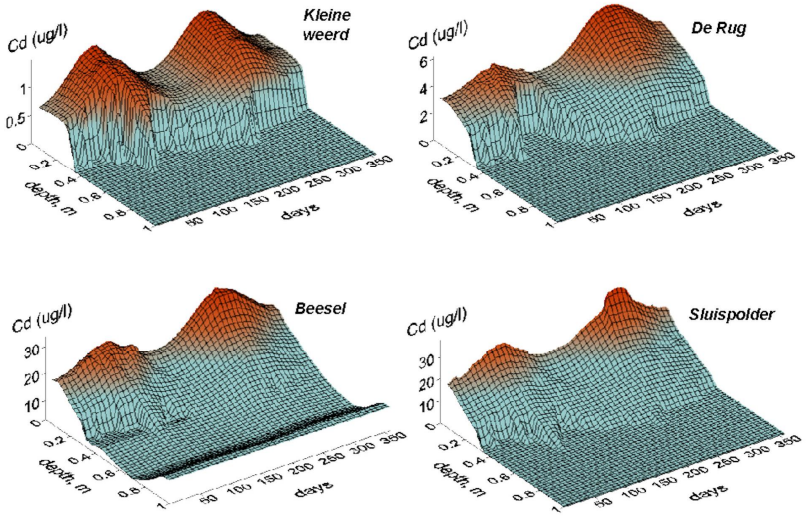
De veranderingen in afvoer, als gevolg van klimatologische veranderingen, zullen in bedijkte gebieden resulteren in peilveranderingen. Voor het beschouwde tracé is onderzocht in hoeverre deze peilveranderingen effect hebben op de chemische beschikbaarheid van zware metalen die zich in de uiterwaardbodem bevinden. Een verhoogde waterstand zal in de regel leiden tot een verlaagde redoxpotentiaal (dus meer reducerende condities). Hogere waterstanden zullen de periode waarover reductie optreedt meestal ook verlengen. Omgekeerd leidt een verlaagd peil, als gevolg van drogere zomers, tot diepere oxidatie in de bodem en een verhoogde redoxpotentiaal. Met name zware metalen en nutriënten zijn zeer gevoelig voor veranderingen in de redoxpotentiaal. De mate waarin metalen in oplossing gaan, wordt gedicteerd door oplossings- en neerslagreacties van reactieve componenten zoals ijzer en mangaan. De reductie van sulfaat leidt tot de vorming van zeer reactieve sulfideverbindingen waarmee metalen neerslaan en effectief worden geïmmobiliseerd.
Als voorbeeld zijn hier twee scenario's uitgewerkt met het model BIOCHEM-ORCHESTRA (Vink en Meeussen, 2007). Dit model is specifiek ontwikkeld in het beleidskader ABR om veranderingen in nat-droog overgangen door te rekenen. Uit twee fictieve klimaatscenario is voorgesteld dat het rivierpeil in de Maas met 40 cm kan gaan veranderen; 20 cm verhoogd vanwege verhoogde afvoerdebieten, 20 cm verlaagd vanwege droogte in midden-Europa ten opzichte van het huidige fluctuerende peil. In Figuur 1 en Figuur 2 zijn deze scenario's uitgewerkt naar de beschikbaarheid van cadmium in een bodemkolom van 1 m diepte over een periode van een jaar.

Tabel 1 *Stoomgebied Grensmaas en Zandmaas. De uiterwaarden vertonen een grote variatie in samenstelling (weergegeven is toplaag 0-0,1 m), wat weer van invloed is op de biobeschikbaarheid van contaminanten.*

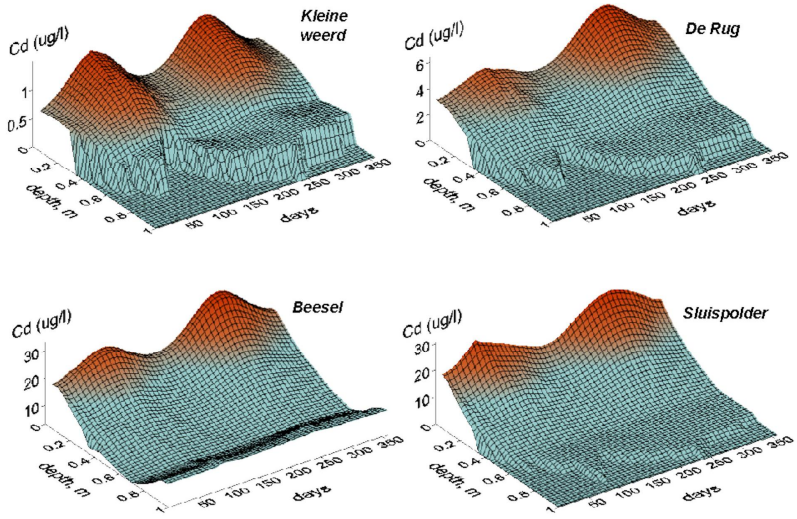




	Locatie	Rivier km	Lutum (<2µm) %	Org. Stof %	SO_4 mg/l	Fe g/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg
←	Sluispolder	158	27,0	4,9	152	43,6	4,7	94,6
←	Beesel	93	29,2	9,4	244	43,3	22,8	164
←	De Rug	53	11,8	3,7	125	24,5	2,5	31,6
←	Kleine Weerd	12	8,4	5,9	139	28,9	5,0	53,1



Figuur 1 Concentraties cadmium in het poriewater van de bodem (vier locaties) bij een peilverhoging van de Maas van 0,2 m ten opzichte van het huidige fluctuerende peil



Figuur 2 Concentraties cadmium in het poriewater van de bodem (vier locaties) bij een peilverlaging van de Maas van 0,2 m ten opzichte van het huidige fluctuerende peil

Eén van de meest opvallende resultaten is de absolute grootte-orde van de concentraties. In Kleine Weerd zijn de Cd-concentraties veruit het laagst, hoewel het totaalgehalte vergelijkbaar is met Sluispolder. Beesel en Sluispolder vertonen beide zeer hoge en vergelijkbare poriewaterconcentraties, terwijl Sluispolder met een factor vijf minder gecontamineerd is dan Beesel. Deze twee scenario's leiden, afhankelijk van de locatie, tot veranderingen in potentiële emissievrachten in de orde van 15%. Voor het voorbeeld cadmium zal dit nauwelijks leiden tot extra overschrijding van waterkwaliteitsnormen (Bonten et al., 2005), maar voor koper, zink en voornamelijk arseen is dit wel te verwachten.

Verbreding van de stroomgeul / verlaging van uiterwaarden

Uiterwaarden in Nederland zijn vrijwel altijd verontreinigd met zware metalen. De mate waarin verontreinigingen in het profiel voorkomen vertoont in niet-verstoorde bodems een relatie met de tijd. Kenmerkend is de verontreinigingspiek uit de jaren 60 en 70 (Vink en Winkels, 1994). In deze periode nam de industriële activiteit op grote schaal toe, en daarmee de emissie van zowel organische als anorganische verontreinigingen naar oppervlaktewater en sediment. Daarna nemen de gehalten meestal weer (sterk) af als gevolg van emissie-reducerende maatregelen onder meer in het kader van het Rijn Actieplan uit 1987 en het Hoogwaterplan Maas uit 1998.

De mate van sedimentatie heeft per stroomgebied en locatie bepaald op welke diepte de sterkst verontreinigde laag voorkomt. Langs bovengenoemd Maastracé varieert de diepte van enkele tientallen centimeters tot 1 meter (Vink, 1999). Bij het afgraven van uiterwaardgrond moet rekening worden gehouden met deze laagdiepte. Immers, de meest verontreinigde laag zou in de nieuwe situatie, dus na afgraven, de nieuwe toplaag kunnen worden. Het contact met overstromend oppervlaktewater en met op en in de bodem levende organismen wordt hierdoor geïntensiveerd. Om deze reden wordt in de praktijk de bovenste, licht verontreinigde toplaag apart afgegraven en later als deklaag teruggebracht in het gebied.

Een aantal van de gebieden die worden afgegraven en verlaagd, zijn aangewezen als inundatiegebied. Hierbij wordt beoogd dat het gebied ongehinderd onder water kan lopen bij hoge afvoeren.

Verlaging van het maaiveld leidt tot een meer frequente en soms ook langdurigere overstroming. Een natter vochtregime leidt tot een hogere mate van reductie. Normaliter leidt reductie tot een tweetal hoofdprocessen:

- het oplossen van reactieve ijzer- en mangaanverbindingen.
- de vorming van sulfiden.

Deze twee processen hebben in beginsel een tegengesteld effect op de chemische beschikbaarheid van zware metalen. Het oplossen van Fe en Mn (hydr)oxiden resulteert in het vrijkomen van de hieraan gebonden metalen (bijv. zink, cadmium). Een kortstondige inundatie leidt daarom vaak tot verhoogde concentraties van metalen in poriewater, en een mogelijk hogere biobeschikbaarheid voor flora en fauna. De vorming van sulfiden zorgt juist voor het effectief wegvangen van zware metalen, omdat veel metaalsulfiden zeer slecht oplosbaar zijn. Bij langdurige inundatie zal het netto effect dus een verlaging van de metaalconcentraties betekenen. Echter, in de uiterwaarden van de grote rivieren doet zich hier vaak een complicatie voor. Deze bodems kenmerken zich vaak door zeer hoge ijzergehalten. Bij de vorming van sulfiden zal ook ijzer een beslag leggen op de voorraad sulfiden, waardoor (tijdelijk) metalen niet volledig neerslaan. De aanwezigheid van sulfaat in het poriewater bepaalt dan feitelijk de “metalenbalans” tussen ijzer en sulfiden enerzijds en andere complexen (DOC, zouten) anderzijds (Vink, 2000). Het is aan te raden om, voorafgaande aan de voorgenomen maatregel, inzicht te krijgen in deze metalenbalans bij verschillende (hydrologische) scenario’s zoals hierboven in het rekenvoorbeeld is toegelicht.

Voor organische contaminanten als PAK, PCB en bestrijdingsmiddelen kan een vernatting van het regime leiden tot een vertraagde afbraak van in de bodem aanwezige componenten. Bij de afbraak van organisch materiaal worden de daaraan gesorbeerde contaminanten als PAK en PCB eveneens afgebroken. Dit is dus in microbieel opzicht een niet-selectief proces (Vink en Van der Zee, 1997a; 1997b). Microbiële activiteit, en dus de transformatie van stoffen, stagneert bij afnemende zuurstofbeschikbaarheid. In de regel vormen de concentraties aan genoemde organische contaminanten bij diffuus verontreinigde bodems echter geen knelpunten voor herinrichtingswerken in het rivierengebied.

Een natter regime leidt ook vaak tot veranderingen in nutriënthuishouding. De macronutriënten N en P zijn gevoelig voor hydrologische veranderingen en de beschikbaarheid ervan kan hierdoor veranderen. Een oorspronkelijk aërobe bodem die wordt vernat, zal in de regel op de langere termijn een meer oligotrofe (weinig nutriënten behoevende) vegetatie gaan voortbrengen vanwege een hogere beschikbaarheid van met name fosfaat. Daarnaast kan het overstromingswater een extra bron vormen van vooral nitraat en sulfaat. Met de beoogde inrichting en natuurdoeltypen moet hier rekening mee worden gehouden.

Aanleg van (meestromende) nevengeulen;

Nevengeulen vormen een kenmerkend rivierbegeleidend ecotoop dat voor kort volledig ontbrak in het Nederlandse rivierengebied. Door de zogenaamde normalisatie van de grote rivieren (aanleg vaargeul, kanalisering) nam de ruimte voor langzaam stromend water af, waardoor veel rivierkenmerkende organismen ontbraken.

Figuur 3 Aanleg nevengeul Gamerensche waard. Rechts de Waal

De aanleg van geulen gaat in nagenoeg alle gevallen gepaard met actieve natuurontwikkeling. In projecten waar nevengeulen worden aangelegd, zoals in Afferdensche en Deestsche waarden, Gamerensche waarden (Figuur), Leeuwense waard, Stiftse waarden, Spaarnwoude, etc., is er bijzondere aandacht voor ecologische doelen.

Om ongewenste neveneffecten van de aanleg van nevengeulen te kunnen evalueren, zijn monitoringprogramma´s ontwikkeld. Naast het inventariseren van soorten wordt ook gekeken naar de belangrijkste effecten die optreden bij de aanleg van geulen. Deze effecten zijn:

- Veranderingen in morfologie; aanzanding van het zomerbed, erosie van oevers, sedimentatie in de geulen.
- De gevolgen voor scheepvaart van bovengenoemde veranderingen.
- Sedimentatie en resuspensie van verontreinigde slibdeeltjes.

Uit de tot nu toe uitgevoerde monitoringprogramma's zijn geen gevolgen voor de scheepvaart aangetoond. De andere twee effecten (veranderingen in morfologie en resuspensie van verontreinigingen) treden wel aantoonbaar op. Gebaseerd op een uitgebreide dataset uit diverse riviersystemen is een positieve relatie gevonden tussen dichtheid en soortenrijkdom van macrofauna en de chemische kwaliteit van het sediment (Jans et al., 1999). Ecotoxicologisch onderzoek geeft duidelijke signalen af, dat er ecologische effecten zijn als gevolg van de aanwezigheid van verontreinigd sediment, of verhoogde beschikbaarheid als gevolg van veranderende omstandigheden in het gebied (Jans et al., 1999; Eijsackers et al., 2008).

Morfologische veranderingen zijn een direct gevolg van stroomsnelheid, debiet, bodemhoogte en concentratie en samenstelling van het zwevende stof (gesuspendeerd materiaal in het water). Om ongewenste neveneffecten te voorkomen, moet bij de aanleg hier nadrukkelijk rekening mee worden gehouden.
Sedimentatie van (verontreinigd) rivierslib kan verschillende effecten hebben:

1) verondieping van geulen en/of poelen.
2) aanvoer van contaminanten en ecotoxicologische effecten.

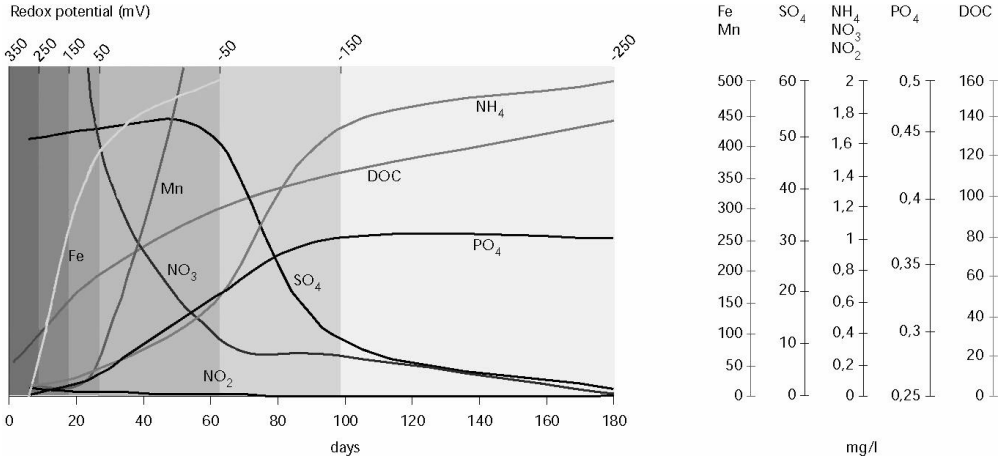
Wanneer verondieping zich voordoet, dan is dat in de regel nog op te lossen door graaf- of baggerwerkzaamheden. Het tweede effect is echter complexer en niet zonder meer te voorkomen.

De onderliggende chemische effecten zijn in voorgaande paragraaf al toegelicht: redoxveranderingen leiden tot veranderingen in de beschikbaarheid van zware metalen en nutriënten. Bij een aantal inrichtingswerken is al vastgesteld, dat dit effect zich voordoet (Vink en Hendriks, 1999; Vink, 2005; Kamerling et al., 2006;).

Stort in putten en plassen

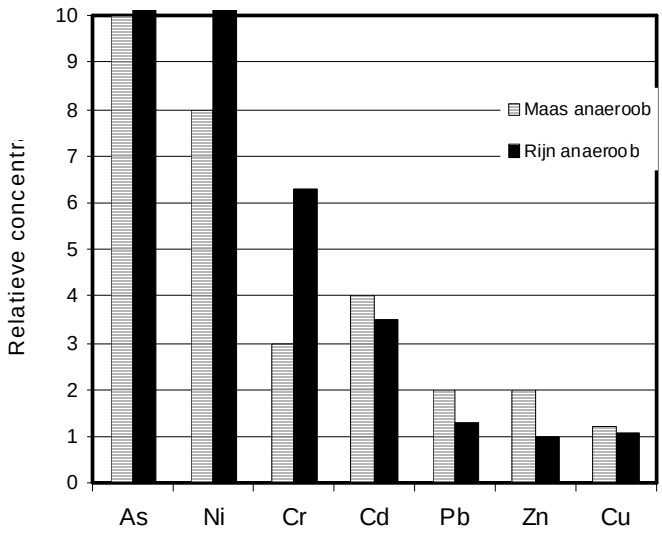
Bij veel van de hierboven behandelde inrichtingswerken komen grote hoeveelheden grond vrij. Bij niet-vermarktbare grond, bijvoorbeeld verontreinigde weerdgrond, is de meest rendabele oplossing vaak een zogenaamde gebiedseigen toepassing. Eén van deze toepassingen is het storten in putten en plassen. Met name langs de Zandmaas is vrijgekomen grond gestort in putten die zijn ontstaan bij de winning van vermarktbare grondstof, zoals zand of grind. De voorwaarden waaronder deze stort (ook wel verondieping genoemd) mogelijk is, staan momenteel nog ter discussie (Commissie Verheijen, 2009).

De afgelopen jaren is veel onderzoek gedaan naar de stortprocessen van sediment in bergingslocaties. De wetenschappelijke onderbouwingen rondom tijdsdynamische processen zijn echter minder talrijk, vanwege het gespecialiseerde karakter van dit onderzoek. Tot voor enige tijd was het meten van contaminanten in poriewater van sediment een methodisch probleem, omdat de meting uitgevoerd moet worden bij de redoxcondities (mate van “zuurstofbeschikbaarheid”) waarin het sediment zich bevindt op het moment van meting. Met name voor zware metalen speelt dit een cruciale rol. Voor metalen dient om die reden het gebruik van algemene partitiecoëfficiënten (constante K_p-waarden) ten behoeve van verspreidingsberekeningen te allen tijde te worden ontraden.
Er is veelvuldig onderzoek uitgevoerd naar de processen in dit voornamelijk met zware metalen verontreinigd sediment, zodra het geborgen wordt in putten (Vink, 1999; 2001; 2002a; 2003a; 2003b; Van Steenwijk, 1998; Van Steenwijk et al., 2000). Tijdens reductie van sediment treden grote veranderingen op in de concentraties van NO_3, NH_4, PO_4, SO_4, Fe(II) en Fe(III), Mn^{2+} en DOC. De sterke toename van opgelost organisch materiaal (DOC) heeft grote consequenties voor de metaalspeciatie en de concentraties in poriewater. Metalen zullen aan DOC gebonden worden en blijven daardoor in oplossing.
In Figuur 4 zijn de dynamische processen weergegeven die zich voordoen tijdens reductie van aërobe grond.



Figuur 4 Macrochemische veranderingen tijdens reductie van aërobe grond. Op de bovenste X-as is de redoxpotentiaal weergegeven (afnemend tijdens reductie van links naar rechts). Op de onderste X-as staat de tijdschaal waarover metingen hebben plaatsgevonden. De concentraties van de individuele componenten (allen in mg/l) staan rechts weergegeven. De reductiesnelheid is in de eerste drie weken hoog door aërobe, microbiële afbraak van organisch materiaal. Er vindt onder andere mangaanreductie, ijzerreductie en denitrificatie plaats. Door micro-organismen wordt ammonium geproduceerd. Na circa negen weken wordt het stadium van sulfaatreductie bereikt. Fosfaatmineralen gaan in oplossing en bereiken een nieuw evenwicht. De productie van DOC neemt sterk toe (Vink, 2001)

Inmiddels zijn reductie-experimenten uitgevoerd met sedimenten uit verschillende stroomgebieden (Vink 2001; 2003a; 2003b). Ook loopt er momenteel een langdurige proef waarin de samenstelling van poriewater nauwkeurig wordt gevolgd (Vink, pers. mededeling). In alle gevallen doet het bovenstaand beschreven proces zich voor, waarbij verhoogde DOC concentraties verantwoordelijk zijn voor verhoogde metaalmobiliteit. De kwaliteitsklasse-bepalende metalen (op basis van totaalgehalten in de *grond*) op de onderzochte locaties zijn in de regel niet dezelfde als de metalen die zorgen voor ecotoxicologische risico's van het *poriewater*. In Figuur is een voorbeeld gegeven van de maximale poriewaterconcentraties tijdens reductie van een Maas- en Rijnweerdgrond.



Figuur 5 *Maximale, relatieve concentraties in poriewater van reducerende weerdgrond van Maas en Rijn. De concentraties in de aërobe grond komen overeen met de lijn Y=1, de afgebeelde concentraties zijn dus X maal hoger dan in de aërobe uitgangssituatie*

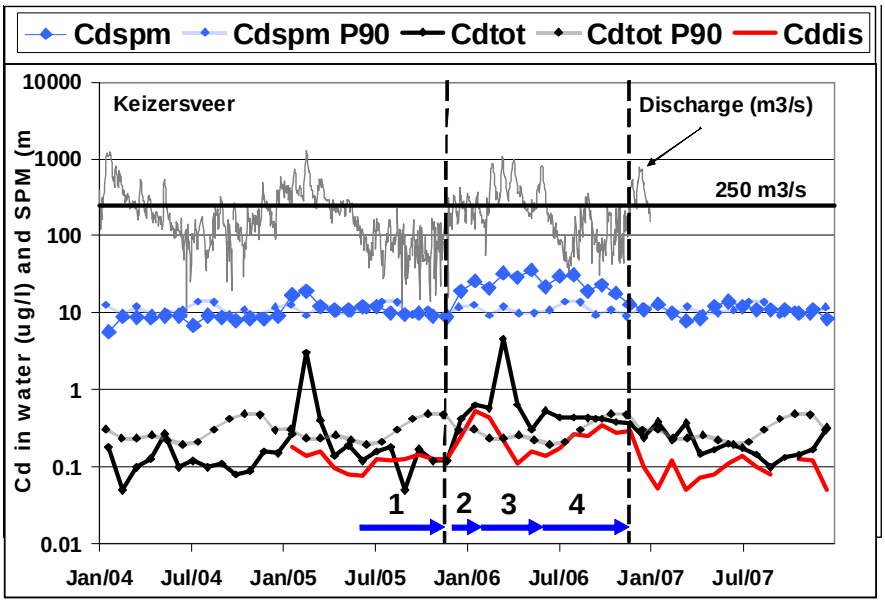
Het lijkt er momenteel op dat de indeling uit het besluit Bodemkwaliteit van categorie A en B grond, op basis van totaalgehalten, voor zware metalen niet zo zinvol is. De beschikbaarheid van metalen is te zeer afhankelijk van locale condities om daarvoor een totaalgehalte als maat voor te hanteren. De *herkomst* van sediment lijkt echter wel perspectief op te leveren voor de klassering. Sediment van aquatische oorsprong (liggende waterbodem) levert in de regel geen grote problemen op in termen van beschikbaarheid van metalen. Weerdgrond (aërobe grond) is echter een geheel andere materie, waarbij specifieke processen kunnen zorgen voor (tijdelijk) verhoogde mobiliteit en mogelijk verspreiding. Er zou kunnen worden overwogen om dit inzicht te verdisconteren in het stortbeleid.

Van de groep organische microverontreinigingen zijn de chloorbenzenen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en polychloorbifenylen (PCB) relevant vanwege hun grote verspreiding in zoetwaterslib. De “oplosbaarheid” wordt met name beïnvloed door de bindingscapaciteit aan vast en opgelost organisch materiaal, uitgedrukt als respectievelijk POC en DOC. Het is daarbij gebruikelijk om een verdelingscoëfficiënt te gebruiken (K_{oc} of K_{DOC}) om de verdeling over vaste en opgeloste fase te berekenen. Voor verspreidingsberekeningen voldoet deze benadering, omdat deze nagenoeg onafhankelijk is van het concentratiebereik zoals dat in aquatische systemen wordt waargenomen. Ook worden de verdelingscoëfficiënten niet, of slechts beperkt beïnvloed door de aanwezigheid van andere organische contaminanten. Naast deze benadering is er de mogelijkheid om de vrij-opgeloste fractie van organische contaminanten te meten, met behulp van de zogenaamde ‘passive-sampling’ technieken, gebaseerd op concentratie.
De chemie in een bergingslocatie kan invloed hebben op fysisch transport. Dit gebeurt mede door chemische osmose en door de vorming van precipitaten. Het effect van in-situ consolidatie is redelijk goed onderzocht en er bestaan zowel bruikbare empirische (o.a. Vink & Winkels, 1994), als theoretische rekenmodellen (Greeuw & Van Ommen, 1993).

Zwevend-stofkwaliteit
Transport van verontreinigende stoffen kan plaatsvinden via de opgeloste fase, of via gesuspendeerde bodemdeeltjes (klei, silt, zand, organische stof) waaraan deze stoffen gebonden zijn. Veel verontreinigende stoffen hebben een grote affiniteit voor deze

(bodem)deeltjes, zodat ook na een emissie van stoffen in de opgeloste fase een groot deel snel aan de deeltjesfase zal zijn gebonden. Vervolgens treden er met de verontreinigde deeltjes sedimentatie- en resuspensieprocessen op in het riviertraject. Obstakels in het rivierbed spelen daarbij een belangrijke rol. Vooral voor stuwen en sluizen kan bij relatief lage stroomsnelheid sedimentatie van deze deeltjes optreden, die vervolgens bij hogere stroomsnelheden weer in suspensie kunnen komen en door het water verder worden getransporteerd.
Een bekend voorbeeld is het geval van met HCB slib dat zich verzameld had in de Rijn voor de sluis bij Iffezheim. Het slib veroorzaakte lokaal waterkwantiteits- en veiligheidsproblemen. Daarom wilden de Duitse autoriteiten (het Wasser- und Schiffahrtsamt Freiburg) het slib “op stroom zetten”. In Nederland gaf dit aanleiding tot heftige protesten vanwege het vervuilde slib dat via Lobith het land zou binnenkomen en vervolgens tot ecotoxicologische en mogelijk ook humaantoxicologische risico’s zou leiden. Na overleg tussen beide landen werd besloten enkele voorzorgsmaatregelen te nemen en de HCB-concentraties te monitoren. Uiteindelijk is in 2005 het op stroom zetten na een korte periode gestaakt, omdat de gemeten HCB concentraties te hoog bleken.
Kunstwerken, zoals stuwen en sluizen zijn niet de enige plaatsen waar vervuild slib in een riviersysteem zich verzamelt. Bij overstroming van uiterwaarden en beekdalen kan ook tussen plantenstengels veel slib achterblijven.

Door een nadere beschouwing van analyseresultaten afkomstig van vier monitoringstations in het Nederlandse deel van de Maas (Eijsden, Stevensweert, Belfeld en Keizersveer) tijdens een cadmiumlozing is informatie verkregen over de snelheid en de wijze van de verspreiding van de verontreiniging (Klaver et al., 2009). De lozing vond plaats in de periode van juli 2005 tot juni 2006, waarin zich een aantal afvoerpieken hebben voorgedaan, maar geen extreem hoge afvoercondities. Tijdens periodes van lage stroomsnelheid wordt een deel van het water naar Belgische en Nederlandse kanalen geleid. Hierdoor is onder deze omstandigheden slechts een klein deel van het water in Keizersveer afkomstig uit Eijsden. De kwaliteit van het Maaswater in Keizersveer wordt dan grotendeels bepaald door bijdragen van grondwater en diverse zijrivieren.



Figuur 6 *Variatie van Cd_{tot}, Cd_{dis} en Cd_{spm} concentraties in Keizersveer:*
Cd_{tot} = opgelost cadmium + cadmium gebonden aan gesuspendeerd materiaal (SPM)
Cd_{dis} = opgelost cadmium (na filtratie over 0,45 µm)
Cd_{spm}= cadmium gebonden aan gesuspendeerd materiaal (SPM)
Cd_{P90spm} = 90 percentielwaarde van Cd_{spm}
De blauwe pijlen duiden verschillende fases aan in de Cd-emissie (Klaver et al., 2009)
De zwarte gestippelde lijnen geven de periode aan van de verhoogde Cd concentraties in Keizersveer

Pas zes maanden na de detectie van de lozing in Eijsden worden verhoogde cadmiumconcentraties in het zwevende stof uit Keizersveer waargenomen (Figuur). Als de verontreinigde deeltjes in contact komen met relatief schoon water (uit grondwater of uit zijrivieren), kunnen de deeltjes als secundaire verontreinigingsbron gaan optreden (nalevering van verontreinigende stof aan oppervlaktewater).
In de studie van Klaver et al. (2009) wordt geconcludeerd dat een meer frequente monitoring van de zwevend-stofkwaliteit met name in Keizersveer essentieel is om de kennis van het riviersysteem te vergroten. Een betere systeemkennis is van belang bij het opstellen van een effectief maatregelprogramma om te voldoen aan de doelstellingen van de KRW. Op basis van de verworven kennis kan het spuiregime indien nodig worden aangepast.

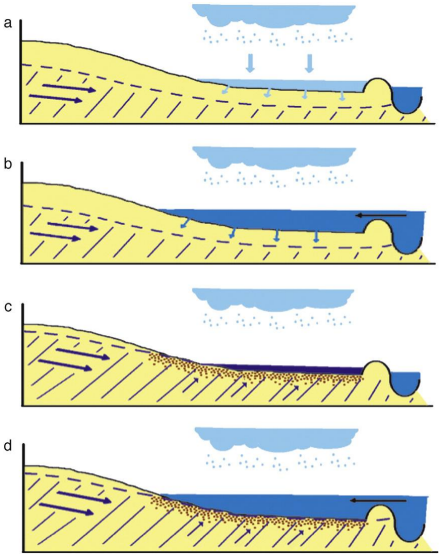
2.2 Herinrichting van beekdalen

3.2.1 Ecologische effecten (natuur, vegetatie)

In een inventarisatie van bestaande overstromingssituaties in beekdalen (Beumer et al., 2008) is met statistische analyses een onderverdeling gemaakt in vier overstromingssituaties waaraan verschillende standplaatscondities en vegetatietypen zijn gecorreleerd. Hierbij zijn niet alleen beekwateroverstromingen meegenomen; ook inundatie door accumulerend regenwater en uittredend grondwater kan overstromingseffecten veroorzaken. Bij deze inundatietypen zal sedimentatie, zoals bij beekwateroverstromingen geen rol spelen, hoewel er lokaal sedimentatie kan optreden van gebiedseigen bodemmateriaal.

Dit heeft geresulteerd in de vier situaties weergegeven in Figuur , waarin onderscheid is gemaakt in winteroverstroming/inundatie door:

a) regenwateraccumulatie, met lage grondwaterstanden zonder beekwateroverstroming.
b) beekwater, met lage grondwaterstanden.
c) uittredend grondwater, met hoge grondwaterstanden zonder beekwateroverstroming.
d) beekwater, met hoge grondwaterstanden.



Figuur 7 *Doorsnedes van een beekdal voor vier situaties, winteroverstroming/inundatie door:*
(a) regenwateraccumulatie, met lage grondwaterstanden zonder beekwateroverstroming
(b) beekwater, met lage grondwaterstanden
(c) uittredend grondwater, met hoge grondwaterstanden zonder beekwateroverstroming
(d) beekwater, met hoge grondwaterstanden

De vier overstromingssituaties worden gekenmerkt door het watertype waarmee wordt geïnundeerd of overstroomd, maar in feite zijn het de verschillen op systeemniveau die de standplaatscondities en vegetatiesamenstelling richting geven. In de vier situaties wordt een tweedeling gemaakt door ofwel een hoge grondwaterstand (tot aan maaiveld) ofwel een lage grondwaterstand (> 10 cm onder maaiveld). De twee situaties met hoge grondwaterstanden worden wel of niet overstroomd met beekwater en hetzelfde geldt voor de situaties met de lage grondwaterstanden.

Situatie a in Figuur 7 schetst een situatie, waarbij geen beekwateroverstromingen en geen uittreding van grondwater voorkomt. Inundatiesituaties ontstaan uit regenwateraccumulatie; er ontstaan zogenaamde plas-dras situaties waarbij grote delen van het gebied tijdelijk onder water komen te staan. Het regenwater heeft de mogelijkheid om in de toplaag van de bodem door te dringen, aangezien er een onverzadigde laag bestaat. Deze situaties worden vaak gekenmerkt door omstandigheden die in de zomer van kracht zijn: hoge N-mineralisatie en een lage pH buffercapaciteit van de bodem. Plantensoorten die hierbij vaak worden gevonden, zijn Liesgras (*Glyceria maxima*), Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en Grote wederik (*Lysimachia vulgaris*).

In situatie b (Figuur 7) wordt een overstroming met beekwater geschetst, waarbij er door lagere grondwaterstanden een mogelijkheid tot infiltratie is. Het is nog niet goed te

voorspellen hoe vaak beekwater daadwerkelijk infiltreert. Er zijn situaties waarbij de onverzadigde zone voorafgaand aan de beekwateroverstroming wordt verzadigd met regenwater, waardoor er geen beekwater infiltreert (Beumer et al. 2008). Naast hoge organische-stofgehalten worden hierbij ook vaak hoge fosfaatgehalten in de bodem waargenomen. Vermoedelijk wordt dit fosfaat aangevoerd door het sediment. Voorbeelden van vegetatietypen die tot expressie kunnen komen in deze situatie: Oeverzegge-associatie, Associatie van Scherpe zegge, Associatie van Gewone engelwortel en Moeraszegge.

Situatie c (Figuur 7) schetst de situatie van uittredend grondwater. De inundatie ontstaat doordat de grondwaterstanden zo hoog zijn, dat deze in de winter boven het maaiveld uitkomen. Deze situaties worden in de zomer (groeiseizoen) vaak ook gekenmerkt door de aanwezigheid van grondwater in de toplaag van de bodem, waardoor er hoge organische-stofgehalten en hoge pH-buffercapaciteit in de toplaag ontstaan. Er vindt hier geen aanvoer van sediment plaats en soorten als Kale jonker (*Cirsium palustre*), Moerasspirea (*Filipendula ulmaria*) en Echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*) worden hier vaak gevonden.

Situatie d (Figuur 7) laat beekwateroverstroming zien bij hoge grondwaterstanden. In deze situatie vindt niet of nauwelijks beekwaterinfiltratie plaats, maar wel sedimentafzetting. Er worden hier twee groepen onderscheiden die allebei een hoge stikstofmineralisatie en hoge basenverzadiging van de bodem hebben, maar: (1) lage fosfaatconcentraties in de bodem, versus (2) hoge fosfaatconcentraties. In situatie (d1) kunnen vooral afgeleide vegetatietypen (zoals rompgemeenschappen) voorkomen uit natte schraalgraslanden. Dit zijn veelal vegetatietypen die verrijkt zijn met nutriënten en/of verminderde grondwaterinvloed in de zomer hebben. In situatie (d2) kunnen afgeleiden van waardevolle vegetaties voorkomen, zoals afgeleiden van: Blauwgrasland en Galigaan-associatie. Wellicht zou het verschil tussen deze twee groepen gezocht moeten worden in sedimentatieverschillen.

Frequentie en duur

Natuurlijke overstromingsregimes in beekdalen zijn vaak regelmatige, ondiepe overstromingen in de winter of het vroege voorjaar (Jalink et al. 2003; Runhaar et al. 2004). Een passende overstromingsfrequentie[1] is gebaseerd op de hersteltijd die een vegetatie nodig heeft na overstroming, de terugkeer van niet aangepaste soorten en het behoud van typische overstromingssoorten (Runhaar et al. 2004). Bij hoogfrequente overstromingen worden typische overstromingsoorten bevoordeeld en bij laagfrequente overstromingen juist de niet aangepaste soorten. Een optimale frequentie is jaarlijks of tweejaarlijks, waarbij er een balans is tussen het voorkomen van deze beide groepen en de biodiversiteit het hoogst is.

Naast de biodiversiteit is ook de soortensamenstelling van belang. Sommige vegetaties bestaan uit meer typische overstromingsoorten (de Associatie van Borstelbies en Moerasmuur of de Oeverzegge-associatie) en sommige meer uit niet aangepaste soorten (de Associatie van Gewone dophei of het Goudveil-Essenbos). De individuele soorten worden vaak bepaald door andere standplaatscondities dan de frequentie en duur van overstromingen.

[1] *Een passende overstromingsfrequentie is ten eerste afhankelijk van het beoogde vegetatietype. Elk vegetatietype bestaat uit verschillende plantensoorten met verschillende voorkeuren ten aanzien van overstroming.*

Bodemkenmerken

De bodem fungeert als een medium waarin plantenwortels nutriënten kunnen opnemen: PO_4, NO_3 en K zijn hierbij de belangrijkste, maar ook toxische stoffen komen bij de plantenwortels. Plantensoorten hebben verschillende groeistrategieën, waarbij sommige soorten op efficiënte wijze nutriënten kunnen opnemen. Deze planten hebben duidelijk voordeel bij een stijging van de nutriëntenconcentraties en zullen de vegetatiesamenstelling beïnvloeden. Over het algemeen heeft een plantenwortel zuurstof nodig voor de opname van nutriënten, omdat het actief transport betreft. Dit kan in overstromingsgebieden, of in permanent natte gebieden door grondwater lastig zijn, omdat er geen zuurstof beschikbaar is. In deze gebieden komen vaak plantensoorten voor die zich hieraan hebben aangepast. Bijvoorbeeld Riet (*Phragmites australis*) dat actief zuurstof van de bladeren naar de wortels pompt en daardoor goed in anaërobe condities kan groeien.

De nutriënten komen vaak vrij door afbraak van organisch materiaal (decompositie en mineralisatie) en zijn dan beschikbaar voor de planten. Stikstof komt als NH_4 vrij uit organisch materiaal en wordt via NO_2 omgezet naar NO_3 (nitrificatie). De NO_3 wordt gemakkelijk opgenomen door plantenwortels en verdwijnt uit de bodem. Bij het ontbreken van O_2 in de anaërobe situaties zal NH_4 accumuleren en in hoge concentraties toxisch zijn voor planten. Dit is het geval bij overstroming, maar ook bij verzadiging van de bodem door grondwater. Wetlandplanten worden er vaak door gekenmerkt dat ze hogere NH_4 concentraties kunnen verdragen en vaak zelfs NH_4 als stikstofleverancier kunnen gebruiken (bijv. Grote kattestaart - *Lythrum salicaria*; Beumer 2009). Uit dit laatste onderzoek is ook gebleken dat verhoogde concentraties van NH_4 tot wel acht weken na de overstroming aanwezig kunnen zijn. Vooral soorten als Grote kattestaart (*Lythrum salicaria*), Holpijp (*Equisetum fluviatile*) en Riet (*Phragmites australis*) kunnen goed tegen verhoogde NH_4 concentraties.

Fosfaat (PO_4) kan bij afbraak van organisch materiaal vrijkomen, maar ook als mineraal aanwezig zijn. Veel voorkomend zijn Fe-P, Ca-P en Al-P verbindingen. Zolang de fosfaten nog aan metalen zijn gebonden zijn ze niet vrij beschikbaar voor planten. Alle drie verbindingen worden door de pH beïnvloed, dus bij een verandering van de pH zal ook de vorm van fosfaat veranderen. Ook de redoxpotentiaal heeft invloed op fosfaat. Bij een verlaging van de redoxpotentiaal (minder zuurstof) zal geoxideerd Fe (III) reduceren tot gereduceerd Fe (II). Gereduceerd Fe heeft een minder sterke binding met PO_4 dan geoxideerd Fe; hierdoor zal er netto meer PO_4 vrijkomen. Deze stijging van het vrije PO_4 tijdens anaërobe toestand is een vaak waargenomen verschijnsel, maar is ook omkeerbaar. Dus als de overstroming zich terugtrekt en zuurstof weer bij de bodem kan komen, wordt Fe(II) weer geoxideerd en wordt er weer PO_4 gebonden. Maar er kan zich een onderschatting voordoen: sulfiden uit sulfaatreductie binden gereduceerd Fe en de verhoging van PO_4 is dan ook nog aanwezig na de overstroming. Nadat Fe(III) is gereduceerd, wordt ook SO_4 gereduceerd (tot sulfide). Deze sulfiden hebben grote affiniteit met gereduceerd Fe en kunnen neerslaan als FeS of zelfs als FeS_2. In zandige ondergrond hoeft niet altijd sulfaatreductie voor te komen tijdens een winteroverstroming (Beumer 2009), maar in venige gronden is dit bijna standaard (Lamers et al., 2006, Loeb et al., 2007). Een toename van beschikbaar PO_4 kan de soortensamenstelling veranderen en daardoor als knelpunt optreden voor bepaalde natuurdoelen; Noordse zegge (*Carex aquatilis*) Zompzegge (*Carex curta*), Snavelzegge (*Carex rostrata*), Draadrus (*Juncus filiformis*) en Moerasviooltje (*Viola palustris*) kunnen zowel in natte als fosfaatrijke overstromingsvlakten voorkomen.

Organisch materiaal in de bodem heeft meerdere functies: het bevordert het vasthouden van water (voor transport van ionen door de bodem) en het vormt de belangrijkste bron van nutriënten, die door decompositie en mineralisatie vrijkomen. Organische stof kan de

beschikbaarheid van fosfaat echter ook beperken door complexatie met metalen of opname door micro-organismen. Het verhoogt ook de kationenuitwisselingscapaciteit van de bodem, waardoor er meer kationen geadsorbeerd kunnen worden en de pH-buffercapaciteit stijgt. Globaal kan de kationenuitwisselingscapaciteit worden verdeeld in drie onderdelen: (1) kleideeltjes waaraan kationen sterk zijn gebonden (bv. H^+, Al of NH_4), (2) humus waaraan, afhankelijk van de pH, H^+ is gebonden, en (3) het 'vrije' deel van humus, dat beschikbaar is voor uitwisseling van basische kationen voor H^+ bij verlaging van de pH. Hogere humusgehalten in de bodem kunnen dus sommige vegetatietypen bevoordelen. Bij een hoge pH-buffercapaciteit en hoge gehalten organisch materiaal vinden we vaak soorten als: Echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*), Grote pimpernel (*Sanguisorba officinalis*), Holpijp (*Equisetum fluviatile*), Geelgroene zegge (*Carex oederi*) en Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) die vaak voorkomen in Dotterbloemgraslanden van beekdalen.

De effecten op de pH en redoxpotentiaal zijn zeer afhankelijk van de toestand voorafgaand aan de overstroming. Een infiltratiegebied zal een grotere verandering ondergaan wanneer deze gedurende een periode onder water staat, dan een met grondwater verzadigde bodem (Beumer et al 2007). Hoge pH-buffering door bicarbonaat, Fe-reductie of basenuitwisseling kan de pH hoog houden, waardoor sommige planten zullen worden bevoordeeld. Soorten als *Carex ovalis*, *C. panicea*, *C. vesicaria*, *Cirsium dissectum*, *Dactylorhiza majalis*, *Galium uliginosum*, *Rhinanthus angustifolius* en *Scirpus sylvaticus* worden hiermee geassocieerd. Vegetatietypen als Blauwgrasland en Calthion-graslanden kunnen hierbij ook voorkomen.

Beheer

Het wel of niet voorkomen van de genoemde vegetaties is natuurlijk ook afhankelijk van andere factoren, zoals beheer, grondsoort en gebiedshistorie. Grondsoort en gebiedshistorie zijn vaak niet te veranderen, maar het beheer kan worden aangepast aan de situatie. Door maaien en begrazen kan de vorming van struweel en bos voorkomen worden. Op de lange termijn zal bij achterwege blijven van maaien of begrazen altijd bos of struweel worden gevormd. Door bekalking, sedimentvangers en, in bepaalde mate ook maaien en begrazen, kunnen ook andere standplaatskenmerken worden beïnvloed. Sedimentvangers kunnen worden ingezet om overmatig, voedselrijk of vervuild sediment af te vangen. Bekalking wordt gebruikt bij bodems met een te lage pH voor de gewenste vegetatie. Dit moet wel-overdacht gebeuren, omdat niet alleen de pH verandert, maar hierdoor ook de toestand/mobiliteit van vele andere stoffen. Ook zou er kunnen worden beijzerd (ijzer toevoegen) om de fosfaten te binden. Hier zitten echter grote onzekerheden aan, omdat er een potentiële fosfaatbom blijft bestaan en er mogelijk herhaling nodig is (Geurts et al. 2008; Lucassen et al. 2008).

De richting van de vegetatieontwikkeling en - in zekere mate - het te verwachten vegetatietype bij de herintroductie van overstromingen, kunnen worden beoordeeld. Er zijn diverse methodieken ontwikkeld, bijv. vanuit gegevensbestanden zoals Waternood (Runhaar et al 2002), vanuit een stroomgebiedbenadering zoals NOFDP (Interreg IIIB project "Nature-Oriented Flood Damage Prevention", 2007), of vanuit gebiedsspecifieke gegevens zoals BOB (Beoordelingsmethodiek Overstromingseffecten in Beekdalen, Beumer et al., nog te publiceren). Deze laatstgenoemde is een methodiek om overstromingseffecten in beekdalen te bepalen. Bij het gebruik van de BOB wordt de gebruiker het veld in gestuurd om basisgegevens te meten. Op basis van vragen over de lokale situatie voor bodem, grondwater en overstroming wordt een meest waarschijnlijk natuurdoeltype geselecteerd. De BOB laat zien dat de lokale grondwatersituatie belangrijk is om het mogelijke effect van overstromen/inunderen te schatten. BOB laat ook zien dat er nog veel praktisch gericht onderzoek nodig is om goed te kunnen bepalen waar en hoeveel sediment in het gebied terecht komt. Dit sediment heeft voor de vegetatieontwikkeling vooral een nutriënteneffect.

Er wordt nog gezocht naar vuistregels die op voorhand mogelijke sedimenteffecten kunnen weergeven. Het effect van zware metalen is niet meegenomen in de BOB, omdat er nog te weinig bekend is wat het effect zal zijn op de vegetatiesamenstelling. In dit rapport hebben we laten zien dat metalen kunnen accumuleren in planten tot boven toelaatbare normen. Na het maaien van graslanden wordt het maaisel vaak gebruikt voor veevoer. Doordat planten veel zware metalen opslaan, is het gebruik van maaisel voor veevoederdoeleinden niet meer mogelijk. Dit heeft dus zeker gevolgen voor het vegetatiebeheer. Het afvoeren van het maaisel wordt immers duurder. Indien plantensoorten op een verschillend niveau worden beïnvloed door zware metalen, kan dit een wijziging in soortensamenstelling, en dus een alternatieve richting van de vegetatieontwikkeling, opleveren.

3.2.2 Zwevend-slibkwaliteit

Bij de aanleg van overstromingsgebieden in rivier- of beekdalen, met als doel het vergroten van de waterbergingscapaciteit, loopt de waterbeheerder vaak tegen het probleem aan dat de bodemkwaliteit van de overstroomde gebieden wordt beïnvloed door de kwaliteit van zwevend stof. Dit materiaal bevindt zich in suspensie bij de stromingscondities die heersen in de rivier zelf, maar sedimenteert bij de zeer lage stroomsnelheden die optreden in de geïnundeerde gebieden tijdens de waterberging. Dit verklaart de beïnvloeding van de bodemkwaliteit. De bodemkwaliteit langs de oevers van de rivier is ook van invloed op de realiseerbaarheid van diverse typen landgebruik. Dit geldt zowel voor het behalen van natuurdoelstellingen als voor agrarische gebruiksmogelijkheden. Mede gezien het mogelijke optreden van planschade is het voor het plannen van beheersmaatregelen (op een tijdschaal van enkele tientallen jaren) belangrijk om een goed inzicht te hebben in de invloed van inundatieduur en inundatiefrequentie op de mate van verontreiniging, de ruimtelijke verdeling daarvan en de risico's voor mens en dier die daarmee gepaard gaan.
Voor een aantal situaties en scenario's (overstromingsduur en –frequentie) in het Dommel-stroomgebied is onderzocht wat de gevolgen van overstroming zijn voor de bodemkwaliteit op verschillende punten in het overstromingsgebied, als gevolg van depositie van vervuild zwevend slib. Verschillen in gehalten aan zware metalen ontstaan vooral door verschillen in hoeveelheden klei en organische stof die worden afgezet (zie hieronder). De dikte van de sedimentatielaag varieert tussen de overstromingsscenario's en neemt toe bij een verhoging van de intensiteit van de afvoergolf. Bij een afvoersituatie die eens in de 10 jaar voorkomt (T=10 jaar) is de dikte van de afgezette sedimentlaag op 90% van het oppervlak minder dan 1 mm; bij T=25 jaar is dat minder dan 2 mm en bij T=50 jaar is dat minder dan 10 mm.
De locatie waar sedimentatie plaatsvindt, is afhankelijk van de stroombaan. Deze wordt bepaald door de topografie. Daarnaast bepalen debiet en textuur van het sediment hoe ver bepaalde fracties getransporteerd worden en dus waar metaaldepositie plaatsvindt. Er is een positieve relatie aangetoond tussen de metaaldepositie en de depositie van silt en klei.
Tijdens een overstroming bij een afvoer met een herhalingstijd van 50 jaar (T=50) is voor het beekdal als geheel geen duidelijke correlatie tussen de afstand tot de rivier en textuurverdeling van het sediment dat wordt afgezet. Bij minder lange herhalingstijden (dus minder hoge inundatiegolven) is er wel een correlatie met de afstand te verwachten, waarbij de zandige fractie het dichtst bij het overstromingspunt zal sedimenteren. Om gedetailleerd te kunnen voorspellen hoe de ruimtelijke verdeling van de gesedimenteerde verontreinigde deeltjes eruit ziet, is het nodig per situatie een zo goed mogelijk scenario te beschrijven en modelberekeningen uit te voeren (Van der Meulen et al., 2009).
Inundatie leidt tot veranderingen in bodemchemie, waardoor de beschikbaarheid van metalen in poriewater wordt beïnvloed. Dit heeft invloed op de opname van metalen door bepaalde flora en fauna. Beide aspecten zijn via scenario-analyses doorgerekend met het chemisch-toxicologisch model BIOCHEM-ORCHESTRA (zie ook de volgende paragraaf). De duur van

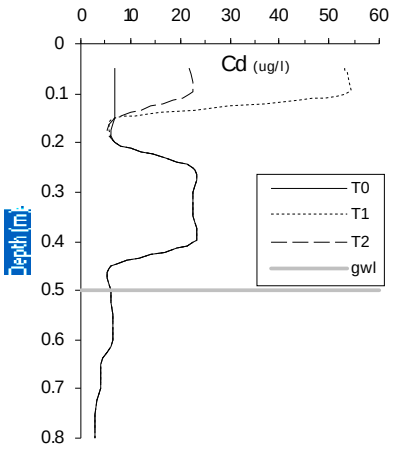
de inundatie beïnvloedt de omvang van de veranderingen. Een inundatie met een duur van twee maanden leidt tot beduidend grotere verschillen in poriewaterconcentraties en opname door wormen en planten dan een inundatie van zes dagen. De tijdens de inundatieperiode ingezette veranderingsrichting (verhoging of verlaging) wordt na afloop van de inundatie weer omgekeerd. De concentraties in poriewater keren binnen een periode van een jaar terug naar de waarde die zonder overstroming zou bestaan.
Veranderingen in poriewaterconcentraties hebben invloed op de opname van metalen door wormen, wilgen en kruidachtigen (dicotylen). Zo neemt in een recent onderzochte case (Van der Meulen et al., 2009) het zinkgehalte in wormen tijdens een inundatie van 20 dagen sterk toe. De veranderingen in cumulatieve opname van metalen door wormen en vegetatie als gevolg van een overstroming gedurende zes of 20 dagen zijn onomkeerbaar. Op pissebedden zijn de verwachte effecten geringer.

3.2.3 Mobiliteit van metalen

Zoals gezegd, worden maatregelen in beekdalen voornamelijk geïnitieerd en geformuleerd vanuit lokale overwegingen. Er zal hier een casestudie worden toegelicht die is uitgevoerd voor de Dommel (Vink et al., 2007). In deze studie zijn scenario's geformuleerd met als doel om inzicht te krijgen in de effecten van keuzes van maatregelen. De effecten betreffen de chemische en ecotoxicologische gevolgen van drie scenario's, die als volgt zijn geformuleerd:

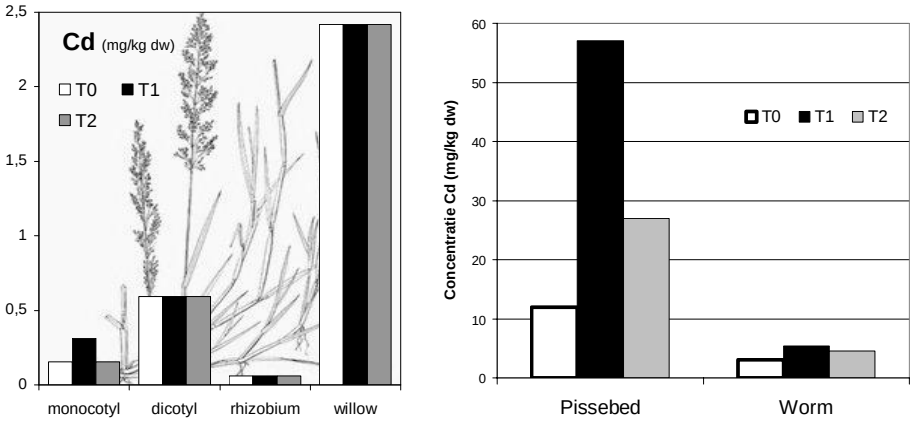
T-0 scenario: De huidige situatie in de uiterwaardbodem.
T-1 scenario: In dit scenario is de sedimentatie van 10 cm slib opgenomen als gevolg van overstromingen door de Dommel op het beekdal. De kwaliteit van de nieuwe laag is afgeleid uit de samenstelling van het zwevend stof uit de rivier.
T-2 scenario: Het zelfde als scenario T-1, waarbij maatregelen zijn genomen om de metaalemissies van de rivier Eindergatloop, die uitmondt in de Dommel, te reduceren naar nul.

De scenario's zijn doorgerekend met het chemisch-toxicologisch model BioChem (Vink en Meeussen, 2007). Dit model berekent de chemische beschikbaarheid als afhankelijke van de (tijds-dynamische) redoxpotentiaal. Hierna wordt de opname berekend, eveneens tijdsafhankelijk, van metalen in plantgroepen en bodembewonende fauna.
Figuur 8 geeft enkele resultaten weer van de effecten van bovenstaande scenario's op de poriewaterconcentraties van cadmium. In Figuur 9 zijn de effecten op de opname door flora en fauna weergegeven. De resultaten worden hier niet verder toegelicht, maar het is duidelijk dat dergelijke analyses een duidelijk inzicht geven in de kwalitatieve en kwantitatieve gevolgen van maatregelenopties.



Figuur 8 Poriewaterconcentraties van cadmium voor de drie scenario's

De veranderingen in chemische beschikbaarheid, die tot uiting komen in Figuur 8, zijn als input gebruikt om de ecotoxicologische effecten voor flora en fauna te schatten. Voor opname in planten zijn vier categorieën onderscheiden: monocotylen (grassen), dicotylen (de meeste kruidachtigen), rhizobium dicotylen (bijv. klaver) en de zogenaamde hyper-accumulatoren (bijv. wilg). Elke plantcategorie reageert anders op de verschillende bronnen van metalen zoals die voorkomen in de vaste en opgeloste fase (Vink en Meeussen, 2007). Ook de bewortelde zones verschillen per categorie. Enkele resultaten voor de drie scenario's zijn weergegeven in Figuur 9.



Figuur 9 Accumulatie van cadmium voor de drie scenario's.
Links: Flora (plant categorieën); rechts: fauna

Bij de analyse van effecten moet niet alleen rekening worden gehouden met de accumulatie in (ken)soorten, maar ook in termen van ecologische draagkracht. Bij planten moet bijvoorbeeld rekening worden gehouden met de dieetsamenstelling van herbivore grazers (muizen, ganzen, koeien, paarden). Ook door het eten van prooidieren kan ophoping in de voedselketen plaatsvinden. Dit effect, biomagnificatie, heeft een direct effect op de vitaliteit van een ecotoop.

4 Aanbevelingen voor herinrichtingsmaatregelen

Inrichten met oog voor verontreinigingen

- In uiterwaarden en beekdalen komen **nat-droog overgangen** voor (in plaats en tijd). Deze overgangen zorgen voor redoxgradiënten die direct de beschikbaarheid van zware metalen en nutriënten dicteren. De mate waarin dit gebeurt, wordt bepaald door locale condities. Bij voorgenomen veranderingen in deze locale condities - per definitie het gevolg van herinrichting - kan via kwantitatieve modellen (zoals BioChem) een schatting worden gemaakt van de effecten op de beschikbaarheid van verontreinigingen. Zo kan een afwegingsondersteuning worden geboden bij de verschillende opties of maatregelen.

Grondverzet

- Bij herinrichtingsmaatregelen in uiterwaarden met grondverzet (verbreding van de stroomgeul, verlaging van uiterwaarden, aanleg van nevengeulen) moet rekening worden gehouden met de aanwezigheid van **historisch verontreinigde lagen**. Deze vormen een verhoogd risico, indien
  1) deze lagen deel gaan uitmaken van de nieuwe leeflaag, waardoor intensiever contact met organismen is te verwachten;
  2) de omgevingsomstandigheden door de herinrichting zodanig worden gewijzigd dat de chemische en mogelijk biologische beschikbaarheid van contaminanten wordt verhoogd.
- Het creëren van een ‘nieuwe toplaag’ heeft als resultaat dat de oude leeflaag is verwijderd. Hiermee is nutriëntrijke grond weggenomen, waardoor gewenste **beekdalvegetaties** zich kunnen ontwikkelen. Maar ook grond met verweerd organisch materiaal is weggenomen, waardoor de ontwikkeling van gewenste beekdalvegetaties een nog onbekende vertraging zal oplopen. Bij de verwijdering van de toplaag moet goed worden nagegaan of de ontstane situatie past bij de beoogde vegetatieontwikkeling.
- Bij het **bergen** van materiaal onder water moet, in termen van verspreidingsrisico’s van zware metalen, onderscheid worden gemaakt tussen sediment van aquatische oorsprong en terrestrische uiterwaardgrond.

Stofbalansen en beschikbaarheid

- Voorafgaand aan een maatregel moet inzicht worden verkregen in de toekomstige **metalenbalans**: het netto resultaat tussen vastlegging door bijvoorbeeld sulfiden en vrijmaking door het reduceren van ijzer. Een potentieel tekort aan binding door bodemcomponenten kan resulteren in verhoogde beschikbaarheid van metalen en daardoor een verhoogde toxiciteit.
- Veranderingen in hydrologische regimes kunnen leiden tot veranderingen in de **nutriëntenhuishouding**. Dit heeft gevolgen voor de samenstelling van vegetatie en uiteindelijk het nagestreefde natuurdoeltype.

Effecten op ecosysteemniveau

- In de risicobeoordeling van verontreinigingen moet niet uitsluitend rekening worden gehouden met accumulatie in organismen, maar ook met de **ecologische draagkracht**. In uiterwaarden, noch beekdalen worden voor fauna lethale concentraties aan verontreinigingen verwacht. De risico’s van verontreinigingen (waartoe ook vaak de veranderingen in nutriëntbeschikbaarheid worden gerekend) worden echter kenbaar op drie niveaus:
  1) doorvergiftiging en ophoping in de voedselketen (herbivore grazers, prooidieren).
  2) De samenstelling van vegetatie en dientengevolge het voorkomen van specifieke diersoorten.

3) aantasting van de algehele vitaliteit van een ecotoop; dit wil zeggen het vermogen om andere stressfactoren zoals ziekten, extreme temperaturen etc. te kunnen weerstaan.

Hoewel voor een accurate kwantificering van de drie genoemde niveaus nog kennishiaten bestaan, wordt aanbevolen om de concepten zoveel als mogelijk is uit te werken in de risicobeoordeling van de voorgenomen ingreep.

Spuiregime

- Rivierkundige kunstwerken zoals sluizen zijn goede **slibvangers**. Om afvoer en bevaarbaarheid te garanderen moet regelmatig worden gespuid. Dit gaat gepaard met het “op stroom zetten” van sediment. Vaak is dit de fijnkorrelige fractie waar verontreinigingen zich aan binden. De verhoogde en periodieke concentratiepieken van HCB in de Rijn is een duidelijk voorbeeld van de gevolgen van spuien. Ook de Cd lozing in de Maas in 2005/2006 heeft duidelijk gemaakt dat verontreinigd slib vertraagd door een riviersysteem wordt getransporteerd. De morfologische en toxicologische effecten worden na enige tijd benedenstrooms zichtbaar. Een adequate monitoring van de slibkwaliteit is noodzakelijk om voldoende kennis te krijgen van de relevante sedimentatie- en resuspensieprocessen in een riviersysteem met kunstwerken en andere elementen die het slibtransport beïnvloeden.

5 Literatuurreferenties

Actief Bodembeheer Maas (2002). Beleidsnotitie Actief bodembeheer Maas. Provincie Limburg, Provincie Noord-Brabant, Provincie Gelderland, Ministerie van V&W, Directoraat Generaal Rijkswaterstaat, Directie Limburg

Actief Bodembeheer Rijntakken (2002). Beleidsnotitie Actief bodembeheer Rijntakken. Provincie Gelderland, Provincie Overijssel, Provincie Utrecht, Ministerie van V&W, Directoraat Generaal Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland

Actief Bodembeheer Rivierbed (1997). Beleidsnotitie Actief bodembeheer rivierbed – omgaan met verontreinigd sediment in de grote rivieren. Ministerie van V&W, Ministerie van VROM, Ministerie van LNV, IPO

Agtersloot, R.C. (2003). MER Grensmaas 2003, Achtergronddocument 1 Rivierkunde. Rijkswaterstaat De Maaswerken

Akkerman, G.J. et al. (2003). MER Grensmaas 2003, Achtergronddocument 2 Morfologie - bureaustudie. Rijkswaterstaat De Maaswerken

Asselman, N., Middelkoop, H. (1998). Temporal variability of contemporary floodplain sedimentation in the Rhine–Meuse delta, The Netherlands. Earth Surf. Process. Landforms 23, 595-609

Asselman, N., Wijngaarden, M. van (2002). Development and application of a 1D floodplain sedimentation model for the River Rhine in The Netherlands. Journal of Hydrology 268, 127-142

Best, J. de, Wijdeveld, A., Vink, J.P.M., Noort, P. van, Breukelen, B. van, Smedes, F. (2007). Uitloging en verspreiding vanuit depots. Beschrijving resultaten metingen bij depot Amerikahaven 2006. AKWA rapport 07.002, Lelystad

Beumer, V., Wirdum, G. van, Beltman, B., Griffioen, J., Verhoeven, J.T.A. (2007) Biogeochemical consequences of winter flooding in brook valleys. Biogeochemistry, 86(1), 105-121

Beumer, V., Wirdum, G. van, Beltman, B., Griffioen, J., Grootjans, A.P., Verhoeven, J.T.A. (2008) Geochemistry and flooding as determining factors of plant species composition in Dutch winter-flooded riverine grasslands. Science of the total environment, 402(1), 70-81

Beumer, V. (2009). Winter flooding in Dutch stream valley floodplains: biogeochemical effects and vegetation consequences. Thesis University of Utrecht, April 20, 2009. ISBN/AEN: 978907/1382987

Beumer, V., Sival, F., Verhoeven, J.T.A., en Van Wirdum, G. (nog te publiceren) Beoordelingsmethodiek Overstromingseffecten in Beekdalen. Onderdeel A, B en C. SKB-rapport.

Bonten, L.T.C., Vink, J.P.M., Brus, D.J. (2005). Belasting van het oppervlaktewater in het landelijk gebied door uitspoeling van zware metalen; Modelberekeningen 2005 en invloed van redoxcondities. Alterra rapport 2005, Wageningen

Commissie Verheijen (2009). Verantwoord grootschalig toepassen van grond en baggerspecie. Verslag van de deskundigencommissie zandwinputten. MD/BO20092018, Utrecht

Eijsackers, H.P.J., Groot, M., Breure, A.M. (2008). Upgrading system-oriented ecotoxicological research. Sci. Tot. Environ. 406, 373-384

Eijsackers, H.P.J., Straalen, N.M. van, Scheerder, N. (2009). Beheersmatrix Diffuse Verontreiniging - Leidraad voor het beheer van diffuse verontreiniging in Uiterwaarden | Overgangswateren (zoet/zout) | Kleine wateren | Beekdalen | Veenweiden | Duinen en zandgronden | Bossen en heiden. NWO-SSEO, Den Haag, ISBN/EAN 978-90-77875-33-9.

Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Verhoeven, J.T.A., Roelofs, J.G.M., Lamers, L.P.M. (2008). Sediment Fe:PO4 ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. Freshwater Biology 53, 2101-2116

Greeuw, G. en Ommen, A. van (1993). FSCONBAG manual. RWS, DWW/Grondmechanica Delft.

Griffioen, J., Heerdink, R., Kuijper, M.J.M., Roelofsen, F., Rozemeijer, J.C., Grift, B. van der (2006). Beschouwing van het milieurendement van opslag van dekgrond in depots ten aanzien van de grondwaterbelasting. TNO-rapport 2006-U-R0174/A.

Hurk, B. van den, Klein Tank, A., Lenderink, G., Ulden, A. van, Oldenborgh, G. J. van, Katsman, C., Brink, H. van den, Keller, F., Bessembinder, J., Burgers, G., Komen, G., Hazeleger, W., Drijfhout, S. (2006). KNMI Climate Change Scenarios 2006 for the Netherlands. KNMI Scientific Report WR 2006-01, De Bilt, May 2006

Jalink, M.H., Grijpstra, J., Zuidhoff, A.C. (2003). Hydro-ecologische systeemtypen met natte schraallanden in pleistoceen Nederland. OBN-rapport 2003/225-O. EC-LNV, Wageningen

Jans, L., A. Sorber, Wijngaarden, M. van, Reinhold, E., Heijdt, B. van der, Scheer, A. van der, Jonge, J. de, Buijse, T. (1999). Monitoring nevengeulen. Integrale jaarrapportage 1997-1998. RIZA werkdocument 99.047X, Lelystad.

Kamerling, G., Rooij, N. de, Vink, J.P.M. (2006). Risicobeoordeling zware metalen en Kaderrichtlijn Water. *H_2O* 13, 38-39

Klaver, G., Joziasse, J., Bakker, I. (2009). Propagation of a cadmium spill through an impounded river system. Deltares rapport, december 2009

Lamers, L.P.M., Loeb, R., Antheunisse, A.M., Miletto, M., Lucassen, ECHET, Boxman, A.W., Smolders, A.J.P. and Roelofs, J.G.M. (2006). Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. Hydrobiologia 565, 165-186

Loeb, R., Daalen, E. van, Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M. (2007). How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. Biogeochemistry 85, 289-302

Lucassen, E., Castelijns, H., Wagenvoort, A., en Smolders, A. (2008) Oorzaken en oplossing interne eutrofiëring in spaarbekken De Braakman. H2O 11:33-36

Meulen, S. van der, Joziasse, J., Vink, J.P.M., Peñailillo, R., Jaimes Jaimes, J. A., Aguilera, D. R., Klaver, G. (2009). De invloed van inundatieduur en –frequentie op de bodemkwaliteit langs de Dommel. Deltares rapport, december 2009

Middelkoop, H. (2000). Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in the Netherlands. Geologie en Mijnbouw / Netherlands Journal of Geosciences 79 (4): 411-428

Milieu-effectrapport Grensmaas 2003 (2003). Hoofdrapport. De Maaswerken, Maastricht, februari 2003

Ontwerp Provinciaal Waterplan Noord-Brabant (2008). Ontwerp Provinciaal Waterplan Noord-Brabant 2010-2015. 's-Hertogenbosch, december 2008

Ontwerp Waterbeheerplan Waterschap de Dommel (2009). Krachtig water - Ontwerp Waterbeheerplan 2010-2015. Waterschap de Dommel http://www.dommel.nl/actueel/ontwerp (meest recent geraadpleegd op 25 november 2009)

PKB RvR (2007). Planologische Kernbeslissing Ruimte voor de Rivier Deel 4 – Nota van Toelichting. Ministerie van V&W, Ministerie van VROM, Ministerie van LNV, januari 2007

Poot, A., Gillissen, F., Koelmans, A.A. (2007). Effects of flow regime and flooding on heavy metal availability in sediment and soil of a dynamic river system. Environmental Pollution 148, 779-787

Runhaar, J., Gehrels, J.C., Lee, G. van der, Hennekens, S.M., Wamelink, W., Linden, W. van der, Louw, P.G.B. van der (2002). Waternood Deelrapport 5. Doelrealisatie Natuur. Rapport 2002-26, STOWA, Utrecht, 2002

Runhaar, J., Arts, G., Knol, W. en Brink, N. van den (2004). Waterberging en natuur. Kennisoverzicht ten behoeve van regionale waterbeheerders. Rapport 2004-16, STOWA, Utrecht

Steenwijk, J. van, Sneller, E., Vink, J.P.M., Besten, P. den, Berg, G. van den, Heijdt, L.M. van der (2000). Zware metalen: speciatie en risico-beoordeling in zoete waterbodems. RIZA rapport 2001.005, AKWA 00.007, Lelystad

Steenwijk, J.M. van, Cornelissen, G., Reitsma, T. (2000). Beoordeling van het storten van grond in de put van Moorlag. RIZA document 2000.150X, AKWA 00.006, Lelystad

Thonon, I. (2006). Deposition of sediment and associated heavy metals on floodplains. Thesis University of Utrecht, March 3, 2006. ISBN-10: 90-6809-377-0; ISBN-13: 978-90-6809-377-3

Vink, J.P.M. (1999). Beschikbaarheid van zware metalen in Maas uiterwaarden en in reducerend sediment. Fase 1: modelexercitie. AKWA/RIZA rapport 99.014, Lelystad

Vink, J.P.M. (2000). Zware metalen in Maas uiterwaarden. Effecten van stort en reductie van sediment op de interne macrochemie en metaalspeciatie in poriewater. Fase 2: reductie-experiment. RIZA document 2000.092X, Lelystad

Vink, J.P.M. (2003a). Onder water berging van grond uit de uiterwaard van de Rosandepolder (Nederrijn). Effecten van reductie op de beschikbaarheid van zware metalen en nutriënten. RIZA werkdocument 2003.120X, AKWA projectdocument 03.008, Lelystad

Vink, J.P.M. (2003b). Anaërobe poriewater metingen in geconcentreerde berging van Maas-weerdgrond. RIZA werkdocument 2003.049X, AKWA projectdocument 03.002, Lelystad

Vink, J.P.M. Heavy metal uptake rates among sediment dwelling organisms; Where do sediment-dwellers get their metals? *In* Encyclopedia of Water*, ISBN 0-471-44164-3, John Wiley, New York (2005) p. 211*

Vink, J.P.M. en Hendriks, J. (1999): Zware metalen in sediment wel degelijk een ecotoxicologisch risico. *H_2O* 13:38-39

Vink, J.P.M., Klaver, G., Joziasse, J. (2007): Scenario analyses Dommel: Impact of sedimentation in the Dommel flood plain on heavy metal availability and bioaccumulation in flora and fauna. RWS RIZA report 2007.014, Lelystad

Vink, J.P.M., Meeussen, J.C.L. (2007). BIOCHEM-ORCHESTRA: a scenario-DSS for heavy metal speciation and ecotoxicological impacts in river systems. Environmental Pollution 148, 833 - 841

Vink, J.P.M., Winkels, H.J. (1994): In-situ Consolidation of Lake Deposits; An Empirical Model to Reconstruct Pollution History. *Water Resources Bulletin 30/4*:631-638

Vink, J.P.M., Zee, S.E.A.T.M. van der (1997a). Effect of Oxygen Status on Pesticide Transformation and Sorption in Undisturbed Soil and Lake Sediment. *Environmental Toxicology & Chemistry 16/4*:608-616

Vink, J.P.M., Zee, S.E.A.T.M. van der (1997b). Pesticide biotransformation of pesticides in surface waters: Multivariate analyses of Environmental Factors at Field Sites. *Water Research 13(11)*:2858-2868

VROM (2007). Uitvoeringsprogamma diffuse bronnen waterverontreiniging, Ministerie van VROM, december 2007

Wit, M. de, Buitenveld, H. Deursen, W. van (2007). Klimaatverandering en de afvoer van de Rijn en de Maas, RIZA memo WRR/2007-006. Lelystad, juni 2007